



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

**Efeitos de diferentes regimes de queima sobre o estrato
herbáceo-subarbustivo da vegetação em áreas de
Manejo Integrado do Fogo no Cerrado**

Ana Carla dos Santos

Brasília

Fevereiro de 2019



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

Efeitos de diferentes regimes de queima sobre o estrato herbáceo-subarbustivo da vegetação em áreas de Manejo Integrado do Fogo no Cerrado

Ana Carla dos Santos

Orientador Dr. Daniel Luis Mascia Vieira

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

Brasília

Fevereiro de 2019

Agradecimentos

Agradeço imensamente à Isabel Schmidt por ter se aventurado nesse trabalho junto comigo e por todo o empenho em fazer o projeto andar, me ajudando com a logística dos campos, captando recursos financeiros e compartilhando seus conhecimentos ecológicos. Agradeço à Cassia Munhoz, que também me orientou do começo ao fim, sempre me recebendo em sua sala e me inspirando a estudar as plantas pequenas do Cerrado. Agradeço ao meu orientador, Daniel Vieira, que topou encarar essa aventura desde o início.

Agradeço à minha mãe Cris, a meu pai Tomás e à minha irmã Lana, por toda a paciência e apoio que me dão em todas as empreitadas em que resolvo me meter na vida. Muito amor por vocês.

Agradeço ao companheiro Gu, por toda a ajuda em campo, pelas fotos, pelos mapas, por desenhar coisas bonitas e embelezar o mundo, por todas as aventuras e amor compartilhados durante esse tempo. Você tornou o processo mais leve.

Agradeço ao companheiro de aventuras no campo, no laboratório, nas manifestações, nos botecos e na vida, Samuel Montenegro, com quem compartilhei cada fase desse processo. Você é um ótimo profissional e um ótimo amigo. O Cerrado e as salas de aula te merecem.

Agradeço à Carol Barradas, ao Marco e toda a equipe do ICMBio em Rio da Conceição por nos receberem tão bem na EESGT, e por toda a mobilização para nos ajudar em campo. Foi um privilégio estar com vocês, conhecer melhor seus ofícios e lutas.

Agradeço aos chefes de brigada, motoristas e brigadistas da EESGT, que são verdadeiros conhecedores dos Geraes, e que tanto nos ajudaram em campos: Rogério, Ubiratan, Fabrício, Dei, Ari, Dionísio, Jonas, Enos, Santo, William, Lindomar.

Agradeço ao João Miranda, à Lauanna, ao Reinaldo, ao Claudema e a todos os brigadistas do PEJ que nos ajudaram em campo.

Agradeço ao Tocha e à Aldina pela amizade, carinho e respeito que desenvolvemos durante nossa estadia na Mumbuca. À Núbia e Ana Claudia por abrirem as portas da casa para nós e nos ensinarem tanto sobre justiça às comunidades quilombolas no Brasil. Vocês são fortes. À Neia e Marijane, pelo carinho. À Doutora, ao seu Elieser, Dona Almeniza e a todos os moradores da Comunidade Quilombola Mumbuca, aos jovens e aos anciões. Obrigada por todo o ensinamento sobre o Brasil profundo. Ao Seu Adão, Dona Paulina e a seus filhos, por nos receberem tão bem na Comunidade Quilombola Boa Esperança. Ao seu Pixute também. Obrigada por toda a ajuda e por

abrirem um sorriso fraterno quando nos viam e por chorarem quando fomos embora. O carinho por vocês é recíproco.

As pessoas que nos hospedaram com carinho: Dona Eliene, Emivaldo (feio-veio), Elzita, Sayonara, Pablo, Vaneça, Rejane.

Às amigas e amigos da UnB que nos ajudaram em campo e no laboratório, em especial às mulheres, que às vezes enfrentam situações adversas em campo por simplesmente não aceitarem que ocupemos esses espaços. Mas aos poucos a gente ocupa: Natanna, Marina Guimarães, Fabi, Gabi Ferreira, Lara Vieira, Sílvia Laine, Lauana, Babi, Ana Clara, Silvia Rodrigues, Fernanda, Gegê, Rosana, Clara Baringo, Gu, Max, André Coutinho, Ícaro.

À Monica Teles, que também passou pelo mesmo processo na mesma época que eu, sempre me apoiando a seguir em frente. Ao Roberson Rosa pelo apoio psicológico e pela irmandade. E a todos os amigos, de antes e de agora, pelo amor compartilhado.

Aos amigos da Ecologia e da Botânica, pelo apoio moral, pela troca de ideias e pelos almoços na copa da Botânica. Um agradecimento especial ao Jair, Natanna, Roberta Chacon, Jorge e Regina Célia, pela ajuda com a identificação das plantas.

Aos professores Eduardo Barbosa e Murilo Dias, e ao querido amigo Max, pela grande ajuda com as análises estatísticas.

Aos demais professores do PPG em Ecologia, pelo conhecimento compartilhado, e aos técnicos administrativos, pelo trabalho prestado durante esses dois anos.

À CAPES, pelo fomento, à FAP/DF (0193001481/2017), FAPESP (JP 2015/06743-0), GIZ (contrato 83198593) e CEPF (SG 037) pelo financiamento dos campos.

Agradeço também à Giselda Durigan e Mercedes Bustamante por aceitarem o convite para serem membros da banca de avaliação.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que estiveram envolvidas, direto ou indiretamente, nesse processo que culminou na produção dessa dissertação. Foi longo o caminho e foram muitos os envolvidos. Que assim possamos seguir compartilhando conhecimento e trabalhando pelo bem comum da sociedade.

Dedico este trabalho a todos os povos que existem e resistem de pé junto com o Cerrado, sobretudo aos que fazem o uso do fogo.



Mitracarpus steyermarkii E.L.Cabral & Bacigalupo

*“O Cerrado não revela seus mistérios à gente
que não é cativa desse destinozinho de chão”
(Guimarães Rosa)*

Sumário

Lista de figuras e tabelas	ix
Resumo	3
Abstract.....	4
1. Introdução.....	5
2. Material e Métodos	10
2.1. Caracterização das áreas de estudo	10
2.2. Histórico de criação do experimento no âmbito do projeto Cerrado-Jalapão.....	13
2.3. Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017	16
2.3. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo	19
2.4. Análise de dados	23
2.4.1 Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017	23
2.4.2 Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo	23
3. Resultados	25
3.1. Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017	25
3.2. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo	28
i) Ordenação espacial das áreas de estudo	28
iii) Florística, Riqueza e Diversidade de espécies.....	32
.....	35
iv) Valor de Importância (VI)	35
4. Discussão	39
4.1. Comportamento do fogo nas queimas de 2017	39
4.2. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo	42
i) Ordenação espacial das áreas de estudo	42
ii) Estrutura da vegetação.....	46
iii) Florística, Riqueza e Diversidade de espécies.....	50
iv) Valor de Importância (VI)	53

5. Conclusão	57
6. Contribuições do estudo e implicações para o manejo	58
Referências.....	60
Material suplementar	71

Lista de figuras e tabelas

- Tabela 1. Parâmetros de comportamento do fogo (combustível pré-queima, eficiência de queima, velocidade da frente de fogo, intensidade e calor liberado) e condições meteorológicas na hora das queimas (queimas de manejo – até o mês de julho; e queimas tardias – mês de setembro) realizadas em 2017 na região do Jalapão, TO, Brasil. Os valores se referem à média \pm desvio padrão (dp). Letras diferentes após os valores indicam que houve diferença significativa entre os tratamentos (queimas de manejo *vs.* queimas tardias)..... 26
- Tabela 2. Resultado das análises do GLMM e do teste Tukey para a cobertura média das espécies e para a projeção média de solo exposto e para a projeção média de serapilheira nos tratamentos, nas amostragens, e na interação entre tratamento e amostragem..... 32
- Tabela S 1. Lista de espécies registradas neste estudo que foram identificadas até nível de espécie, de gênero e de família. Além dessas, existem 44 espécies que permanecem não identificadas. 71
- Figura 1. Mapa das áreas de estudo (1-7) sobre o Manejo Integrado do Fogo na região do Jalapão (leste do Tocantins). PEJ= Parque Estadual do Jalapão e EESGT= Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *A área 5 está dentro de um território reivindicado pela comunidade quilombola Mumbuca (processo INCRA n° 54400.001301/2006-71). 11
- Figura 2. Representação da paisagem predominante na região do Jalapão em duas áreas protegidas: no PEJ (imagem superior) e da EESGT (imagem inferior), com detalhe para o solo arenoso e a ocorrência de queimas na paisagem..... 12
- Figura 3. Esquema do desenho experimental utilizado em cada área para o acompanhamento do estrato arbóreo da vegetação dentro de cada tratamento. Na parcela menor (15 x 15 m) foram amostrados os indivíduos arbóreos de menor porte (diâmetro de 1-5 cm), e na parcela maior (50 x 50 m) foram amostrados os indivíduos que possuem diâmetro > 5 cm. QM= queimas de manejo, QT= queimas tardias e C= controle..... 14
- Figura 4. Representação das sete áreas dentro de cada tratamento (“Queimas de Manejo”, “Queimas tardias” e “Controle”) nos anos de realização das queimas experimentais (2015 e 2017), e no último ano de amostragem da vegetação (2018). O símbolo de “queima” dentro de uma área significa que as parcelas daquele tratamento dentro da área foram queimadas acidentalmente e tiveram que ser excluídas do experimento. 15

- Figura 5. Histórico de queimas e amostragens da vegetação arbórea e herbácea dos experimentos de MIF iniciados em 2015 na EESGT e no PEJ. Em 2017 destaca-se o início do monitoramento da vegetação herbácea..... 16
- Figura 6. Queimas prescritas iniciadas pela equipe de brigada na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, com um pinga-fogo e em formato de linha a aproximadamente 5 m da borda das parcelas experimentais. 17
- Figura 7. Método de coleta da biomassa combustível (<6 mm de diâmetro) para o cálculo do combustível consumido em: a) coleta antes das queimas; b) coleta após as queimas. 19
- Figura 8. Esquema do desenho experimental de cada área para o acompanhamento do estrato herbáceo da vegetação dentro de cada tratamento. Cada número em vermelho representa uma linha que pode ser sorteada dentro da parcela de 50 x 50 m (por exemplo, as linhas 1 e 5 representadas na imagem). Um dos vértices do quadrado foi excluído do sorteio por conta da sub-parcela de 15x15m utilizada para o monitoramento dos indivíduos arbóreos regenerantes. Os números em preto representam as 10 subunidades amostrais em cada linha estabelecida. Os números circulados representam a posição onde as estacas foram enterradas para marcar as linhas. QM= queimas de manejo, QT= queimas tardias e C= controle. 20
- Figura 9. Método de interseção na linha representado em: a) subunidade amostral (SuA) demarcada com a fita métrica acoplada nas estacas e b) projeção das espécies (A, B e C) dentro de uma SuA sob a fita métrica. Fonte: Munhoz e Araújo (2011). 21
- Figura 10. Comparação entre duas paisagens, na região do Jalapão, TO, após a realização de uma queima de manejo realizada no mês de junho e uma queima tardia realizada no dia 15 de setembro em: paisagem antes (A) e depois (B) de uma queima de manejo e paisagem antes (C) e depois (D) de uma queima tardia. 27
- Figura 11. Ordenação (nMDS) das áreas (1-6), dos dois tempos de amostragens (preto=T1 e cinza=T2) e dos tratamentos (símbolos) em: A) dados de cobertura das espécies (cm), stress = 0,182 e B) dados de presença/ausência das espécies, stress = 0,175. QM= queimas de manejo; C= controle e QT=queimas tardias. 29
- Figura 12. Cobertura absoluta média das espécies (A), projeção média de solo exposto (B) e cobertura média de serapilheira em cada tratamento (C=controle, QM=queimas de manejo e QT=queimas tardias) na primeira amostragem (T1), realizada em 2017, e na segunda amostragem (T2), realizada em 2018. As barras indicam o erro padrão, com intervalo de 95% de confiança, e as letras indicam se há diferença significativa (teste Tukey) entre os tratamentos dentro de uma mesma amostragem, e entre as amostragens dentro de um mesmo tratamento..... 31

- Figura 13. Número de espécies comuns entre os tratamentos e entre as amostragens (T1 e T2) e exclusivas de cada tratamento ao longo de todo o período amostrado. QM= queimas de manejo e QT= queimas tardias33
- Figura 14. Número de espécies exclusivas de cada amostragem (T1 e T2), de cada tratamento, e comuns entre os tratamentos dentro de uma mesma amostragem. QM= queimas de manejo e QT= queimas tardias.34
- Figura 15. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e de extrapolação (linhas tracejadas) calculadas através dos números de Hills – riqueza ($q=0$), diversidade de Shannon ($q=1$) e diversidade de Simpson ($q=2$) – para cada tratamento (Queimas de Manejo, Queimas Tardias e Controle). Os pontos indicam o número de amostras. As curvas têm um intervalo de confiança de 95%.35
- Figura 16. Variação temporal da cobertura total (CT) das dez espécies com maior valor de importância (VI) em cada tratamento. Essa distribuição está representada em cada área (1-6) e em cada amostragem (T1 e T2). Devido a queimas acidentais, a área 1 foi amostrada somente em (T1) e, no Controle, as áreas 5 e 6 não foram amostradas em T2.....38
- Figura 17. Espécie dominante da paisagem (*Trachypogon spicatus* – Poaceae) na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e no Parque Estadual do Jalapão.....54
- Figura 18. Espécie parasita (*Cassytha filiformes* – Lauraceae), recorrente nas parcelas do tratamento "controle". A espécie se alastra pela vegetação, formando uma malha densa que prejudica outras espécies a se desenvolverem.55

Resumo

O fogo é um distúrbio que ocorre naturalmente no Cerrado há milhões de anos, além de ser utilizado tradicionalmente por vários povos com diversas finalidades, como o cultivo agrícola. No entanto, desconsiderando o papel ecológico do fogo no Cerrado, bem como aspectos sociais de usos do fogo, a política vigente no Brasil até 2012 era a de exclusão total do fogo, mesmo em ecossistemas que evoluíram com esse distúrbio. Como consequência, o acúmulo de biomassa combustível aumenta a suscetibilidade a incêndios extensos no final da estação seca, de difícil combate. Como alternativa à exclusão do fogo, três Unidades de Conservação (UC) do Cerrado implementaram projetos piloto de Manejo Integrado do Fogo (MIF) em 2014, visando à diminuição da frequência e extensão de grandes incêndios. Para acompanhar os efeitos do MIF no estrato herbáceo-subarbustivo da vegetação, este estudo comparou três regimes experimentais de queima – queimas de manejo; queimas tardias, e proteção contra o fogo (controle) – em seis áreas de MIF dentro de duas dessas UC, na região do Jalapão, Tocantins. Para isso, foram realizadas queimas experimentais em 2017, onde foram medidos: intensidade da frente de fogo, calor liberado e eficiência de queima. Foram feitas duas amostragens a vegetação herbácea e subarbustiva (T1, em 2017 e T2, em 2018), e mediou-se: a cobertura vegetal das espécies, a cobertura de serapilheira e a projeção do solo exposto. Com os dados de presença/ausência de espécies foi feita uma análise de ordenação espacial (nMDS) dos tratamentos, das áreas e das amostragens. Calculou-se a riqueza e diversidade (Shannon e Simpson) de espécies dentro de cada tratamento, e o valor de importância (VI) das espécies. As queimas tardias apresentaram maior intensidade (2628,8 kJ/m.s), maior quantidade de calor liberado (4788,0 kJ/m²) e maior eficiência de queima (87,2%) que as queimas de manejo (Intensidade= 806,0 kJ/m.s; calor liberado= 3050,0 kJ/m² e eficiência de queima= 47,3%). A nMDS agrupou as áreas de estudo, mas não os tratamentos e nem os dois tempos de amostragem. Em T1, não houve diferença significativa entre a cobertura vegetal, a cobertura de serapilheira e a projeção de solo exposto entre os tratamentos. Em T2, o controle apresentou maior cobertura vegetal em relação às queimas de manejo; maior cobertura de serapilheira e menor projeção de solo exposto em relação aos dois tratamentos de queima. As queimas tardias apresentaram menor cobertura de serapilheira e maior projeção de solo exposto. A riqueza e diversidade de espécies foram maiores nos tratamentos de queima em relação ao controle. Das dez espécies com maior VI, seis foram comuns aos três tratamentos, sendo que *Trachypogon spicatus* (Poaceae) foi a espécie com maior VI nos três tratamentos.

Palavras-chave: queimas prescritas; época de queima; diversidade vegetal; conservação; áreas protegidas; Jalapão.

Abstract

Fire is a disturbance that has occurred naturally in the Brazilian savanna (Cerrado) for millions of years, besides being traditionally used by many human populations for several purposes such as agriculture. However, the policy in effect in Brazil until recent years was total fire exclusion even in ecosystems adapted to this disturbance. The ecological role of fire in maintaining ecosystem processes in the Cerrado as well as the social aspects associated with its use by humans have been neglected. As a consequence of such policy, fuel biomass builds up, increasing the ecosystem's susceptibility to great wildfires in the late-dry season, which are difficult to extinguish. As an alternative to fire exclusion, three Protected Areas (PA) in the Cerrado implemented an Integrated Fire Management (IFM) program in 2014, which aimed to reduce wildfire frequency and extension. In order to monitor the effects of IFM on the herbaceous and subshrub layer of vegetation, this study compared three experimental fire regimes – management burns, late-dry season burns and fire exclusion (control) - in six IFM areas within two of these PA in the Jalapão region, Tocantins state. Experimental burns were carried out in 2017 and fire intensity, heat released and burning efficiency were measured. Two herbaceous and subshrub vegetation samplings were undertaken (T1, in 2017 and T2, in 2018), and species vegetation cover, litter cover and the projection of bare soil were measured. Spatial ordination analyses (nMDS) of the treatments, areas and samplings were made using species presence/absence data. Species richness and diversity (Shannon and Simpson) within each treatment and their importance value (IV) were calculated. Late burns presented higher intensity (2628.8 kJ/m.s), higher heat released (4788.0 kJ / m²) and higher burning efficiency (87.2%) than management burns (Intensity = 806.0 kJ/ms, heat released = 3050.0 kJ/m² and burning efficiency = 47.3%). nMDS grouped the data among the study areas but not among treatments or the two sampling times. In T1, there was no significant difference in vegetation cover, litter cover and bare soil between treatments. In T2, control plots presented greater vegetation coverage in relation to management burning plots and higher litter cover and lower bare soil compared to plots of both fire treatments. Late burning plots presented lower litter cover and higher bare soil. Species richness and diversity were higher in fire treatment plots than control plots. Six out of the ten species with higher IV were common to all treatments, and *Trachypogon spicatus* (Poaceae) was the species with the highest IV in all treatments.

Keywords: prescribed burns; fire season; plant diversity; conservation; protected areas; Jalapão.

1. Introdução

O fogo é um distúrbio natural que ocorre em diversos ecossistemas terrestres do mundo há centenas de milhares de anos (Bond & Keeley, 2005), em especial nas savanas, pradarias, ecossistemas mediterrâneos e floresta boreal (Maravalhas & Vasconcelos, 2014). O Cerrado, por ser um bioma heterogêneo composto por um mosaico de formações vegetais (Ribeiro & Walter, 2008), possui fisionomias propensas à ocorrência do fogo (Coutinho, 1990; Ramos-Neto & Pivello, 2000; Pivello, 2011) e, assim como outras savanas no mundo, se tornam especialmente inflamáveis no final da estação seca (Durigan & Ratter, 2016), quando as condições meteorológicas favorecem a propagação do fogo na vegetação (Coutinho, 1990).

Isso faz com que o fogo seja um importante fator ecológico e evolutivo, responsável por influenciar a distribuição, manter a estrutura, a diversidade e o funcionamento de comunidades propensas a esse distúrbio (Bond & Keeley, 2005; Bond *et al.*, 2006; Bowman *et al.*, 2009). Os efeitos ecológicos do fogo nos ecossistemas e nos organismos dependerão do comportamento do fogo, cujos parâmetros são: velocidade da frente de fogo, combustível disponível para a queima (qualidade, quantidade e distribuição), condições ambientais na hora da queima, intensidade da frente de fogo, calor liberado pelas chamas; do tipo de queima, que pode ser de superfície, de copa ou subterrânea; e do regime de queima, que é caracterizado pela época e frequência de queima (Whelan, 1995; Trollope & Trollope, 2002; Bond & Keeley, 2005; Bowman *et al.*, 2009; Miranda *et al.*, 2010).

Estudos filogenéticos mostram que, há milhões de anos, surgiram adaptações em espécies vegetais do Cerrado ao fogo, em um período que coincide com a dominância de gramíneas muito inflamáveis, do tipo C4, no Cerrado (Simon *et al.*, 2009; Simon & Pennington, 2012) e em outros ambientes no mundo que são propensos ao fogo (Bond *et al.*, 2006). Além disso, estudos ecológicos também evidenciam diversas adaptações morfológicas das plantas do Cerrado que lhes permitem sobreviver e se recuperar após o fogo, como: a presença de órgãos subterrâneos (xilopódios) de armazenamento que permitem que as plantas rebrotem após o fogo; árvores com cascas grossas capazes de promover um isolamento térmico dos tecidos internos; proteção das gemas de crescimento através de catafilos; sementes protegidas por frutos lenhosos; estratégias fenológicas e reprodutivas (Sarmiento & Monasterio, 1983; Coutinho, 1990; Miranda *et al.*, 1993; Cirne & Miranda, 2008; Simon *et al.*, 2009; Bond & Parr, 2010). A ocorrência natural do fogo no Cerrado se dá principalmente na transição do final da estação seca para o início da estação chuvosa, quando a ignição da biomassa combustível é provocada por raios (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Miranda *et*

al., 2010), queimando pequenas áreas fragmentadas na paisagem que são, em geral, rapidamente extintas pela chuva (Pivello, 2011).

Além da ocorrência natural, vários povos fazem uso do fogo no Cerrado tradicionalmente com diversas finalidades (Pivello, 2011), como: melhorar a palatabilidade do estrato graminoso para criação de gado (Eloy *et al.*, 2018); abrir novas áreas (roças) para o cultivo agrícola (Mistry & Bizerril, 2011; Borges *et al.*, 2016); estimular a rebrota, a floração e a frutificação de algumas espécies (Schmidt & Ticktin, 2012); caçar (de Melo & Saito, 2013); limpar áreas para evitar animais peçonhentos (Coutinho, 1990; Mistry, 1998; Pivello, 2011). Assim, a influência humana no regime do fogo pode se dar de diferentes formas, incluindo mudanças nas características do combustível (tipo, forma e continuidade), além de mudanças no regime do fogo (época e frequência de queima, (Bowman *et al.*, 2011). Portanto, em escala regional e global, a interação do fogo com o tipo de vegetação e com as atividades humanas de uso da terra resulta em regimes do fogo característicos, e, como um mecanismo de *feedback*, mudanças substanciais no regime do fogo também alteraram a estrutura da vegetação (Bowman *et al.*, 2009). Por exemplo, o aumento na frequência do fogo pode favorecer o estrato herbáceo da vegetação em detrimento do estrato arbóreo (Moreira, 2000), aumentando a riqueza e diversidade de espécies do estrato herbáceo (Hutchinson *et al.*, 2005; Amaral *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2013; Abreu *et al.*, 2017). Ao contrário disso, a supressão do fogo pode promover o adensamento do estrato arbóreo em detrimento do herbáceo, quando o solo é propício (Bowman *et al.*, 2009; Abreu *et al.*, 2017).

Outra consequência das tentativas de supressão do fogo no Cerrado, e talvez a mais drástica, é o aumento da suscetibilidade das áreas a grandes incêndios no final da estação seca, por conta da continuidade de áreas com acúmulo de biomassa combustível (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Pivello, 2011; Fidelis *et al.*, 2018), atingindo inclusive a vegetação sensível ao fogo, como matas de galeria (França *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2014). Esses incêndios geralmente ocorrem em condições de alta velocidade da frente de fogo, alta intensidade e grande quantidade de biomassa consumida, conforme reportado em para o Cerrado (Coutinho, 1990; Fidelis & Pivello, 2011; Rissi *et al.*, 2017; Schmidt *et al.*, 2017) e para outras savanas do mundo (Gill *et al.*, 1990; Govender *et al.*, 2006; Bond & Parr, 2010) e contribuem significativamente para as emissões de gases do efeito estufa (Bustamante *et al.*, 2012). Os efeitos das queimas tardias (ao final da estação seca) podem ser bastante prejudiciais para o estrato lenhoso da vegetação por conta dos padrões fenológicos das espécies (Pinto & Bustamante, 2010), além do menor conteúdo de água disponível para as plantas nessa época (Miranda *et al.*, 1993). Além disso, a intensidade das queimas nessa época pode provocar danos severos nesse estrato da vegetação, pois pode aumentar as taxas de mortalidade de

árvores e diminuir a capacidade dessas espécies de rebrotar, como reportado em estudos no Cerrado (Sato & Miranda, 1996; Sato, 2003; Montenegro, 2019), e para savanas australianas (Williams *et al.*, 1999). Já os efeitos da sazonalidade das queimas no estrato herbáceo da vegetação são menos conhecidos (Durigan & Ratter, 2016). Além do manejo da paisagem pelas atividades humanas, as mudanças climáticas também têm alterado o regime do fogo (Bowman *et al.*, 2009), que muitas vezes se torna inadequado, podendo degradar o solo, favorecer invasões biológicas e provocar perdas de biodiversidade (Pivello, 2011).

Apesar de o fogo ser um elemento natural no Cerrado, um importante fator para manter processos ecológicos e a biodiversidade (Pivello, 2011), além de ser um instrumento de manejo utilizado tradicionalmente por diversas populações (Pivello, 2011; Durigan & Ratter, 2016), a política vigente dentro das áreas protegidas de Cerrado por décadas foi a de exclusão total do fogo (Durigan & Ratter, 2016), ou “política do fogo zero”. Como consequência, as áreas protegidas de Cerrado passaram a ser atingidas por grandes incêndios no final da estação seca (Ramos-Neto & Pivello, 2000; Pivello, 2011), principalmente por conta do acúmulo de biomassa combustível, levando a grandes extensões de áreas queimadas, às vezes maiores que 50000 hectares em poucos dias, dificultando o combate e o controle dos incêndios (Barradas, 2017; Fidelis *et al.*, 2018). Mesmo após décadas de tentativas de supressão do fogo, e com a recorrente frustração de não se conseguir evitar a ocorrência de grandes incêndios nessas áreas protegidas, ainda existe grande resistência em se adotar uma política de manejo do fogo no Brasil, principalmente pela insegurança intrínseca à falta de prática, e à lacuna de conhecimento sobre os efeitos de diferentes regimes do fogo na diversidade de organismos presentes no Cerrado (Schmidt *et al.*, 2018). Consequentemente, manter grandes áreas protegidas do fogo e/ou combater grandes incêndios requer um grande esforço das brigadas locais e dos gestores das áreas protegidas, além do tempo despendido e do alto custo financeiro associado às operações de combate (Barradas, 2017; Fidelis *et al.*, 2018). Portanto, uma política consistente de manejo do fogo é necessária e urgente para o Cerrado, a fim de manter as fisionomias, os processos ecológicos e a biodiversidade do bioma (Durigan & Ratter, 2016; Fidelis *et al.*, 2018).

A partir de 2012, através da Lei de Proteção à Vegetação Nativa (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012), também conhecida como “Novo Código Florestal Brasileiro”, foi legalizado o manejo do fogo dentro de áreas protegidas para a conservação do Cerrado (Durigan & Ratter, 2016). Ainda assim, somente em 2014 três Unidades de Conservação (UC) do Cerrado implementaram programas pilotos do Manejo Integrado do Fogo (MIF): o Parque Nacional da Chapada das Mesas (Maranhão), o Parque Estadual do Jalapão e a Estação Ecológica Serra geral do Tocantins, ambos

na região do Jalapão, no Tocantins (Schmidt *et al.*, 2018). Esta última tem se destacado nacionalmente como um exemplo positivo de quebra de paradigma quanto à política do fogo zero e da transição para o MIF (Fidelis *et al.*, 2018), sobretudo porque era uma das áreas protegidas de Cerrado que mais queimava até 2014, ano de implementação do MIF, que mudou imediatamente o regime do fogo na UC (Schmidt *et al.*, 2018). A partir de então, a tendência dentro desta UC é que as queimas ocorram em áreas fragmentadas na paisagem, com regimes de queima variáveis, ou seja, em épocas e frequências distintas (Barradas, 2017; Fidelis *et al.*, 2018; Mistry *et al.*, 2018).

O projeto piloto do MIF, implantado nessas três UC, foi criado a partir de uma cooperação entre os governos do Brasil e da Alemanha que deu origem ao “Projeto Cerrado-Jalapão”, e teve como objetivos gerais: melhorar a comunicação entre a gestão e as comunidades locais que residem nestas UC, reduzir a frequência de incêndios tardios de grandes proporções concentrados no final da estação seca, reduzir os custos do combate e proteger ecossistemas sensíveis do fogo contra incêndios (Schmidt *et al.*, 2018). Para isso, o MIF utilizou técnicas baseadas em experiências internacionais, como as técnicas de manejo do fogo nas savanas australianas, e em técnicas de queimas em mosaico (Schmidt *et al.*, 2018), considerando a hipótese da pirodiversidade-biodiversidade (Bowman *et al.*, 2016). Esta hipótese assume que nenhum regime de queima específico, ou seja, nenhuma combinação entre frequência e época de queima, irá beneficiar todos os organismos em um ecossistema (Burrows, 2008). Por exemplo, algumas assembleias de espécies são mais resistentes a queimas muito frequentes, como algumas gramíneas nativas e herbáceas anuais, enquanto outras são sensíveis a queimas frequentes e/ou muito severas, como algumas espécies de mamíferos e aves (Burrows, 2008). Dessa forma, a hipótese propõe que uma diversidade de regimes de queima é capaz de beneficiar um maior número de espécies, ou seja, a pirodiversidade promoveria a biodiversidade (Maravalhas & Vasconcelos, 2014; Bowman *et al.*, 2016).

As ações de manejo dentro dessas UC envolvem a participação ativa dos moradores das comunidades locais ou cidades próximas, que muitas vezes são contratados nas brigadas pelas instituições que fazem a gestão das UC (Barradas, 2017). Dentre as ações do MIF, está a realização de queimas prescritas no início da estação seca (geralmente até o mês de julho), quando o combustível ainda está úmido o suficiente para permitir que o fogo seja extinto naturalmente, sem necessidade de ser controlado e que não atinja vegetações sensíveis ao fogo, como as matas de galeria (Barradas, 2017; Schmidt *et al.*, 2018). As equipes de brigada são capazes de reconhecer as condições ambientais favoráveis para realização das queimas, que quase sempre estão associadas às condições ambientais, como a velocidade do vento e umidade do ar, o que é denominado “janelas

de queima”, e que nem sempre estão confinadas a uma estação do ano específica. Por exemplo, os “veranicos”, período de estiagem na estação chuvosa, podem ser propícios para a realização das queimas prescritas, uma vez que o combustível se torna suficientemente seco para a combustão, sem, no entanto, representar risco de incêndio (Barradas, 2017). Essas queimas fragmentam a paisagem e criam mosaicos com diferentes históricos de queima, diminuindo a homogeneidade e a continuidade do combustível na paisagem (Schmidt *et al.*, 2018). Em 2014, antes da implementação do MIF, os incêndios tardios atingiram uma área maior que 290 mil hectares totais nas três UC de implementação do MIF (Schmidt *et al.*, 2018). Já em 2016, dois anos após a implementação do MIF, as queimas no final da estação seca somaram nas três UC menos de 150 mil hectares de área queimada (Schmidt *et al.*, 2018). Dessa forma, como resultado imediato da implementação do MIF, houve redução de 40-57% de áreas afetadas por queimas no final da estação seca entre 2014 e 2016 nessas UC, sem, no entanto, reduzir significativamente a área total queimada, ou seja, houve mudança na época de queima do final da estação seca para o início da estação seca (Mistry *et al.*, 2018; Schmidt *et al.*, 2018).

Ainda no âmbito do projeto Cerrado-Jalapão, junto a pesquisadores da Universidade de Brasília, os gestores das UC estabeleceram 98 parcelas permanentes de 50 x 50 m nas três UC (totalizando 24.5 ha) para monitorar e comparar os efeitos de diferentes regimes de queima no estrato arbóreo da vegetação (Schmidt *et al.*, 2018). Para a região do Jalapão, foram criados três regimes experimentais de queima: um que simula as queimas bienais prescritas realizadas no início e no meio da estação seca (queima de manejo), um que simula as queimas bienais do final da estação seca (queima tardia) e a proteção contra o fogo (controle).

O estrato herbáceo e subarbustivo representa a maior proporção da cobertura vegetal em fitofisionomias abertas do Cerrado, e a maior diversidade de espécies em relação ao estrato arbóreo (Coutinho, 1990; Ribeiro & Walter, 2008). No entanto, poucas são as informações sobre o efeito do fogo na composição florística, na estrutura e na distribuição espacial/sazonal do estrato herbáceo-subarbustivo (Guimarães *et al.*, 2002; Munhoz & Felfili, 2006; Ulysses *et al.*, 2011), bem como os efeitos da época de queima nesse estrato da vegetação (Durigan & Ratter, 2016). Por fim, considerando que, em formações abertas do Cerrado, o fogo consome principalmente o estrato herbáceo da vegetação (Kauffman *et al.*, 1994), espera-se que o fogo exerça importantes efeitos na estrutura e na diversidade das espécies neste estrato da vegetação (Coutinho, 1990; Ramos-Neto & Pivello, 2000).

Dessa forma, esse estudo teve como objetivo principal: complementar os experimentos iniciados em 2014 com a implementação do MIF no Brasil, que focou no estrato arbóreo da vegetação, subsidiando decisões de manejo com informações sobre os efeitos de três regimes experimentais de queima – (1) queimas bienais realizadas no início (precoce) e no meio (modal) da estação seca (queimas de manejo), (2) queimas bienais no final da estação seca (queimas tardias) e (3) proteção contra o fogo (controle) – na dinâmica de comunidades de plantas do estrato herbáceo-subarbusivo na região do Jalapão. Os objetivos específicos foram:

- (i) Aumentar o registro de espécies da flora do Cerrado na região do Jalapão (Tocantins);
- (ii) Contribuir com o arcabouço científico sobre os efeitos do Manejo Integrado do Fogo na vegetação do estrato herbáceo-arbusivo do Cerrado.

Para tanto, as seguintes hipóteses foram testadas:

- (i) As queimas tardias serão mais intensas, liberando maior quantidade de calor, e consumindo maior quantidade de combustível do que as queimas de manejo;
- (ii) O controle apresentará maior cobertura vegetal, maior cobertura de serapilheira, e menor quantidade de solo exposto em relação às queimas tardias e de manejo, uma vez que as queimas consomem parte da biomassa, aumentando a quantidade de solo exposto;
- (iii) As queimas tardias resultarão em menor cobertura vegetal e de serapilheira, e maior quantidade de solo exposto do que o controle e às queimas de manejo, uma vez que o consumo da biomassa combustível é mais eficiente no final da estação seca;
- (iv) O controle apresentará menor riqueza e diversidade de espécies em relação às áreas submetidas às queimas, pois queimadas frequentes podem favorecer o estrato herbáceo da vegetação;
- (v) As queimas de manejo favorecerão um maior número de espécies exclusivas deste tratamento em relação às queimas tardias e ao controle.

2. Material e Métodos

2.1. Caracterização das áreas de estudo

Este estudo foi realizado na região do Jalapão, ao leste do Tocantins, e compreende duas Unidades de Conservação (UC), a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (EESGT), o Parque Estadual do Jalapão (PEJ), e uma área reivindicada pela comunidade quilombola da Mumbuca como parte de seu território tradicional (processo INCRA n° 54400.001301/2006-71; Figura 1).

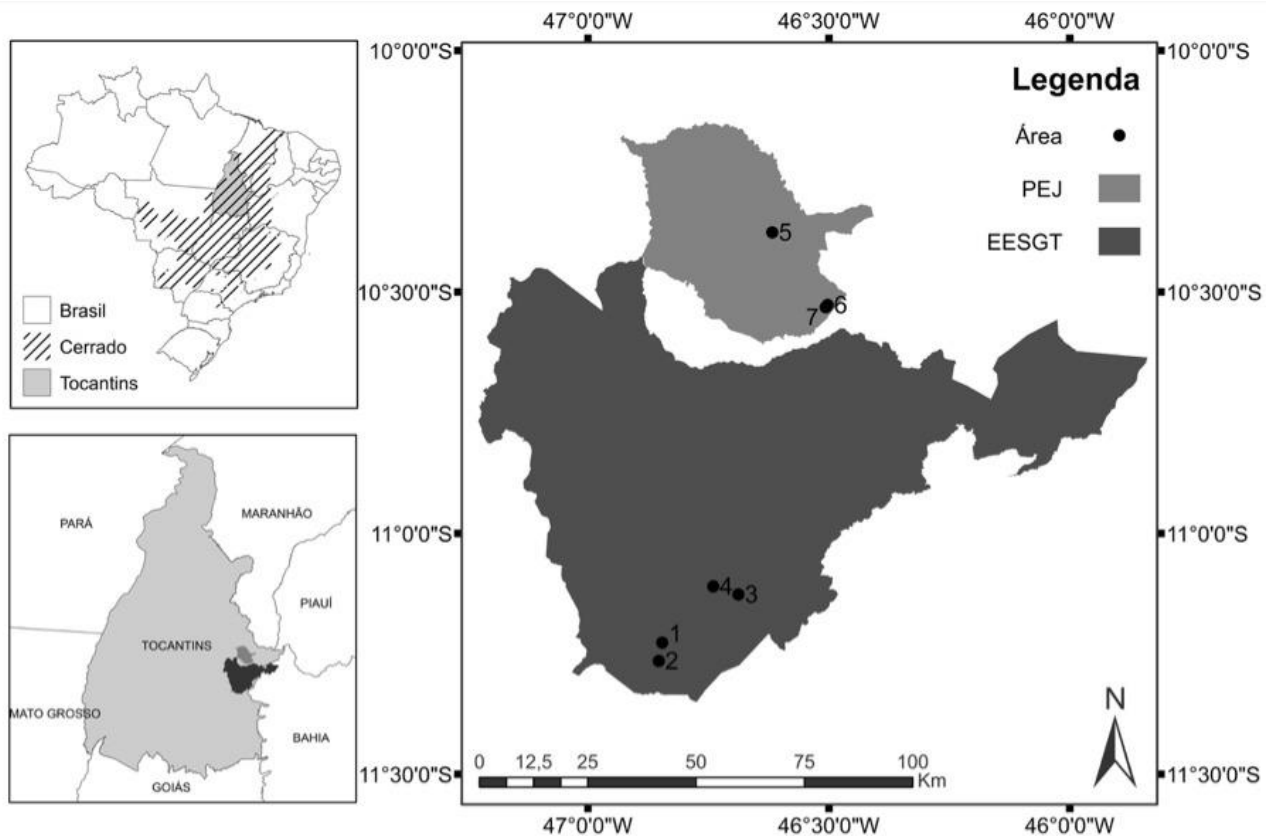


Figura 1. Mapa das áreas de estudo (1-7) sobre o Manejo Integrado do Fogo na região do Jalapão (leste do Tocantins). PEJ= Parque Estadual do Jalapão e EESGT= Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins. *A área 5 está dentro de um território reivindicado pela comunidade quilombola Mumbuca (processo INCRA n° 54400.001301/2006-71).

Essas e outras seis UC, juntamente com territórios reivindicados por comunidades quilombolas, compõem o Mosaico do Jalapão, que é o maior remanescente de Cerrado protegido por UC no Brasil (Barradas, 2017). Dentre as paisagens adjacentes a esta região, estão os chapadões na divisa com a Bahia (Chapadão Ocidental Bahiano), que por possuírem uma superfície pouco rugosa e solos mais férteis, sobretudo Latossolos, sofrem uma exploração agrícola intensa (Villela & Nogueira, 2011; SEPLAN, 2017). Portanto, o mosaico do Jalapão é uma região de importante resistência ao MATOPIBA, que é a maior fronteira agrícola reconhecida pelo governo federal (Borges *et al.*, 2016; Barradas, 2017).

A EESGT e o PEJ, criados em 2001, possuem 716.306 ha ($10^{\circ}25'$ a $11^{\circ}21'$ S e $47^{\circ}13'$ a $45^{\circ}50'$ W) e 159.225 ha ($10^{\circ}08'53''$ a $10^{\circ}36'32''$ S e $46^{\circ}24'24''$ a $46^{\circ}56'06''$ W), respectivamente (Villela & Nogueira, 2011; Pereira *et al.*, 2014; Barradas, 2017). Ambas as UC se sobrepõem a

áreas que já eram ocupadas anteriormente por comunidades tradicionais que fazem o uso do fogo (Schmidt *et al.*, 2018), e, portanto, possuem um histórico conflituoso em sua criação. Por conta disso, os gestores dessas UC precisaram estabelecer termos de compromisso com essas comunidades até que a situação fundiária seja resolvida (Lindoso, 2014). Dentre as principais atividades econômicas da região do Jalapão estão: a agricultura de corte e queima, a pecuária extensiva, o artesanato com capim-dourado e o turismo (Schmidt *et al.*, 2007; Borges *et al.*, 2016; SEPLAN, 2017). Com exceção do turismo, as demais atividades envolvem direta ou indiretamente o uso do fogo (Schmidt *et al.*, 2018).

Na porção leste do Tocantins predominam solos arenosos (Neossolos Quartzarênicos) e distróficos, sendo as fitofisionomias abertas (campestres e savânicas), sobretudo cerrado ralo e campo sujo, as mais comuns na região (Villela & Nogueira, 2011; SEPLAN, 2017). A fitofisionomia de Cerrado predominante nessas UC é o cerrado ralo (Barradas, 2017), e, portanto, foi a fitofisionomia escolhida para o estabelecimento das parcelas experimentais de modo a representar a região (Figura 2).



Figura 2. Representação da paisagem predominante na região do Jalapão em duas áreas protegidas: no PEJ (imagem superior) e da EESGT (imagem inferior), com detalhe para o solo arenoso e a ocorrência de queimas na paisagem.

O cerrado ralo é uma fitofisionomia savânica do Cerrado, e, portanto, possui espécies arbóreas – cuja cobertura varia entre 5-20% com altura média entre 2-3 m – esparsas em um estrato herbáceo-arbustivo muito representativo nesta fitofisionomia (Ribeiro & Walter, 2008). O cerrado ralo representa uma forma mais baixa e menos densa, em termos do componente arbóreo, do que o cerrado típico (Ribeiro & Walter, 2008). O clima da região é classificado como Aw, segundo a classificação de Köppen, com verões úmidos e invernos secos (SEPLAN, 2017). Além disso, possui duas estações bem definidas: a chuvosa, que ocorre entre outubro e abril, com precipitação média anual entre 1500–1700 mm e a seca, que ocorre entre maio e setembro (ANA, 2017; SEPLAN, 2017).

Desde a criação das UC em 2001, até a implementação do MIF em 2014, o histórico de queima predominante na EESGT era bienal, cujas cicatrizes de queima, obtidas através de imagens de satélite, evidenciam que uma área queimada em um ano só era atingida por incêndios novamente após dois anos (Barradas, 2017). Já para o PEJ, a frequência média de queima que foi modelada para os campos sujos foi de aproximadamente três anos entre 1997 e 2008 (Pereira *et al.*, 2014).

2.2. Histórico de criação do experimento no âmbito do projeto Cerrado-Jalapão

Para caracterizar o comportamento do fogo e acompanhar os efeitos de diferentes regimes de queima sobre o estrato arbóreo da vegetação, foram selecionadas, em 2015, sete áreas de cerrado ralo, sendo quatro dentro da EESGT, duas no PEJ e uma na Mumbuca (Figura 1). As áreas mais próximas entre si (áreas 6 e 7) estavam a uma distância de aproximadamente 0,5 km e as mais distantes (áreas 1 e 5) a uma distância de aproximadamente 88 km. Dentro de cada área foram estabelecidos três regimes experimentais de queimas bienais: “queimas de manejo”, onde as queimas foram realizadas no meio da estação seca (junho-julho); “queimas tardias”, onde as queimas foram realizadas no final da estação seca (setembro); e “controle”, ou seja, proteção contra o fogo. Todas as áreas tinham queimado pela última vez em 2013 e foram experimentalmente queimadas em 2015 e 2017.

Para o monitoramento do estrato arbóreo da vegetação, foram estabelecidas duas parcelas de 50 x 50 m, a uma distância de pelo menos 50 m entre as parcelas, para cada regime experimental de queima (queimas de manejo, queimas tardias e controle), totalizando 42 parcelas experimentais dentro das sete áreas (2 parcelas x 3 tratamentos x 7 áreas = 42 parcelas). Além disso, dentro de cada parcela de 50 x 50 m, foram estabelecidas subparcelas de 15 x 15 m para o acompanhamento dos indivíduos arbóreos de menor porte. Para manter os regimes experimentais de queima, as áreas foram aceiradas anualmente de forma a evitar queimas acidentais (Figura 3).

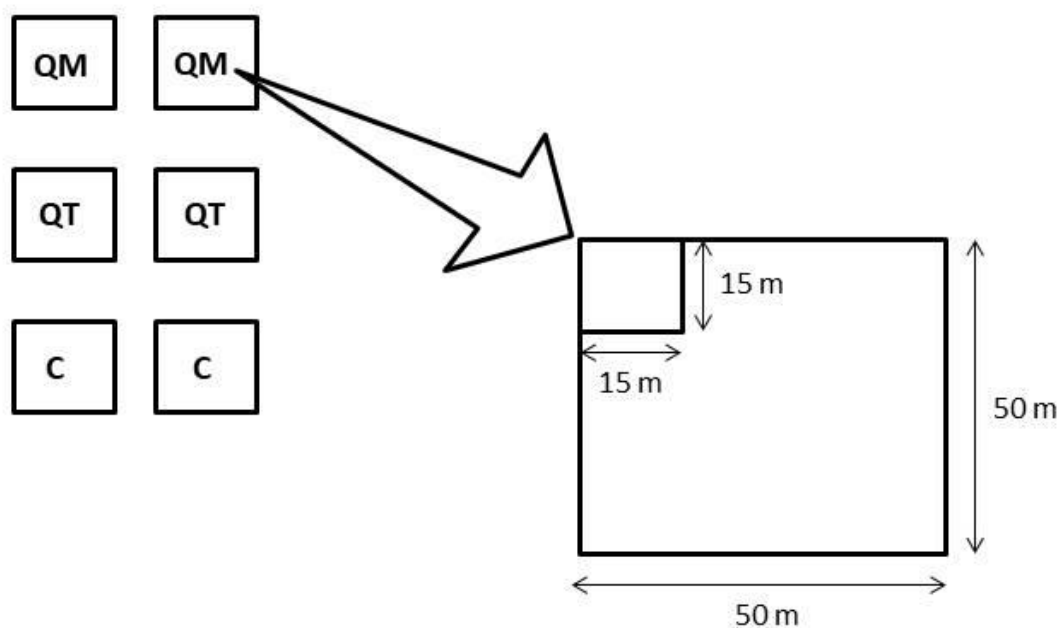


Figura 3. Esquema do desenho experimental utilizado em cada área para o acompanhamento do estrato arbóreo da vegetação dentro de cada tratamento. Na parcela menor (15 x 15 m) foram amostrados os indivíduos arbóreos de menor porte (diâmetro de 1-5 cm), e na parcela maior (50 x 50 m) foram amostrados os indivíduos que possuem diâmetro > 5 cm. QM= queimas de manejo, QT= queimas tardias e C= controle.

Entre 2015 e 2017, algumas parcelas queimaram acidentalmente fora dos regimes de queima experimentais estabelecidos, de forma que apenas seis das sete áreas inicialmente estabelecidas contavam com os três tratamentos experimentais em 2017. Neste ano, todas as parcelas da área 7, localizada no PEJ, haviam queimado em um incêndio, e na área 1, localizada na EESGT as parcelas “controle” também haviam queimado acidentalmente. Em 2017, restaram seis áreas cujas parcelas correspondentes às queimas de manejo e as correspondentes às queimas tardias ainda estavam dentro dos regimes experimentais propostos, e cinco áreas restantes para o controle. Em 2018,

restaram cinco áreas cujas parcelas das queimas de manejo e das queimas tardias não queimaram acidentalmente, e três áreas cujas parcelas controle não queimaram acidentalmente (Figura 4).

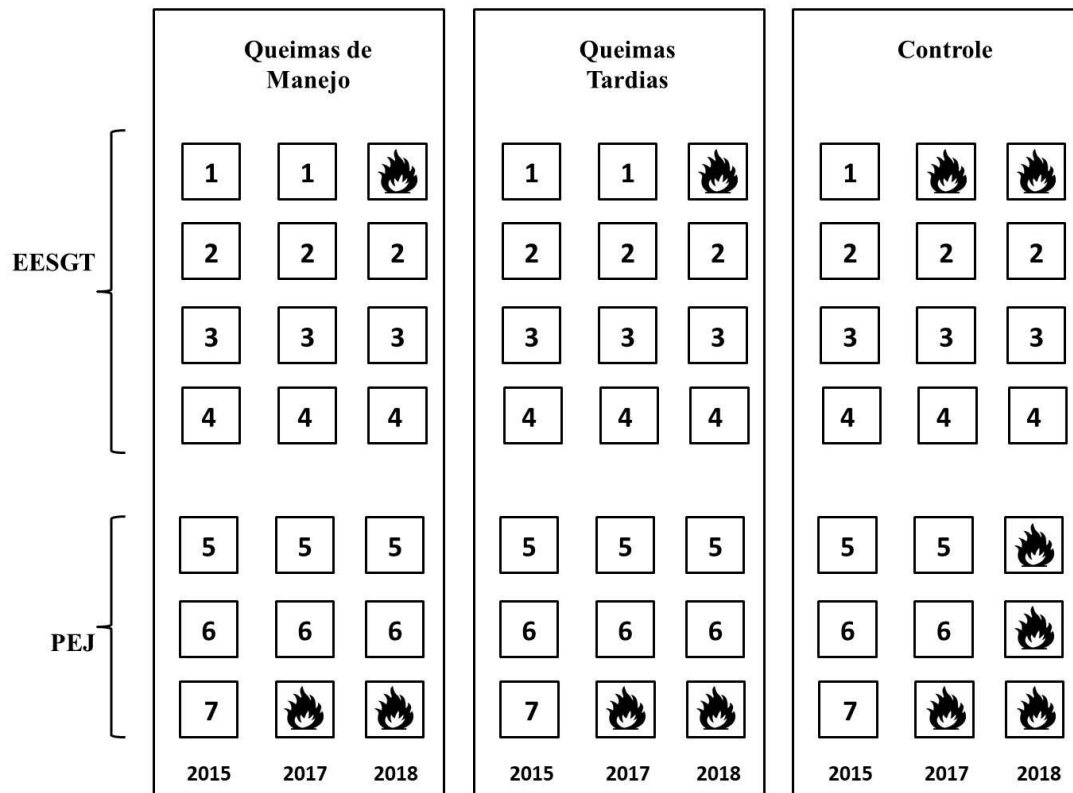


Figura 4. Representação das sete áreas dentro de cada tratamento (“Queimas de Manejo”, “Queimas tardias” e “Controle”) nos anos de realização das queimas experimentais (2015 e 2017), e no último ano de amostragem da vegetação (2018). O símbolo de “queima” dentro de uma área significa que as parcelas daquele tratamento dentro da área foram queimadas acidentalmente e tiveram que ser excluídas do experimento.

Dessa forma, mesmo com o esforço das brigadas locais, e com o comprometimento dos gestores das UC em manter o desenho experimental proposto em 2015, algumas parcelas tiveram que ser excluídas ao longo do experimento. Porém, as áreas em que haviam restado parcelas experimentais com os regimes de queima originalmente propostos foram amostradas e consideradas nas análises.

As plantas do estrato arbóreo foram amostradas pela primeira vez em 2015, antes de serem submetidas às queimas experimentais e a partir de então foram remeidas anualmente, sendo as queimas realizadas de dois em dois anos. Já as plantas do estrato herbáceo-subarbustivo foram

amostradas pela primeira vez em 2017, antes das queimas experimentais deste ano, quando foram estabelecidas linhas de amostragem nas parcelas permanentes (metodologia detalhada adiante), e em 2018, um ano após as queimas experimentais. Assim, em 2018, as parcelas controle, somam cinco anos sem queimar (Figura 5).

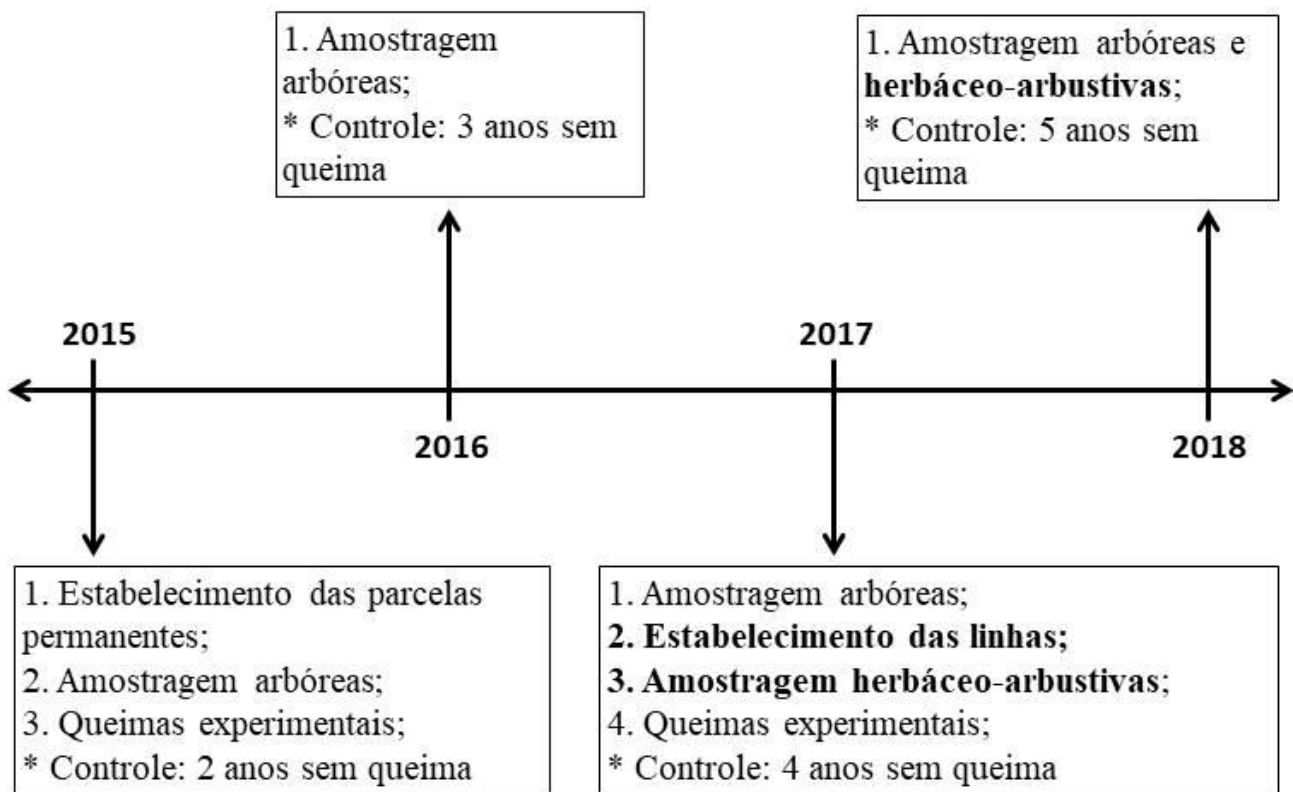


Figura 5. Histórico de queimas e amostragens da vegetação arbórea e herbácea dos experimentos de MIF iniciados em 2015 na EESGT e no PEJ. Em 2017 destaca-se o início do monitoramento da vegetação herbácea.

2.3. Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017

Em 2017, as queimas de manejo, foram realizadas entre os dias 07 e 13 de julho, com exceção da área 1, que foi queimada dia 1 de agosto, porque a primeira tentativa da realização da queima não foi bem sucedida, provavelmente por conta do conteúdo de umidade do combustível, que não estava suficientemente seco para a ignição. As queimas tardias foram realizadas entre os dias 10 e 13 de setembro pelas equipes de brigada das UC. Utilizando um pinga-fogo, os brigadistas puxavam uma linha de fogo a, no mínimo, 5 metros das bordas das parcelas de 50 x 50 m, de modo que a frente de fogo alcançasse as parcelas após a propagação do fogo (Figura 6). Cada queima

totalizou cerca de dois hectares, pois eram iniciadas antes dos limites das parcelas, e os brigadistas não combatiam a frente de fogo após atingirem as parcelas, deixando o fogo se extinguir naturalmente. As condições meteorológicas (umidade e temperatura do ar e velocidade média do vento) foram medidas na hora das queimas com uma estação meteorológica portátil (anemômetro marca Lutron EM-9000).



Figura 6. Queimas prescritas iniciadas pela equipe de brigada na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, com um pinga-fogo e em formato de linha a aproximadamente 5 m da borda das parcelas experimentais.

Para caracterizar o comportamento do fogo nas queimas de 2017, foram calculados dois parâmetros: a intensidade (I) e o calor liberado pelo fogo (C) utilizando-se as equações:

$$I = h \cdot wc \cdot r \text{ (Byram, 1959)}$$

Onde:

h = calor efetivo de combustão do material combustível (kj/kg),

wc = combustível consumido (kg/m²) e r = velocidade da frente de fogo (m/s).

$$C = \frac{I}{r} \quad (\text{Rothermel \& Deeming, 1980})$$

Onde:

I= intensidade da frente de fogo, r= velocidade da frente de fogo.

O calor efetivo de combustão (h) utilizado foi de 15.500 kJ/kg, como em outros estudos para o Cerrado que também utilizaram o mesmo valor (Miranda *et al.*, 2010; Schmidt *et al.*, 2017).

A velocidade da frente de fogo ($r = d/t$) foi calculada da seguinte forma: mediu-se o tempo (t), em segundos, que a frente de fogo demorava em percorrer a distância (d) entre dois pontos (por exemplo, a distância entre duas árvores). Essa distância foi medida após a passagem do fogo com o auxílio de uma trena de 50 m. Foram feitas pelo menos três medidas de velocidade da frente de fogo durante cada queima, para que fosse possível calcular uma média.

O combustível consumido (wc) foi calculado utilizando a equação:

$$wc = wa - wd$$

Onde:

wa= combustível fino disponível antes da queima, wd= combustível após a queima.

Com o cálculo do combustível consumido foi possível calcular a eficiência de queima (E), através da equação:

$$E = [(wa-wc)/wa]*100$$

Onde:

wa= combustível fino disponível antes da queima, wc= combustível consumido.

Nem toda a biomassa vegetal está disponível para queima (Miranda *et al.*, 2010), sendo o combustível fino (< 6 mm de diâmetro) – que compreende folhas, graminóides e ramos finos – a biomassa disponível para a combustão (Luke & McArthur, 1978). Para determinar o combustível fino, foram utilizados quadrados de 0,50 x 0,50 m confeccionados com canos PVC. Antes da realização de cada queima, estes quadrados eram lançados 10 vezes dentro da área submetida a cada

regime experimental de queima, e, onde caíam, delimitavam o combustível fino a ser coletado (Figura 7). Dessa forma, com o auxílio de tesouras de poda, toda a biomassa do estrato herbáceo e arbóreo acima do solo que continha até 6 mm de diâmetro, e as folhas de dicotiledôneas, foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos. Posteriormente, as amostras foram transferidas para sacos de papel e secas em estufa a 80°C por 48h ou até atingirem peso constante. O mesmo procedimento foi feito após as queimas para calcular a quantidade de combustível fino que restou, e então, calcular o combustível consumido em cada queima, bem como a eficiência de queima. Ou seja, os quadrados de 50 x 50 m foram novamente lançados 10 vezes ao redor de cada área após cada queima experimental.



Figura 7. Método de coleta da biomassa combustível (<math><6\text{ mm}</math> de diâmetro) para o cálculo do combustível consumido em: a) coleta antes das queimas; b) coleta após as queimas.

2.3. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo

Para avaliar o efeito dos três regimes experimentais de queima sobre estrato herbáceo-subarbustivo da vegetação, foram estabelecidas, em 2017, linhas de amostragem nas mesmas parcelas permanentes de 50 x 50 m do experimento criado em 2015 para o acompanhamento do estrato arbóreo da vegetação. Nesse ano, restavam apenas seis áreas disponíveis para o estabelecimento das linhas (Figura 4).

Em cada parcela, foram selecionadas aleatoriamente duas linhas de 10 m através de um sorteio, que se deu da seguinte forma: cada parcela possui quatro vértices dos quais podem ser estabelecidas duas linhas a partir do vértice que une dois lados. Porém, o vértice que compreende a subparcela de 15 x 15 m foi excluído do sorteio porque a amostragem dos indivíduos arbóreos

regenerantes dentro desse limite provoca intensa perturbação no estrato herbáceo da vegetação. Portanto, as duas linhas de 10 m foram sorteadas em um universo de três vértices, o que compreende seis lados possíveis para estabelecimento das linhas (Figura 8). Na primeira amostragem (T1), em 2017, foram estabelecidas 72 linhas, ou seja, 720 m de vegetação foram amostrados (2 linhas x 2 parcelas x 3 tratamentos x 6 áreas x 10 m = 720 m). No entanto, devido às queimas acidentais restaram 52 linhas na segunda amostragem (T2), em 2018. Ou seja, 520 m de vegetação foram amostrados neste ano.

Cada linha de amostragem foi demarcada com auxílio de estacas de 60 cm, confeccionadas com vergalhões de ferro de 4 mm, enterradas a 10 cm de profundidade nas extremidades da linha e nos metros 3 e 6 (Figura 8). Para os metros restantes (1 m, 2 m, 4 m, 5 m, 7 m, 8 m e 9 m), os vergalhões foram fixados a cada amostragem.

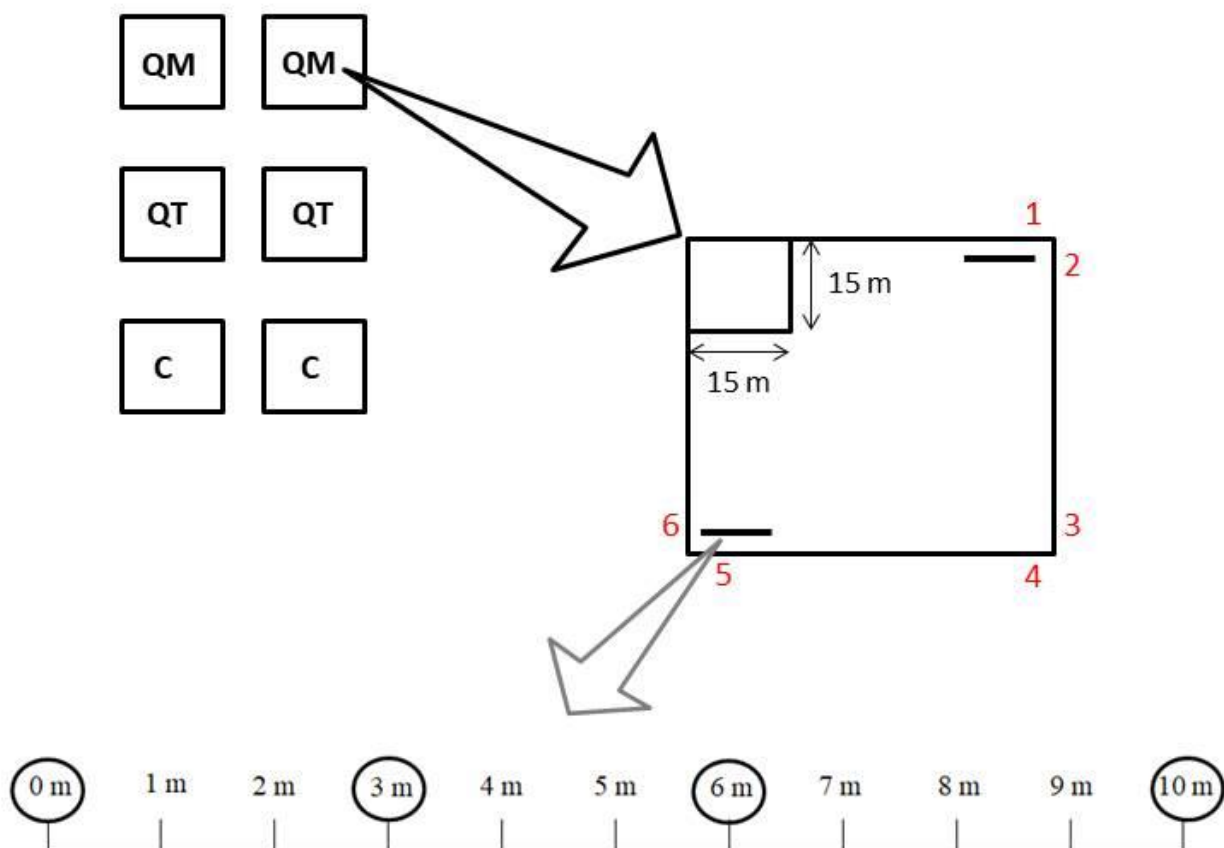


Figura 8. Esquema do desenho experimental de cada área para o acompanhamento do estrato herbáceo da vegetação dentro de cada tratamento. Cada número em vermelho representa uma linha que pode ser sorteada dentro da parcela de 50 x 50 m (por exemplo, as linhas 1 e 5 representadas na imagem). Um dos vértices do quadrado foi excluído do sorteio por conta da sub-parcela de 15x15m utilizada para o monitoramento dos indivíduos arbóreos regenerantes. Os números em preto representam as 10 subunidades amostrais em cada linha estabelecida. Os números circulados representam a posição onde as estacas foram enterradas para marcar as linhas. QM= queimas de manejo, QT= queimas tardias e C= controle.

Uma linha pode ser dividida em várias subunidades amostrais (SuA) para facilitar a amostragem. Trabalhos realizados em áreas de campo sujo de Cerrado também dividiram as linhas em SuA, por exemplo, Munhoz & Felfili (2006), que amostraram 160 m para caracterizar a vegetação herbácea em áreas de campo sujo no DF. Dessa forma, cada linha de 10 m foi subdividida em 10 SuA de 1m. A amostragem das espécies foi feita com o auxílio de uma fita métrica de 1 m de comprimento acoplada em um cano PVC que era encaixado nas estacas a cada metro. Em cada SuA, foram registradas todas as plantas presentes no estrato herbáceo, incluindo gramínoides, ervas, lianas, sub-arbustos e indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas de pequeno porte (<5 cm de diâmetro), bem como a projeção de cada uma delas (em cm) sob e/ou sobre a fita métrica (Figura 9), conforme o “método de interceptação na linha”, proposto por Canfield (1941) ou “método de interseção na linha”, adaptado por Munhoz e Felfili (2006).

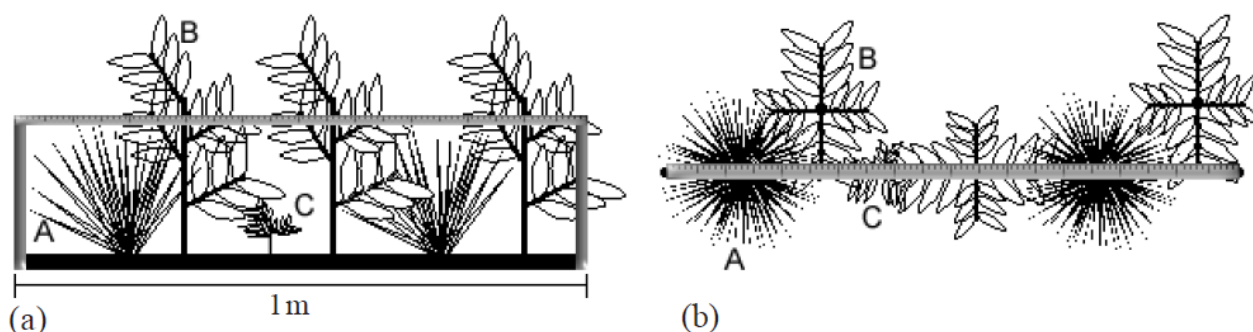


Figura 9. Método de interseção na linha representado em: a) subunidade amostral (SuA) demarcada com a fita métrica acoplada nas estacas e b) projeção das espécies (A, B e C) dentro de uma SuA sob a fita métrica. Fonte: Munhoz e Araújo (2011).

Além da cobertura vegetal, a projeção de solo exposto e a cobertura de serapilheira também foi registrada em cada SuA da seguinte forma: foi considerado solo exposto quando não havia nenhuma camada de serapilheira, ou planta viva, depositada diretamente sobre o solo, e, neste caso, mesmo que houvesse projeção de espécies sobre o solo, este foi considerado como solo exposto. Foi considerada como serapilheira a camada superficial de material morto (folhas de plantas, galhos, frutos e demais organismos mortos em decomposição), depositada sobre o solo. Ou seja, as plantas eventualmente mortas, ou dormentes, que ainda não haviam sido depositadas nessa camada superficial por ainda estarem fixadas ao solo através da raiz, não foram consideradas como serapilheira. Dessa forma, a soma da projeção da cobertura vegetal, de solo exposto e de serapilheira pode ser maior que a SuA (1 m).

Com os dados de projeção das espécies foi possível calcular as coberturas e frequências (relativas e absolutas) das espécies em cada tratamento, em cada área e em cada amostragem, conforme Munhoz & Araújo, (2011). As fórmulas utilizadas para esses cálculos foram:

- Cobertura absoluta da espécie i $CA_i = \sum_{i=1}^n PiA$

$$\sum_{i=1}^n Pi = \text{soma da projeção da espécie } i \text{ em todas as SuA.}$$

- Cobertura relativa da espécie i $CR_i = \left(\frac{CA_i}{\sum_{i=1}^n CA_i} \right) \times 100$

$$\sum_{i=1}^n CA_i = \text{somatório da cobertura de todas as espécies em todas as SuA.}$$

- Frequência absoluta da espécie i $FA_i = \left(\frac{ni}{n} \right) \times 100$

$$ni = \text{Número de SuA em que a espécie } i \text{ ocorreu}$$

$$n = \text{número total de SuAs amostradas}$$

- Frequência relativa da espécie i $FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^n FA_i} \right) \times 100$

$$\sum_{i=1}^n FA_i = \text{somatório da frequência absoluta de todas as espécies}$$

A primeira amostragem foi feita entre maio e julho de 2017 (T1), antes das queimas experimentais previstas para este ano. E a segunda, entre maio e junho de 2018 (T2), portanto um ano após as queimas experimentais, e que corresponde também a uma amostragem após o término da primeira estação chuvosa. As espécies foram coletadas para identificação no herbário da Universidade de Brasília (UB) através de bases de dados online (*speciesLink* e Flora do Brasil) e

com o auxílio de especialistas. As coletas foram herborizadas e incorporadas à coleção do UB com seus respectivos vouchers.

2.4. Análise de dados

2.4.1 Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017

Todas as análises foram realizadas no programa R (*R Core Team*, 2018). Para comparar a intensidade e o calor liberado pela frente de fogo entre os tratamentos de queima (efeito fixo), foi feito um modelo linear misto (LMM), usando as áreas de estudo como variável aleatória. A análise foi feita através da função *lmer*, disponível no pacote *lme4* (Bates *et al.*, 2015). As premissas do modelo foram testadas para a homogeneidade das variâncias (*Bartlett Test*) e para a normalidade dos resíduos (*Shapiro-Wilk Test*), e, para atender essas premissas, as variáveis resposta foram logaritmizadas.

2.4.2 Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo

Para investigar a ordenação espacial dos dados de presença/ausência e de cobertura vegetal, levando-se em consideração os tratamentos (queimas de manejo, queimas tardias e controle), as áreas e os dois tempos de amostragem (T1 e T2), foi feita uma análise ordenação multidimensional não-métrica (nMDS) através da função *metaMDS* disponível no pacote *vegan* versão 2.5-3 (Oksanen *et al.*, 2018). Esta análise, muito utilizada em ecologia de comunidades, é capaz de reduzir um espaço multidimensional de n dimensões a um espaço com o menor número de dimensões possíveis que melhor represente a matriz original de n dimensões, de tal forma que seja possível plotar objetos dissimilares distantes entre si e objetos similares próximos entre si em um espaço de ordenação (Legendre & Legendre, 2012). Duas matrizes de dados foram utilizadas para esta análise: 1) matriz de presença e ausência de espécies em cada tratamento, em cada área e em cada amostragem (T1 e T2), utilizando-se a medida de similaridade de *Jaccard*; 2) matriz de cobertura (cm) de espécies em cada tratamento, em cada área e em cada amostragem (T1 e T2), utilizando-se a medida de similaridade de *Bray-Curtis*, e padronizando os dados através do método de “*hellinger*”. Para testar a significância dos agrupamentos, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM), também disponível no pacote *vegan* versão 2.5-3.

Para testar se houve diferença significativa nas médias de cobertura vegetal, de projeção de solo exposto, e de cobertura de serapilheira (efeito fixo) entre os tratamentos em cada amostragem (interação entre tratamento e tempo), foi feito um modelo linear misto generalizado (GLMM), onde é possível controlar o efeito da área (variável aleatória) e especificar a distribuição da variável

resposta (cobertura vegetal, solo exposto e cobertura de serapilheira). Esta análise foi escolhida após um teste de normalidade da distribuição da variável resposta (*Shapiro-Wilk Test*), que evidenciou uma distribuição “gama positiva” para ambas variáveis respostas (cobertura vegetal e solo exposto) e uma distribuição “uniforme” para a cobertura de serapilheira. Neste caso, a unidade amostral foi 40 m, pois cada tratamento possui duas parcelas experimentais, e cada parcela experimental possui duas linhas de 10 m cada (2 parcelas x 2 linhas x 10 m). A análise foi feita através da função *gmler*, também disponível no pacote *lme4* (Bates *et al.*, 2015). Os valores de *chisq*, os graus de liberdade (GL) e os valores de p foram acessados através da função *Anova*. Para identificar a significância das diferenças apresentadas no modelo, foi feito um teste Tukey através da função *lsmeans*, disponível no pacote *lsmeans* (Lenth, 2016).

Com os dados de presença/ausência das espécies, foi possível calcular e comparar a riqueza e a diversidade de espécies em cada tratamento através de um “modelo baseado na amostra”, proposto por (Chao *et al.*, 2014), considerando os três primeiros números de Hills: $q=0$ (riqueza de espécies), $q=1$ (diversidade de Shannon) e $q=2$ (diversidade de Simpson). Os números de Hills são índices de diversidade expressos em uma família matematicamente unificada e que diferem entre si somente pelo expoente q (Chao *et al.*, 2014). Esta abordagem metodológica supera algumas limitações dos cálculos de diversidade através da riqueza de espécies apenas, como “o problema do tamanho amostral” e “o problema da abundância relativa das espécies” (Chao *et al.*, 2014). Utilizando as equações propostas por Chao *et al.*, (2014), que incorporam um método (*bootstrap*) para calcular um intervalo de confiança de 95 % entorno dos números de Hills, foram feitas curvas de rarefação e extrapolação para cada tratamento através do pacote *iNEXT* versão 2.0.17 (Hsieh *et al.*, 2018). As áreas onde pelo menos um dos tratamentos queimou acidentalmente foram excluídas da análise, de modo que todos os tratamentos tiveram o mesmo número de amostras. Além disso, os cálculos foram feitos somando-se as amostras do T1 e do T2, ou seja, 8 amostras para o tratamento “queimas de manejo”, 8 para o tratamento tardio e 8 para o controle. Dessa forma, essa análise não compara a riqueza e a diversidade entre os tratamentos em cada uma das duas amostragens, mas sim considerando o regime de queima conhecido desde 2015: controle – cinco anos sem queima; queimas de manejo – duas queimas bienais de manejo; tardio – duas queimas bienais tardias.

Por fim, foi calculado o valor de importância das espécies (VI) através da fórmula: $VI = (CRi + FRi) / 2$, onde CRi = cobertura relativa da espécie i e FRi = frequência relativa da espécie i (Munhoz e Araújo 2011). Em cada tratamento foram selecionadas as 10 espécies com maior VI para uma comparação da cobertura total (CT) das espécies entre os tratamentos, entre as áreas e entre as amostragens (T1 e T2).

3. Resultados

3.1. Comportamento do fogo nas queimas experimentais de 2017

A quantidade média de combustível antes das queimas não foi diferente entre as queimas de manejo e as queimas tardias. Já as médias de eficiência de queima, velocidade da frente de fogo, intensidade e calor liberado foram diferentes entre os tratamentos “queimas de manejo” e “queimas tardias”, sendo que as queimas de manejo apresentaram os menores valores para todos esses parâmetros (Tabela 1). Quanto às condições ambientais na hora das queimas, a velocidade média do vento não diferiu significativamente entre os dois tratamentos, ao contrário da temperatura e umidade relativa do ar, que foi diferente entre as queimas de manejo e as queimas tardias (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros de comportamento do fogo (combustível pré-queima, eficiência de queima, velocidade da frente de fogo, intensidade e calor liberado) e condições meteorológicas na hora das queimas (queimas de manejo – até o mês de julho; e queimas tardias – mês de setembro) realizadas em 2017 na região do Jalapão, TO, Brasil. Os valores se referem à média \pm desvio padrão (dp). Letras diferentes após os valores indicam que houve diferença significativa entre os tratamentos (queimas de manejo vs. queimas tardias).

	Tratamento				Teste estatístico		
	Queimas de Manejo	dp	Queimas Tardias	dp	Chisq	g.l	p
Combustível pré-queima (kg/m ²)	0,4 a	0,1	0,4 a	0,1	1,6567	1	0,19800
Eficiência de queima (%)	47,3 a	7,2	87,2 b	5,7	170,45	1	< 2,2e-16 ***
Velocidade da frente de fogo (m.s-1)	0,3 a	0,2	0,5 b	0,3	9,1437	1	0,002496 **
Intensidade (kJ/m.s)	806,0 a	485,1	2628,8 b	1407,4	10	1	0,001334 **
Calor Liberado (kJ/m ²)	3050,0 a	1003,7	4788,0 b	1437,6	8,1815	1	0,004232 **
Temperatura do ar (°C)	32,1 a	1,6	33,9 b	1,5	3,8206	1	0,05063 .
Umidade relativa do ar (%)	36,7 a	5,1	29,8 b	4,0	7,7235	1	0,005451 **
Velocidade do vento (m.s-1)	1,2 a	0,6	1,6 a	0,5	3,0209	1	0,0822

Em uma comparação qualitativa entre uma queima de manejo, realizada em junho e outra tardia, realizada em setembro, nota-se que a quantidade de biomassa consumida na queima de manejo foi menor que na queima tardia (Figura 10). Na queima de manejo sobram “manchas” de vegetação que não foram consumidas pelo fogo, inclusive graminóides (Figura 10-B). Já na queima tardia, nota-se a paisagem mais homogênea após a queima, pois houve o consumo de quase toda a biomassa, inclusive das folhas no topo da árvore, sugerindo que a altura das chamas foi maior na queima tardia (Figura 10-D).

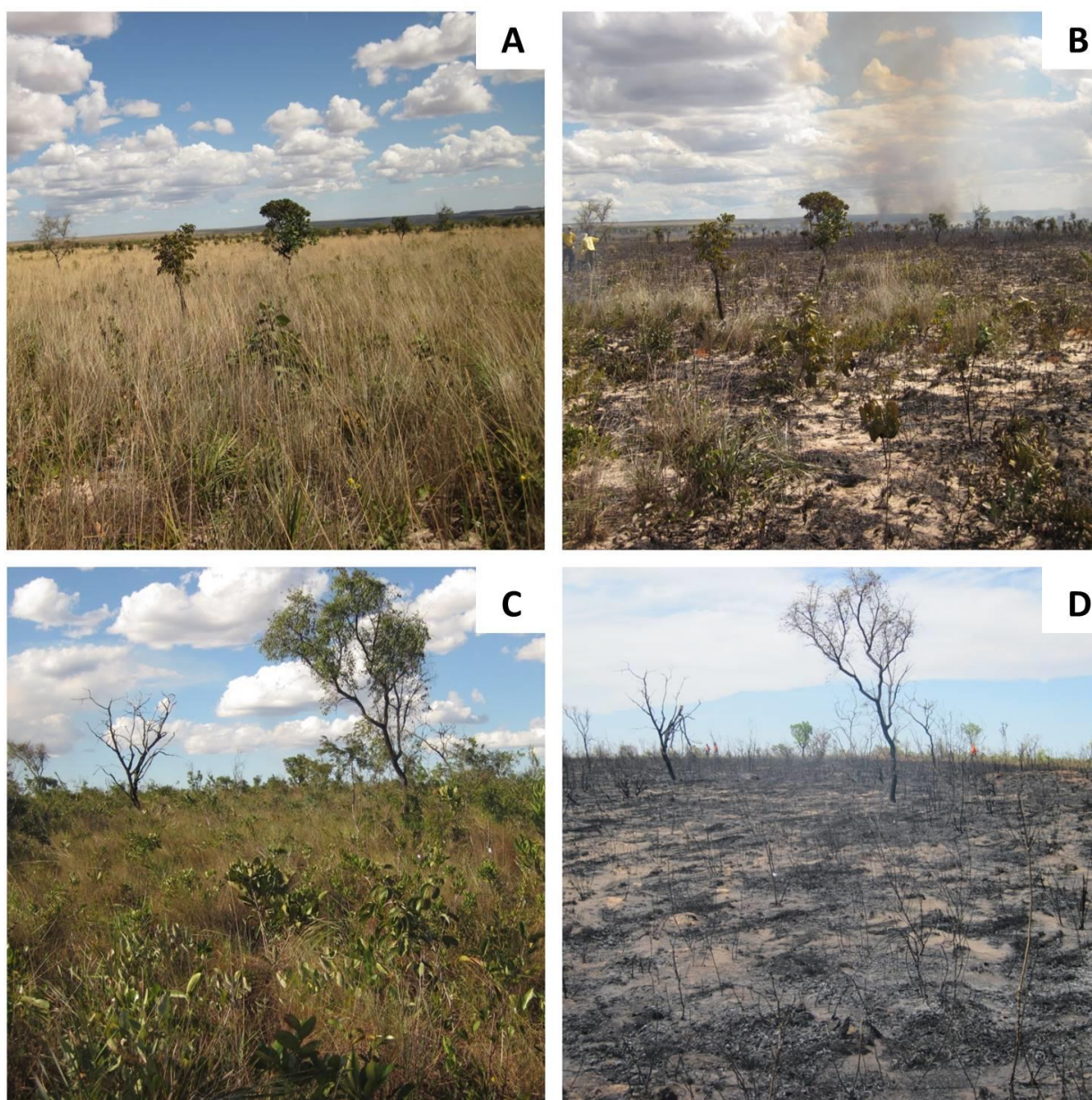


Figura 10. Comparação entre duas paisagens, na região do Jalapão, TO, após a realização de uma queima de manejo realizada no mês de junho e uma queima tardia realizada no dia 15 de setembro em: paisagem antes (A) e depois (B) de uma queima de manejo e paisagem antes (C) e depois (D) de uma queima tardia.

3.2. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo

i) Ordenação espacial das áreas de estudo

A análise de ordenação (nMDS) dos tratamentos, das áreas e dos tempos de amostragens (T1 e T2) com base na cobertura (Figura 13-A) e na presença/ausência (Figura 13-B) das espécies, mostrou que houve uma separação das áreas de estudo no espaço multidimensional, evidenciando diferenciação florística entre elas. A análise de ANOSIM confirmou a diferença significativa entre os grupos formados pelas áreas, tanto para dados de cobertura ($R= 0,882$; $p= 0,001$), quanto para presença e ausência de espécies ($R= 0,869$; $p= 0,001$). No entanto, tanto para os dados de cobertura, quanto de presença/ausência das espécies não houve uma separação espacial dos tratamentos ($R= -0,005$; $p= 0,480$) e ($R= -0,026$; $p= 0,626$) e nem das duas amostragens ($R= 0,140$; $p= 0,140$) e ($R= 0,057$; $p= 0,145$), respectivamente.

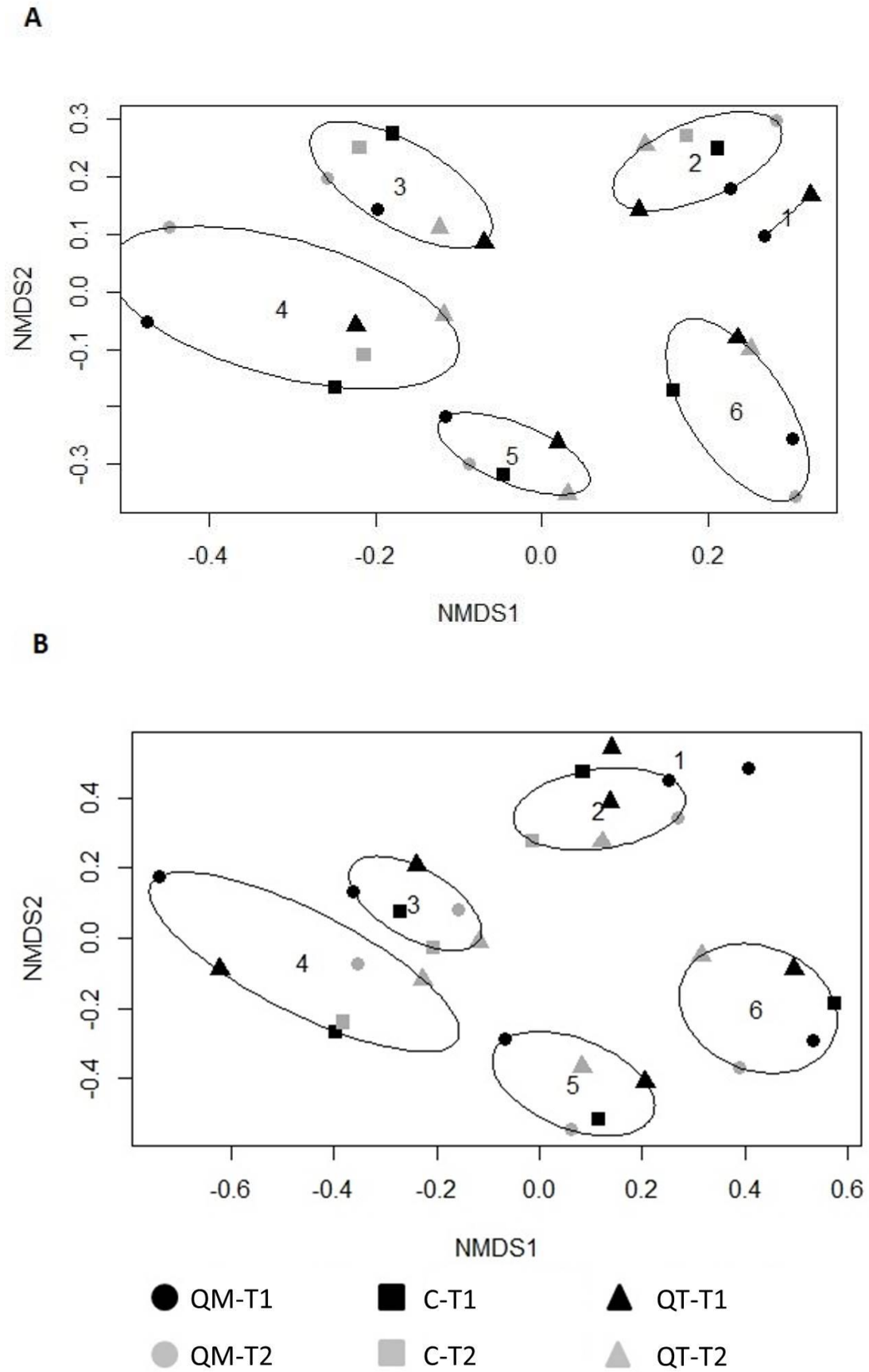


Figura 11. Ordenação (nMDS) das áreas (1-6), dos dois tempos de amostragens (preto=T1 e cinza=T2) e dos tratamentos (símbolos) em: A) dados de cobertura das espécies (cm), stress = 0,182 e B) dados de presença/ausência das espécies, stress = 0,175. QM= queimas de manejo; C= controle e QT=queimas tardias.

ii) Estrutura da vegetação

Os GLMM indicaram que não houve diferença significativa na cobertura média de espécies entre os tratamentos na primeira amostragem (T1). Na segunda amostragem (T2) a cobertura de todos os tratamentos foi significativamente menor que em T1, mas apenas o controle se diferenciou do tratamento “queimas de manejo”. As queimas tardias não se diferenciaram do controle, nem das queimas de manejo em T2 (Figura 14-A).

Também não houve diferença significativa na projeção média de solo exposto entre os tratamentos na primeira amostragem (T1). Já na segunda amostragem (T2), houve uma diminuição da projeção de solo exposto no controle em relação a T1. Além disso, o controle se diferenciou dos dois tratamentos de queima, com menor projeção média de solo exposto em T2. Também houve diferença significativa entre os dois tratamentos de queima, sendo que as queimas tardias tiveram a maior projeção de solo exposto em T2 (Figura 14-B, Tabela 2).

Por fim, também não houve diferença significativa na projeção média de serapilheira entre os tratamentos na primeira amostragem (T1). Assim como para o solo exposto, apenas o controle e as queimas tardias se diferenciaram entre T1 e T2. Os três tratamentos se diferenciaram em T2 (Figura 14-C, Tabela 2). Ou seja, um ano após a queima de 2017, o controle apresentou a menor projeção média de solo exposto e a maior projeção média de serapilheira; as queimas tardias apresentaram a maior projeção média de solo exposto e a menor projeção média de serapilheira e as queimas de manejo apresentaram valores intermediários tanto para a projeção de solo exposto quanto para a cobertura de serapilheira.

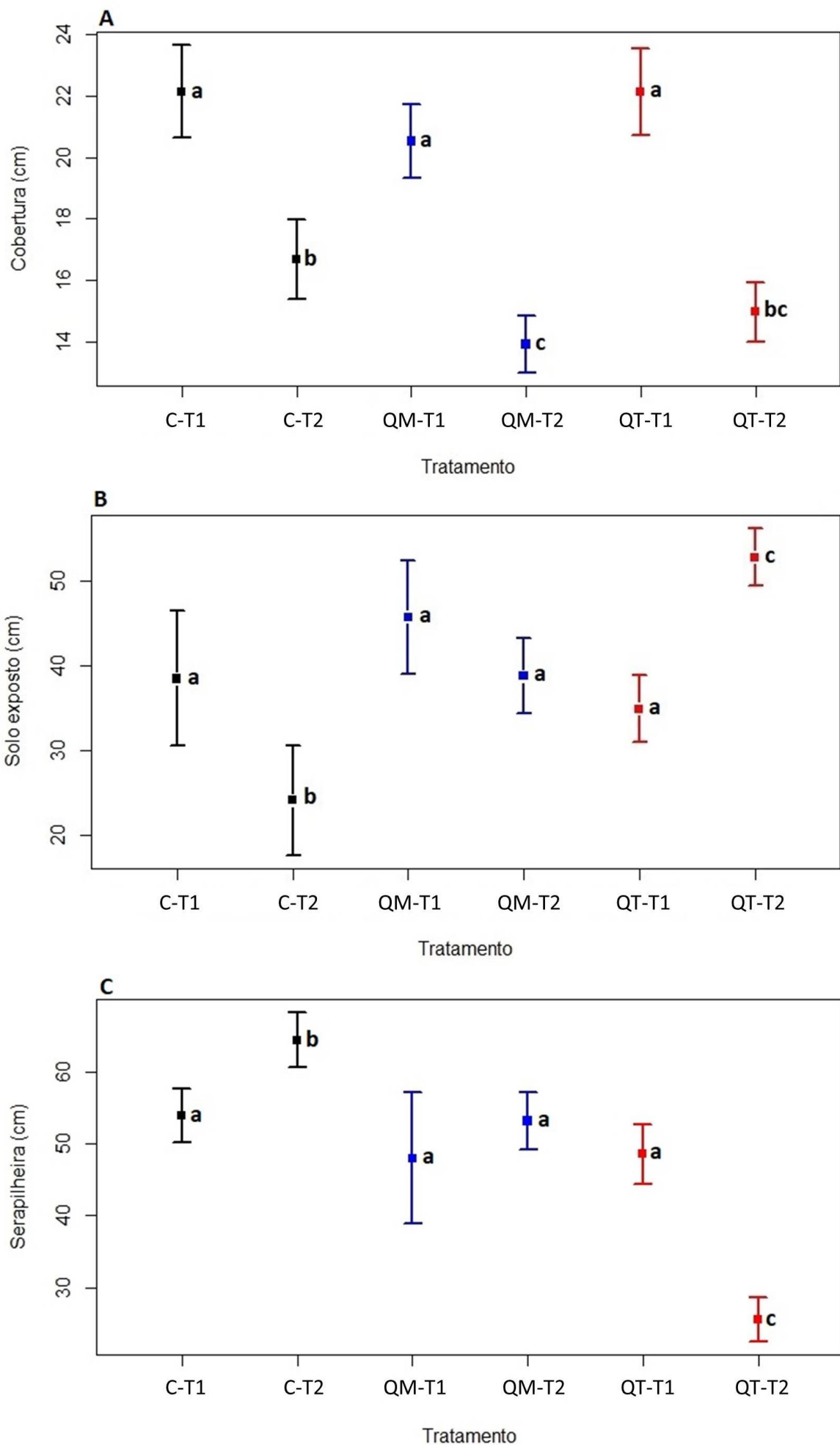


Figura 12. Cobertura absoluta média das espécies – cobertura vegetal (A), projeção média de solo exposto (B) e cobertura média de serapilheira em cada tratamento (C=controle, QM=queimas de manejo e QT=queimas tardias) na primeira amostragem (T1), realizada em 2017, e na segunda amostragem (T2), realizada em 2018. As barras indicam o erro padrão, com intervalo de 95% de confiança, e as letras indicam se há diferença significativa (teste Tukey) entre os tratamentos dentro de uma mesma amostragem, e entre as amostragens dentro de um mesmo tratamento.

Tabela 2. Resultado das análises do GLMM e do teste Tukey para a cobertura média das espécies e para a projeção média de solo exposto e para a projeção média de serapilheira nos tratamentos, nas amostragens, e na interação entre tratamento e amostragem.

	Anova	Chisq	g.l	p
Cobertura vegetal	Tratamento	15,4315	2	0,0004457 ***
	tempo	181,1615	1	< 2,2e-16 ***
	tratamento:tempo	7,1351	2	0,0282245 *
Solo exposto	tratamento	25,1185	2	3,512e-06 ***
	tempo	2,6165	1	0,1058
	tratamento:tempo	42,1931	2	6,885e-10 ***
Serapilheira	tratamento	25,1185	2	3,512e-06 ***
	tempo	2,6165	1	0,1058
	tratamento:tempo	42,1931	2	6,885e-10 ***

	teste Tukey	Cobertura espécies	Solo exposto	Serapilheira
		p	p	p
	ControleT1-Q.ManejoT1	0,9463	0,9463	0,7696
	ControleT2-Q.ManejoT2	0,0001	0,0001	0,0008
	ControleT1-Q.TardiasT1	1	1	0,3564
	ControleT2-Q.TardiasT2	0,1682	0,1682	<,0001
	Q.TardiasT1-Q.ManejoT1	0,9259	0,9259	1
	Q.TardiasT2-Q.ManejoT2	0,0862	0,0862	<,0001
	ControleT1-ControleT2	<,0001	<,0001	0,0018
	Q.ManejoT1-Q.ManejoT2	<,0001	<,0001	0,8556
	Q.TardiasT1-Q.TardiasT2	<,0001	<,0001	<,0001

iii) Florística, Riqueza e Diversidade de espécies

Foram coletados 243 espécimes do estrato herbáceo-subarbusivo, dos quais 146 estavam em fase vegetativa e 97 estavam em fase reprodutiva. No total, este estudo registrou 187 espécies, das quais 102 foram identificadas ao nível de espécie, 21 ao nível de gênero, 20 ao nível de família e 44 não foram identificadas até o momento (Tabela S1).

Das espécies que foram registradas nas duas amostragens (T1 + T2), 53 foram comuns a todos os tratamentos, três foram comuns aos tratamentos “queimas de manejo” e “queimas tardias”, uma foi comum ao tratamento “queimas de manejo” e ao controle e quatro foram comuns ao tratamento “queimas tardias” e ao controle. Das espécies que foram exclusivas em cada tratamento e comuns às duas amostragens: 12 foram registradas apenas no tratamento “queimas de manejo”, sete no tratamento “queimas tardias” e três no controle (Figura 11).

Das espécies exclusivas da primeira amostragem (T1), 24 foram registradas somente no tratamento “queimas de manejo”, nove somente no tratamento “queimas tardias” e seis somente no controle. Nenhuma destas espécies que só foram amostradas em 2017 foi comum a todos os tratamentos em T1. Das espécies que foram registradas apenas na segunda amostragem (T2), em 2018, três foram registradas somente no tratamento “queimas de manejo”, duas somente no tratamento “queimas tardias” e uma somente no controle. Quatro espécies foram comuns aos tratamentos (Figura 12).

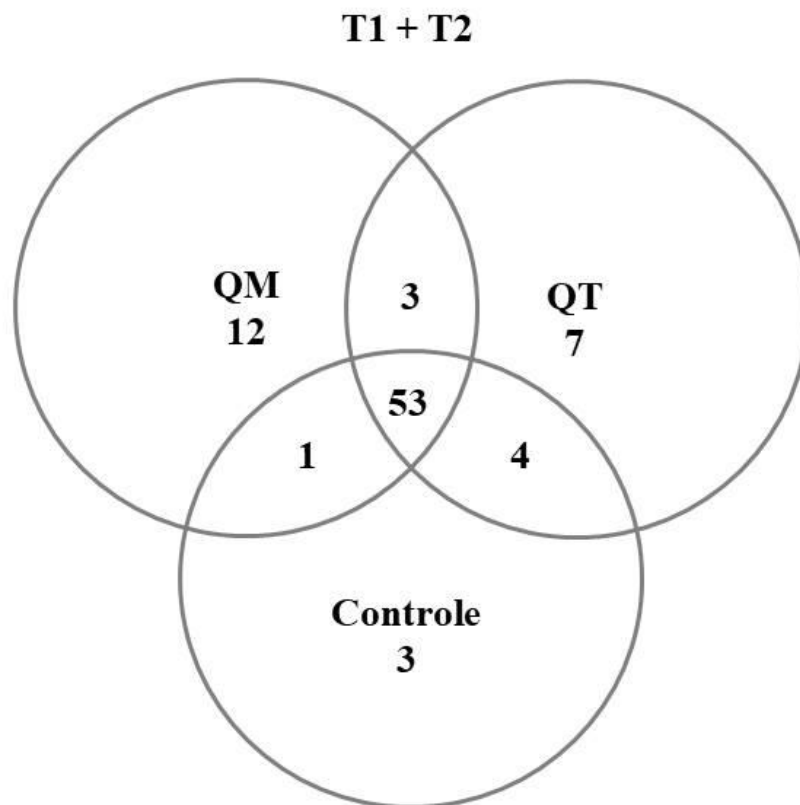


Figura 13. Número de espécies comuns entre os tratamentos e entre as amostragens (T1 e T2) e exclusivas de cada tratamento ao longo de todo o período amostrado. QM= queimas de manejo e QT= queimas tardias

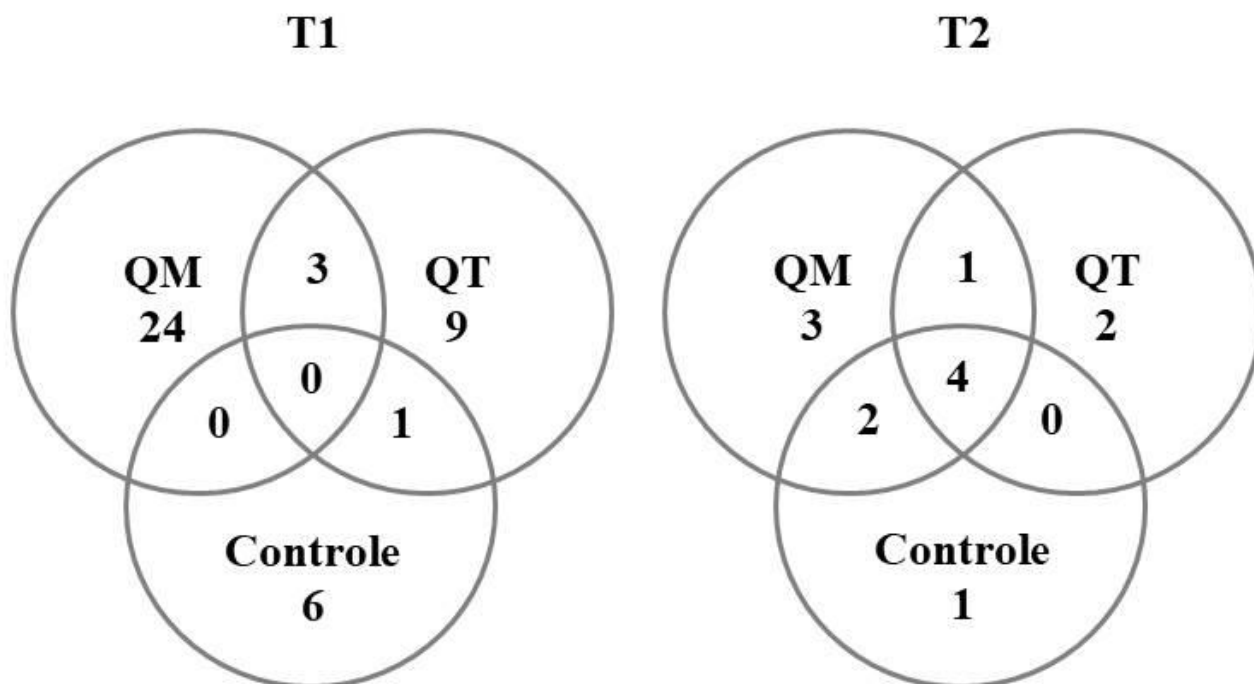


Figura 14. Número de espécies exclusivas de cada amostragem (T1 e T2), de cada tratamento, e comuns entre os tratamentos dentro de uma mesma amostragem. QM= queimas de manejo e QT= queimas tardias.

As cinco famílias com maior número de espécies foram: Fabaceae (23), Myrtaceae (15), Poaceae (14), Cyperaceae (12) e Euphorbiaceae (12); e os cinco gêneros com maior número de espécies foram: *Eugenia* (11), *Croton* (7), *Mimosa* (7), *Ouratea* (6) e *Byrsonima* (5).

As curvas de rarefação para a riqueza de espécies obtidas através dos números de Hills ($q=0$) mostram uma sobreposição dos intervalos de confiança entre os tratamentos de queima (queimas de manejo e queimas tardias), porém, a curva de extrapolação ascendente no tratamento “queimas de manejo” sugere maior riqueza neste tratamento em relação às queimas tardias (Figura 15). Além disso, tanto as curvas de rarefação, quanto de extrapolação, mostram maior riqueza das queimas de manejo em relação ao controle, pois não há sobreposição nos intervalos de confiança. Já para as queimas tardias, a curva de rarefação mostra maior riqueza deste tratamento em relação ao controle, porém, há uma sobreposição dos intervalos de confiança nas curvas de extrapolação dos dois

tratamentos, sugerindo que o controle tende a ser tão rico quanto o tratamento o tratamento “queimas tardias” (Figura 15). A diversidade de Shannon ($q=1$), que dá maior peso para a ocorrência de espécies raras, e a diversidade de Simpson, que dá maior peso para a ocorrência de espécies mais frequentes e abundantes, apresentaram o mesmo padrão entre os tratamentos: não houve diferença na diversidade de espécies entre os tratamentos de queima, pois as curvas de rarefação e de extrapolação se sobrepõem. No entanto, o controle apresentou, significativamente, menor diversidade de espécies do que os tratamentos de queima (Figura 15).

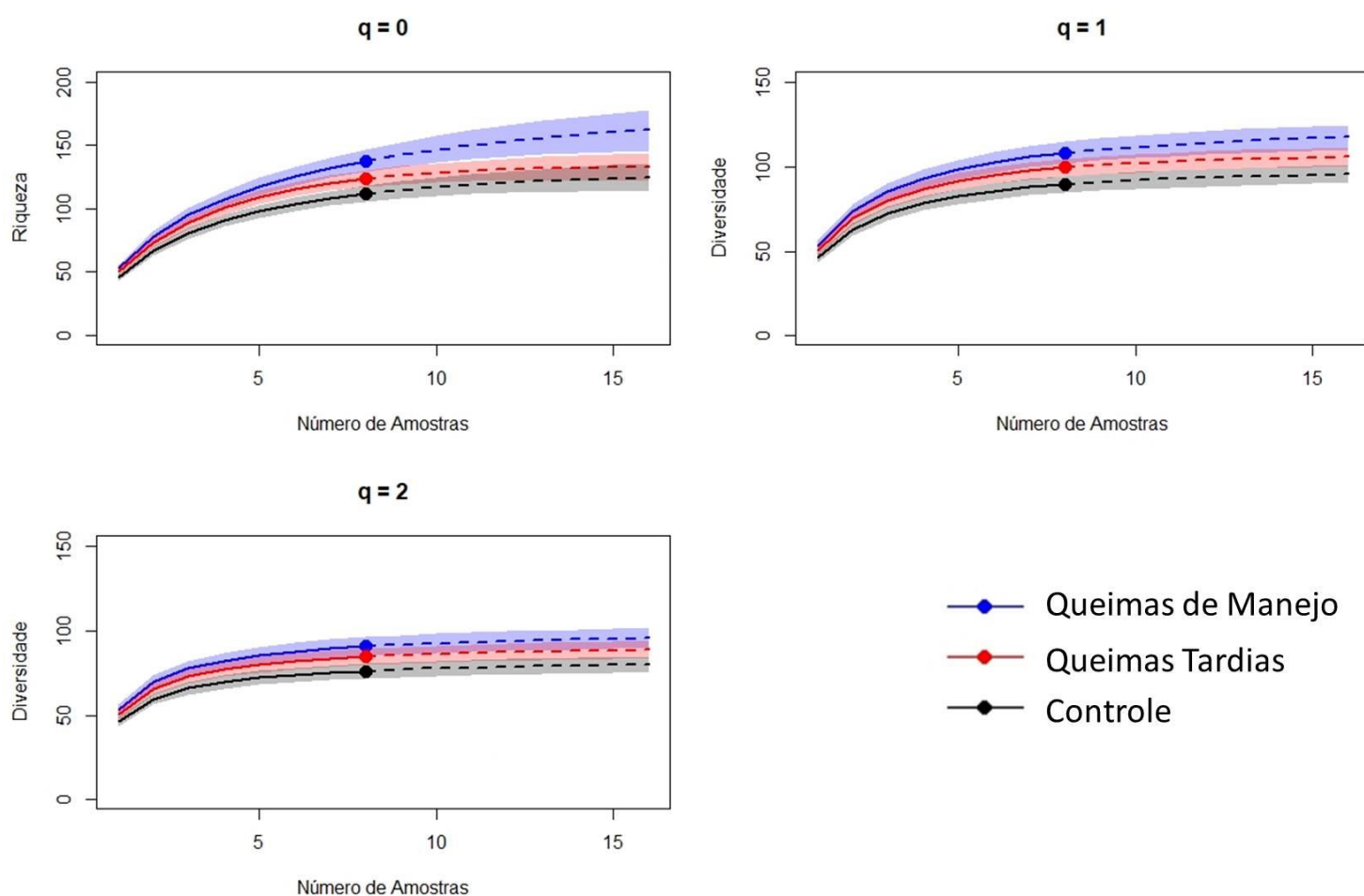


Figura 15. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e de extrapolação (linhas tracejadas) calculadas através dos números de Hills – riqueza ($q=0$), diversidade de Shannon ($q=1$) e diversidade de Simpson ($q=2$) – para cada tratamento (Queimas de Manejo, Queimas Tardias e Controle). Os pontos indicam o número de amostras. As curvas têm um intervalo de confiança de 95%.

iv) Valor de Importância (VI)

O cálculo de valor de importância das espécies (VI) mostrou que, das dez espécies com maior VI, seis espécies são comuns aos três tratamentos: *Trachypogon spicatus* (L.f.) Kuntze,

Astrocaryum campestre Mart., *Syagrus allagopteroides* Noblick & Lorenzi, *Mesosetum loliiforme* (Hochst.) Chase, SapotaceaeIndet e *Licania dealbata* Hook.f. As outras espécies com maior VI dentro de cada tratamento foram: **queimas de manejo** – *Byrsonima oblongifolia* A.Juss., *Paspalum marmoratum* Kuhl., *Croton* spp.2, *Davilla grandiflora* A.St.-Hil.; **queimas tardias** – *Myrcia variabilis* DC., *Byrsonima oblongifolia* A.Juss., *Aristida pendula* Longhi-Wagner e *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees); **controle** – *Axonopus barbigerus* (Kunth) Hitchc., *Licania gardneri* (Hook.f.) Fritsch, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert, *Myrcia variabilis* DC. (Figura 14). Dessas espécies, seis pertencem à família Poaceae. As famílias Arecaceae, Myrtaceae e Chrysobalanaceae estão representadas por duas espécies das citadas com maior VI, e as famílias Sapotaceae, Malpighiaceae, Dilleniaceae e Euphorbiaceae estão representadas por uma espécie cada.

A cobertura total (CT) das seis espécies com maior VI comuns aos três tratamentos foi distinta entre os tratamentos e, na maioria das vezes, foi semelhante entre os tempos de amostragem (Figura 16). *Trachypogon spicatus* (Poaceae), espécie com o maior VI em todos os tratamentos, teve menor cobertura nas queimas de manejo, e em geral, para todos os tratamentos, sua cobertura não variou muito entre as duas amostragens. *Astrocaryum campestre* (Arecaceae), segunda espécie com maior VI em todos os tratamentos, apresentou uma cobertura vegetal semelhante entre os tratamentos. Também não variou muito entre T1 e T2, e teve maiores coberturas nas áreas 4, 5 e 6, com exceção das queimas tardias, onde esta espécie teve a menor cobertura na área 5. *Syagrus allagopteroides* (Arecaceae), terceira espécie com maior VI, apresentou cobertura um pouco maior nas queimas tardias, também não apresentou um padrão de mudança entre T1 e T2 e apresentou maior cobertura nas áreas 4 e 6 nos tratamentos de queima (T1 e T2) e no controle (T1). Essas três espécies com maior VI em todos os tratamentos foram registradas em todas as áreas. *Mesosetum loliiforme* (Poaceae) apresentou menor cobertura em T2 nos dois tratamentos de queima, mas foi semelhante entre T1 e T2 no controle. SapotaceaeIndet apresentou maior cobertura nas queimas de manejo e não apresentou um padrão de mudança entre as amostragens. *Licania dealbata* (Chrysobalanaceae) também apresentou maior cobertura nas queimas de manejo, e não teve um padrão de mudança entre T1 e T2.

Três espécies foram comuns a somente dois tratamentos. *Loudetiopsis chrysothrix* (Poaceae) e *Myrcia variabilis* (Myrtaceae) foram comuns ao controle e às queimas tardias. A primeira foi registrada em apenas duas áreas das queimas tardias, e em três áreas no controle, e sua cobertura não se diferenciou entre eles. A segunda foi encontrada em quatro áreas das queimas tardias, onde sua cobertura, ou aumentou, ou não se diferenciou entre as amostragens, e foi encontrada em duas áreas no controle, onde sua cobertura aumentou em T2. *Byrsonima oblongifolia* (Malpighiaceae),

foi comum aos tratamentos de queima, e, em ambos os tratamentos, só não foi registrada na área 4. Nas queimas tardias, esta espécie manteve sua cobertura semelhante entre as amostragens, mas, nas queimas de manejo, houve uma diminuição de sua cobertura em todas as áreas.

As outras seis espécies com maior VI foram exclusivas de cada tratamento, o que não quer dizer que elas tenham sido registradas em apenas um deles, mas que estiveram entre as dez espécies com maior VI em apenas um deles. *Paspalum marmoratum* (Poaceae), exclusiva das queimas de manejo, foi registrada nas duas amostragens apenas na área 2. Nas demais áreas, com exceção da área 1 que não foi amostrada em T2, esta espécie foi registrada somente na segunda amostragem. *Croton* spp.1 (Euphorbiaceae) e *Davilla grandiflora* (Dilleniaceae), também exclusivas das queimas de manejo, foram registradas em três e em quatro áreas, respectivamente e não apresentaram padrão de variação na cobertura entre as duas amostragens. *Aristida pendula* (Poaceae) foi a única espécie exclusiva das queimas tardias e foi registrada em todas as áreas. Apenas na área 5 esta espécie teve um aumento considerável de sua cobertura entre T1 e T2. Nas demais áreas as coberturas foram semelhantes entre as amostragens.

Axonopus barbigerus (Poaceae) e *Licania gardneri* (Chrysobalanaceae) foram exclusivas do controle. A primeira espécie foi registrada somente nas áreas 3 e 6, sendo que, na área 3, sua cobertura não se diferenciou entre as amostragens, e na área 6, o controle não foi amostrado em T2 porque queimou acidentalmente. A segunda espécie foi registrada em quatro áreas, e, com exceção da área 5, que não foi amostrada em T2 porque também queimou acidentalmente, as coberturas não se diferenciaram entre as amostragens (Figura 16).

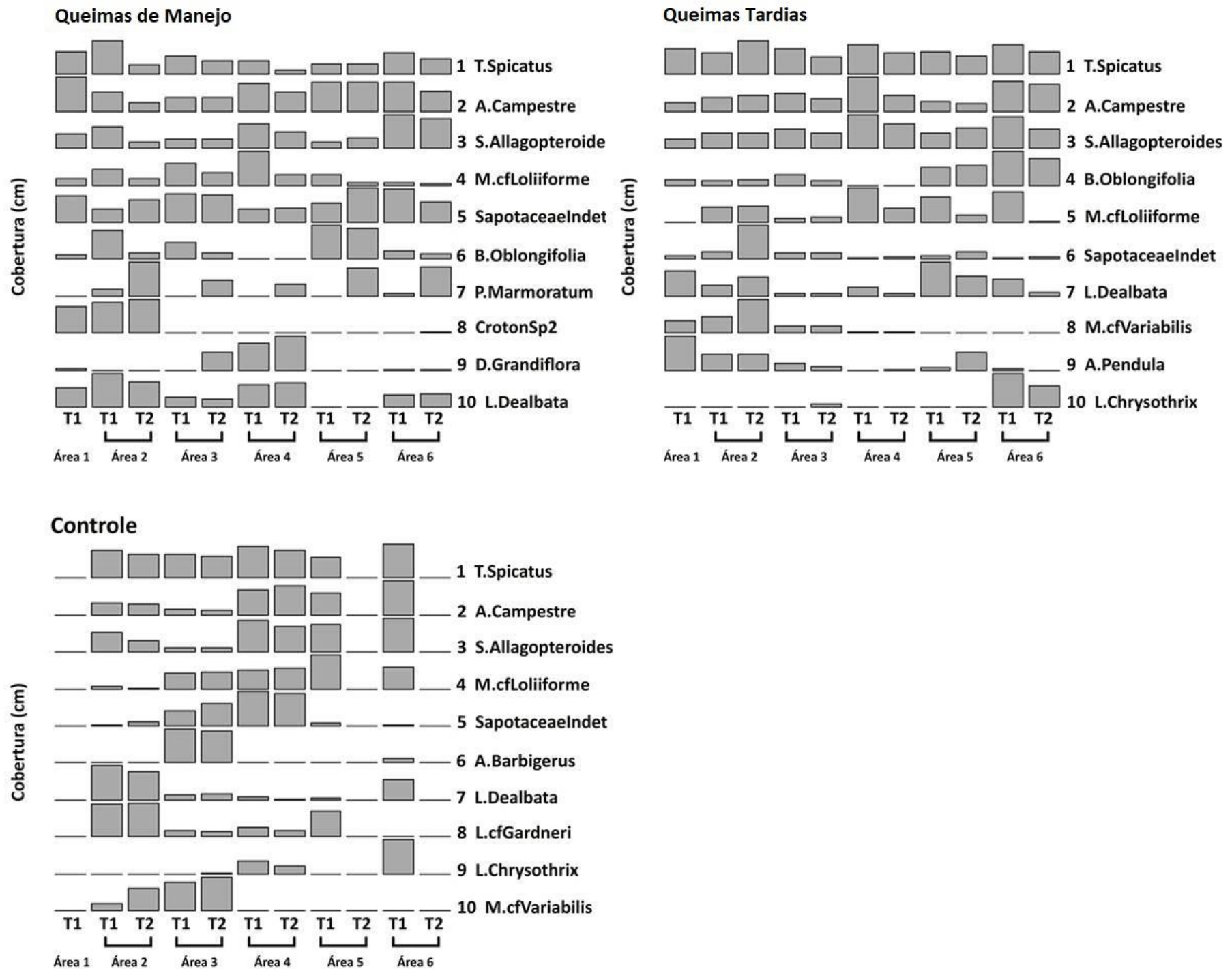


Figura 16. Variação temporal da cobertura total (CT) das dez espécies com maior valor de importância (VI) em cada tratamento. Essa distribuição está representada em cada área (1-6) e em cada amostragem (T1 e T2). Devido a queimadas acidentais, a área 1 foi amostrada somente em (T1) e, no Controle, as áreas 5 e 6 não foram amostradas em T2.

4. Discussão

4.1. Comportamento do fogo nas queimas de 2017

Corroborando a hipótese inicial, a época de queima influenciou significativamente o comportamento do fogo quanto à intensidade, ao calor liberado e à eficiência de queima. Conforme demonstrado em outros trabalhos no Cerrado (Coutinho, 1990; Kauffman *et al.*, 1994; Fidelis & Pivello, 2011; Rissi *et al.*, 2017; Schmidt *et al.*, 2017) e, em outras savanas (Gill *et al.*, 1990; Govender *et al.*, 2006), queimas prescritas no início ou meio da estação seca resultaram em menores intensidades de fogo, associadas a menores proporções de consumo da biomassa combustível e menores velocidades de frente de fogo quando comparadas às queimas do final da estação seca, assim como observado nesse estudo, onde as queimas tardias foram mais intensas, liberando maior quantidade de calor e com maior eficiência de queima.

As características do comportamento do fogo foram associadas às condições climáticas na hora da queima, de forma que, quanto maior a temperatura do ar, maior intensidade, calor liberado, eficiência de queima e velocidade da frente de fogo. Já uma relação inversa foi encontrada entre esses parâmetros do comportamento do fogo e a umidade relativa do ar, assim como Gomes, (2018), que também encontrou uma relação inversa entre a umidade do ar e a velocidade da frente de fogo/intensidade. Além disso, Gomes, (2018) também encontrou uma relação positiva entre a velocidade da frente de fogo e a temperatura do ar. No Parque Nacional da Chapada das Mesas (PNCM), localizado no sul do Maranhão, Moura, (2018) comparou queimas de manejo realizadas no início da estação seca (baixa vs. alta umidade do ar) com queimas tardias, e também encontrou maior intensidade nas queimas realizadas em condições de menores umidades relativas do ar. Além disso, as queimas de manejo realizadas com a umidade do ar abaixo de 50% tiveram intensidade semelhante à das queimas tardias (Moura, 2018). Ou seja, quanto menor a umidade relativa do ar, característica ambiental geralmente associada ao final da estação seca, maior foi a intensidade e calor liberado pelo fogo e maior a eficiência de queima.

Dessa forma, a época de queima pode ser um bom preditor do comportamento do fogo, uma vez que a sazonalidade da chuva no Cerrado determina as condições climáticas das duas estações do ano de forma bem definida (seca e chuvosa). Porém, o clima não é o único fator determinante do comportamento do fogo (Moura, 2018), e o microclima pode exercer importantes efeitos sobre as queimas (Miranda *et al.*, 1993; Kauffman *et al.*, 1994; Gomes, 2018). Esse é um dos motivos pelo qual o MIF deve ser pensado de forma adaptativa, considerando que as condições climáticas não variam uniformemente entre as estações e os anos, mas são dependentes de fatores como a

quantidade de precipitação nos meses anteriores, e até de fatores relacionados às mudanças climáticas que têm alterado alguns padrões nos ecossistemas, como a época e duração dos veranicos.

A estrutura, o conteúdo de umidade do combustível e a quantidade de biomassa consumida também influenciam o comportamento do fogo (Castro & Kauffman, 1998), e o efeito do fogo na dinâmica de nutrientes dependerá desses parâmetros. Além disso, a produção de serapilheira, que é parte da biomassa combustível, é sazonal e apresenta maior quantidade no final da estação seca (Nardoto *et al.*, 2006), quando as condições climáticas, como a umidade e temperatura do ar, conferem uma maior inflamabilidade ao combustível (Coutinho, 1990; Pereira *et al.*, 2014; Durigan & Ratter, 2016), proporcionando queimadas mais intensas, com maior quantidade de calor liberado nessa estação do ano, e provocando maior redução da biomassa do estrato herbáceo (Trollope & Trollope, 2002), assim como observado nesse estudo, onde as queimas tardias apresentaram maiores intensidades e calor liberado pelo fogo.

A quantidade de material combustível pode ser o principal preditor para as emissões de carbono (Gomes, 2018). Portanto, a dinâmica da biomassa combustível (i.e. produção da biomassa e regeneração pós-fogo) também pode ser considerada para prever o comportamento do fogo e as emissões de gases de efeito estufa decorrente das queimas. Nesse estudo, não houve diferença na quantidade de combustível disponível para a queima entre as queimas de manejo e as queimas tardias, indicando que, após as queimas experimentais de 2015, a biomassa se recuperou independente da época de queima. Para as formações savânicas e campestres da EESGT, os mapas de cicatrizes de queima mostram que um intervalo de dois anos é suficiente para a regeneração da biomassa combustível após a queima, pois uma área que queimou em um ano, estará sujeita a ocorrência de um novo incêndio após dois anos (Barradas, 2017). Já para o PEJ, Pereira *et al.*, (2014) reportou um intervalo médio de três anos entre as queimas no período de 1997 a 2008, sugerindo que, nesta UC, a recuperação da biomassa combustível demora, em média, três anos.

Outros estudos realizados na região central do Brasil encontraram que até 75 % da biomassa combustível pode ser recuperada na primeira estação chuvosa após queimas realizada em diferentes épocas da estação seca (Batmanian & Haridasan, 1985) e 100% após a segunda estação chuvosa pós queima (Andrade, 1998; Rissi, 2016); enquanto no PNCM, 84% da biomassa combustível se recuperou após duas estações chuvosas nas áreas queimadas no início da estação seca, e 94% se recuperou nas queimas realizadas no final da estação seca (Moura, 2018). Esses resultados corroboram a rápida regeneração da biomassa nos dois tratamentos de queima observados nesse estudo. Apesar disso, verifica-se que, mesmo que em escala de paisagem os incêndios tardios

ocorriam a cada dois anos nas UC, isto se dava pelas condições ambientais favoráveis à rápida propagação do fogo, como baixa umidade relativa do ar e alta velocidade do vento típicos dessa época do ano, além da continuidade do combustível, decorrente da política de exclusão do fogo nas UC até 2014. Após a implementação do MIF, com a fragmentação do combustível na paisagem em diferentes históricos de queimas, estas UC não necessariamente realizam as queimas prescritas a cada dois anos, mesmo que este seja o intervalo suficiente para a regeneração da biomassa, pois o risco de ocorrência de grandes incêndios tardios diminuiu à medida que criou-se mosaicos de queima na paisagem.

A eficiência de queima esperada para formações savânicas do Cerrado, no final da estação seca, varia de 72% a 87% (Kauffman *et al.*, 1994). Dessa forma, o valor médio de eficiência de queima observado para as queimas tardias (87,2%) corresponde ao esperado. Já as queimas de manejo apresentaram baixa eficiência de queima (47,3%) em relação às queimas tardias. Essa menor eficiência de queima cumpre a função de criação de mosaicos com diferentes históricos de queima e pode contribuir para reduzir impactos do fogo e emissões de gases de efeito estufa. Para a região sul do Maranhão, a eficiência de queima das queimas precoces foi de 81,5% (em 2015) e de 80,7% (em 2017), e das queimas tardias foi de 88,5% (em 2015) e 89,3% (em 2017; Moura, 2018). Portanto, a eficiência de queima para a região do Jalapão nas queimas tardias se assemelha a esta região do Maranhão, mas as queimas de manejo apresentaram menor eficiência de queima.

Do ponto de vista da gestão, as queimas de manejo podem ser eficientes para atender aos objetivos estabelecidos, centrados na redução de incêndios de grande porte e proteção de vegetações sensíveis, como as matas de galeria. Por exemplo, queimas prescritas realizadas em condições climáticas favoráveis para a extinção natural do fogo são feitas nos veranicos da estação chuvosa (geralmente entre janeiro e março), bem como no início da estação seca (maio-julho, Barradas, 2017). A época propícia para a realização destas queimas, chamada de “janela de queima” varia entre anos e entre regiões do Cerrado e é relativamente grande na região do Jalapão, se estendendo até julho (Barradas, 2017). Enquanto que em outras regiões, como no sul do Maranhão, a janela de queima geralmente se encerra em maio (Moura, 2018). Assim, as equipes de manejo devem atentar-se às condições ambientais, que geralmente estão associadas à época do ano, mas também a outras variáveis, como a quantidade de precipitação da estação chuvosa anterior.

As respostas dos organismos e ecossistemas ao fogo dependerão da quantidade de calor liberado durante a combustão da biomassa vegetal (Trollope & Trollope, 2002). A quantidade de calor liberado varia verticalmente de acordo com as características da biomassa combustível,

portanto, dependendo da quantidade de calor liberado e do local (i.e. nas gemas de crescimento), os efeitos do fogo provocarão maior ou menor dano à vegetação (Trollope & Trollope, 2002). Neste estudo, as queimas de manejo apresentaram menor quantidade de calor liberado (3038,0 kJ/m²) em relação às queimas tardias (5066,4 kJ/m²), diferente dos resultados encontrados por Moura (2018) no PNCM, onde as queimas de manejo apresentaram valores semelhantes às queimas tardias (2015 – queimas de manejo= 5619 kJ/m² e queimas tardias= 5076 kJ/m²; 2017 – queimas de manejo= 4702 kJ/m² e queimas tardias= 4840 kJ/m²). Menor quantidade de calor liberado nas queimas prescritas do início da estação seca, em relação ao final da estação seca, também foi encontrada na região central do Cerrado (Sato, 2003). Para uma mesma intensidade, quanto menor a velocidade da frente de fogo, maior será o calor liberado por unidade de áreas, pois este se concentra em um mesmo local por mais tempo (Rothermel & Deeming, 1980). Por esse motivo, as queimas precoces podem apresentar maior quantidade de calor liberado, pois geralmente são mais lentas (Sato, 2003; Moura 2018). Mas, por conta da baixa intensidade das queimas de manejo encontradas nesse estudo, o calor liberado também foi significativamente menor do que o encontrado para as queimas tardias.

4.2. Dinâmica da vegetação do estrato herbáceo

i) Ordenação espacial das áreas de estudo

Os resultados da análise de ordenação (nMDS), tanto para os dados de cobertura quanto para os dados de presença/ausência das espécies, mostram que a diferença intrínseca entre as áreas foi o fator mais importante para a estrutura das comunidades do estrato herbáceo-subarbustivo. O Cerrado é composto por um mosaico de tipos de vegetação que conferem ao bioma uma grande heterogeneidade tanto florística quanto estrutural (Ribeiro & Walter, 2008). Os eventos temporais (tempo geológico e ecológico), determinantes na formação dos solos, são os fatores que possibilitam essa heterogeneidade em escala mais ampla e proporcionam a ocorrência de diversas fitofisionomias no bioma Cerrado (Ratter *et al.*, 1996; Ribeiro & Walter, 2008; Bueno *et al.*, 2017, 2018). Além disso, em escala mais fina, dentro de uma mesma fitofisionomia do Cerrado é comum a heterogeneidade espacial das comunidades vegetais (Silva *et al.*, 2006; Ulysses *et al.*, 2011; Mendes *et al.*, 2014).

Além da fisionomia dominante da paisagem e da fenologia das espécies, a drenagem do solo e a topografia (Silva *et al.*, 2006), bem como o gradiente de fertilidade do solo (Carvalho *et al.*, 2014) são fatores importantes na variação da estrutura e composição das comunidades arbóreas no Cerrado. Para as comunidades de plantas herbáceas, um estudo realizado em uma savana

venezuelana também encontrou uma relação entre a heterogeneidade do solo e as mudanças temporais na frequência relativa de espécies (San José & Fariñas, 1991). Além de mudanças na estrutura e composição, a disponibilidade de água no solo, por conta da sazonalidade das chuvas, e a frequência do fogo podem influenciar a diversidade de espécies (Ferreira *et al.*, 2009), e mudanças no solo, como o conteúdo de umidade, podem ser encontradas em distâncias menores que 1m (Souza & Martins, 2004). Portanto, considerando que em escala mais fina o fogo atua de forma mais homogênea, o solo exerce grande influência sobre a estrutura da vegetação nesta escala (Dantas & Batalha, 2011). Dentro das mesmas parcelas de estudo, porém para o estrato arbóreo da vegetação, utilizando dados de densidade e abundância de espécies, Montenegro (2019) também encontrou uma separação espacial das áreas. Dessa forma, a distância mínima de 4 km entre as áreas de estudo foi suficiente para detectar diferenças estruturais e florísticas entre comunidades vegetais na região do Jalapão, tanto do estrato herbáceo quanto do estrato arbóreo, demonstrando assim a heterogeneidade da paisagem conforme esperado para o Cerrado.

Embora seja desejável identificar um regime de queima ideal a ser alcançado em ecossistemas propensos ao fogo, do ponto de vista da gestão, há inúmeros objetivos possíveis de manejo, que são influenciados pelo contexto ecológico, sociocultural e pelas incertezas inerentes à ecologia do fogo (Bowman *et al.*, 2016; Barradas, 2017). Neste sentido, estabelecer um regime de queima ideal em larga escala não é suficiente (Durigan & Ratter, 2016), e restaurar um regime de queima natural para ecossistemas tão heterogêneos não é o objetivo principal do MIF no Cerrado (Schmidt *et al.*, 2018) e nem na maioria dos ecossistemas propensos ao fogo, como na Austrália e na África do Sul (Russell-Smith *et al.*, 2003; Christensen, 2005; Van Wilgen *et al.*, 2007). Isso porque nenhum regime de queima, ou combinação entre frequência, intensidade e época de queima, irá beneficiar todos os organismos de um ecossistema (Burrows, 2008). É preciso, no entanto, uma política consistente de manejo do fogo para o Cerrado (Durigan & Ratter, 2016), uma vez que a política de supressão do fogo, vigente no Brasil até recentemente, não é eficiente para evitar grandes incêndios. Como consequência disso, as paisagens remanescentes de Cerrado, que muitas vezes são fragmentos cercados por uma matriz do agronegócio, podem ser totalmente queimadas em um único evento de fogo (Schmidt *et al.*, 2018), impedindo que animais obtenham refúgio em áreas não queimadas e eliminando temporariamente toda a fonte de alimento para os consumidores primários (Durigan & Ratter, 2016). Dessa forma, a heterogeneidade das áreas de estudo aqui apresentada, sugere que, em escala regional, o Jalapão também apresenta grande heterogeneidade florística, e isso precisa ser considerado nas tomadas de decisão referentes ao manejo do fogo na região.

Mudanças no regime histórico do fogo podem ter consequências negativas no Cerrado ao homogeneizar os mosaicos originais (Durigan & Ratter, 2016), o que não garantiria a conservação da biodiversidade em paisagens heterogêneas das áreas campestres e savânicas do Jalapão. A realização de queimas em mosaico, ou seja, em partes da paisagem, levando em consideração a pirodiversidade, parece ser uma estratégia alternativa à política de supressão do fogo a ser adotada por gestores ambientais que lidam com ambiente pirofíticos. O conceito de pirodiversidade foi primeiramente proposto por Martin & Sapsis (1992) e revisado por Bowman *et al.*, (2016), que definiram o termo como “o resultado de uma interação complexa e o *feedback* entre o regime do fogo, a biodiversidade e os efeitos no ecossistema”. Este conceito enfatiza o papel do ser humano na manipulação das paisagens com o fogo e nas diversas ações de manejo realizadas por este (Bowman *et al.*, 2016). Dessa forma, gestores de áreas protegidas que ignoram a pirodiversidade em detrimento de elementos individuais do regime do fogo (i.e. manter sempre a mesma frequência de queima), ou de componentes específicos da biodiversidade (i.e. favorecer uma espécie ou grupo de espécies específico) e de processos ecológicos possivelmente não alcançarão objetivos do manejo do fogo que levem em consideração a totalidade do ecossistema.

Estudos em savanas africanas e australianas testaram a hipótese da “pirodiversidade gera biodiversidade” em assembleias de formigas e não encontraram uma relação explícita que sustentasse a hipótese (Maravalhas & Vasconcelos, 2014). Entretanto, estes autores testaram esta hipótese para o Cerrado e acharam uma relação entre a frequência de queima (proteção contra o fogo, queimas bienais e queimas quadrienais) e a composição e riqueza de assembleias de formigas. Isso, porque o efeito dos diferentes regimes de queima afeta a estrutura da vegetação arbórea, que influencia diretamente diversos grupos taxonômicos (Maravalhas & Vasconcelos, 2014; Beale *et al.*, 2018). Os autores argumentam que a heterogeneidade da paisagem (variação na cobertura vegetal arbóreas *versus* herbáceas) foi o principal fator a determinar a alta riqueza de espécies de formigas encontradas no estudo, dando suporte à hipótese da pirodiversidade-biodiversidade.

Em escala continental Beale *et al.*, 2018 encontraram maior riqueza de espécies de mamíferos e aves com o aumento de um índice de pirodiversidade baseado no tamanho, na intensidade, na época e na frequência de queima em savanas africanas. Com base nos resultados encontrados para táxons que possuem grande mobilidade, é possível inferir que os táxons menores, com pouca mobilidade, devem ser ainda mais sensíveis à pirodiversidade (Beale *et al.*, 2018), pois a diversidade de regimes de queima poderia promover uma maior diversidade de habitats raros, que são ocupados por espécies mais restritas (Beale *et al.*, 2018). Ao contrário disso, promover a homogeneização do histórico de queima em uma área, que ocasiona a continuidade do combustível,

aumenta a suscetibilidade dessa área queimar inteira em um único evento de queima, como ocorre frequentemente em fragmentos de Cerrado, dificultando a fuga de animais menores e com pouca mobilidade.

Assim, é possível utilizar o conceito de pirodiversidade de tal forma que esta seja pautada por objetivos do manejo do fogo que levem em consideração as demandas institucionais, como a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos, bem como a prevenção de catástrofes ambientais, como a ocorrência de incêndios muito extensos e severos (i.e. >50.000 hectares; Barradas, 2017). É preciso também, considerar os objetivos e atividades produtivas das comunidades locais, que muitas vezes conflitam com os objetivos dos órgãos ambientais (Barradas, 2017). Além disso, devido a complexidade das decisões que envolvem a realização de ações de manejo do fogo dentro de áreas protegidas, essas ações devem ser planejadas de forma adaptativa (Schmidt *et al.*, 2018), de forma que seja possível aprender com os erros e acertos decorrentes dos resultados alcançados (Myers, 2006).

Com a implementação do MIF no Brasil, as queimas prescritas são realizadas em mosaicos com diferentes históricos de queima, e têm como principais objetivos: a conservação da biodiversidade, a redução da prevalência de grandes incêndios no final da estação seca, a proteção das áreas sensíveis ao fogo e a redução dos conflitos entre os gestores e as comunidades locais nas UC (Schmidt *et al.*, 2018). Além disso, essa diversidade de regimes de queimas não influencia somente a composição e assembleia de espécies, mas também a estrutura da vegetação, as características dos habitats e processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes (Burrows, 2008). Diversos autores, há décadas, propõem a realização de queimas prescritas configuradas em mosaico como uma estratégia a ser adotada nas políticas de manejo do fogo em savanas tropicais (Van Wilgen *et al.*, 1990; Parr & Brockett, 1999; Burrows, 2008), inclusive no Cerrado (Coutinho, 1990; Loiola *et al.*, 2010; Pivello, 2011; Maravalhas & Vasconcelos, 2014; Honda & Durigan, 2016; Rissi *et al.*, 2017). Portanto, dada a heterogeneidade espacial entre as áreas de estudo aqui apresentadas, em termos de diferenças florísticas e estruturais, manter uma diversidade de regimes de queima, principalmente através da realização de queimas prescritas em mosaico parece uma estratégia mais eficiente para a conservação da biodiversidade do estrato herbáceo-subarbustivo em fitofisionomias abertas do Cerrado.

ii) Estrutura da vegetação

Na primeira amostragem (T1), dois anos após a queima de 2015, não houve diferença significativa na cobertura vegetal entre os tratamentos, contrariando a hipótese inicial de que o controle apresentaria maior cobertura vegetal nas duas amostragens. Esse estrato da vegetação muitas vezes é descrito como combustível fino nos estudos de efeitos do fogo sobre a dinâmica da biomassa vegetal, pois as graminóides (i.e. as famílias Poaceae e Cyperaceae, principalmente) compreendem aproximadamente 91% da biomassa total das formações campestres do Cerrado, que pode ser quase que completamente consumida (> 97%) nas queimas tardias (Kauffman *et al.*, 1994). Já para as formações savânicas do Cerrado, até 87% da biomassa combustível acima do solo pode ser consumida nas queimas tardias, e nessas formações, as graminóides representam cerca de 30% da biomassa disponível para queima (Kauffman *et al.*, 1994). Além disso, a família Poaceae, que está entre as mais importantes do estrato herbáceo (Mantovani & Martins, 1993; Munhoz & Felfili, 2006; Batalha & Martins, 2007), compõe cerca de 70% do combustível disponível para queima nos campos sujos (Andrade, 1998). Este estudo mostra que o estrato herbáceo-subarbusivo da vegetação, que muitas vezes representa a maior parte do combustível disponível para queima, apresentou rápida regeneração em termos de cobertura vegetal entre as duas queimas experimentais (2015 – 2017), em um intervalo de dois anos.

Um dos fatores responsáveis pela rápida regeneração do componente herbáceo é a capacidade de rebrotar rapidamente após o distúrbio (Coutinho, 1990; Pausas *et al.*, 2018), devido a diferentes estratégias de proteção das gemas, bem como a capacidade de armazenamento de água e de nutrientes (França *et al.*, 2007). Outras características evolutivas de proteção contra o fogo podem ser encontradas nesse estrato na vegetação, como a família Poaceae, que é a mais resiliente ao fogo (Bond, 2004), e muitas de suas espécies ou possuem meristemas protegidos por bainhas ou se encontram abaixo do solo (Figueiras, 2002). Em termos de cobertura, a família Poaceae foi a mais importante neste estudo. Dessa forma, é possível que a resiliência das gramíneas, ou seja, a capacidade de se recuperarem após o distúrbio, tenha contribuído para a rápida regeneração da cobertura do solo por espécies desta família após a queima.

Em um estudo sobre estratégias de regeneração pós-fogo em campo sujo, realizado no estado de Goiás, todas as 41 espécies de plantas do estrato herbáceo-arbusivo foram capazes de rebrotar após os três tratamentos de queima (precoce, modal e tardio), sendo que em 66% das espécies, a rebrota era proveniente de estruturas subterrâneas, indicando que, independentemente da época de queima, as gemas não foram danificadas (Zupo, 2017). Esse mesmo estudo testou a viabilidade e a germinação dessas espécies submetendo as sementes a três tratamentos térmicos e

encontrou que 81% dessas espécies foram resistentes a pelo menos um dos três tratamentos, demonstrando a resiliência desse estrato da vegetação ao fogo (Zupo, 2017). Outro fator que favorece a rápida regeneração do estrato herbáceo é que o fogo promove uma diminuição da cobertura de espécies arbóreas ou herbáceas dominantes, e conseqüentemente o aumento da disponibilidade de luz e espaço para a reocupação da comunidade de plantas herbáceas (Munhoz & Felfili, 2006; Musso *et al.*, 2015).

Na segunda amostragem (T2), um ano após as queimas experimentais de 2017, o controle se diferenciou apenas das queimas de manejo, apresentando maior cobertura vegetal. Esse resultado sugere que a regeneração da biomassa do estrato herbáceo-subarbustivo pode ser mais lenta quando a queima é realizada no início ou no meio da estação seca, pois as queimas tardias não apresentaram diferença significativa em relação ao controle em termos de cobertura vegetal um ano após a queima. Outro estudo realizado em campo sujo no estado de Goiás comparou a dinâmica de regeneração da biomassa do estrato herbáceo entre três tratamentos de queima (queima precoce, modal e tardia) e o controle (sem queima) ao longo de dois anos, e também registrou para o tratamento de queima precoce, o menor acúmulo de biomassa total em relação ao controle um ano após a queima (Rissi, 2016). Ao estudar os efeitos da sazonalidade do fogo nas estratégias de persistência e regeneração da vegetação herbácea, Zupo (2017) encontrou menor vigor das rebrotas nas queimas realizadas no início da estação seca, indicando que as queimas realizadas nesta estação podem prejudicar a regeneração desse estrato da vegetação.

As comunidades vegetais apresentam diferenças fenológicas ao longo do ano, como a variação temporal na alocação dos recursos (Sarmiento & Monasterio, 1983), sobretudo o estrato herbáceo-subarbustivo da vegetação que é muito dinâmico (Munhoz & Felfili, 2006, 2007; Amaral *et al.*, 2013; Rissi, 2016). Ao contrário do estrato arbóreo, que geralmente floresce e frutifica no final da estação seca/início a estação chuvosa, o estrato herbáceo da vegetação geralmente floresce e frutifica no final da estação chuvosa, dispersando os frutos durante a estação seca (Batalha & Mantovani, 2000; Batalha & Martins, 2004). A sazonalidade fenológica, assim como as diferentes estratégias das plantas frente a estresses como o fogo ou a seca, é importante para entender como essas comunidades responderão às diferentes épocas de queima (Trollope, 1982; Sarmiento & Monasterio, 1983; Knapp *et al.*, 2009). Na estação chuvosa, a disponibilidade de água permite que os nutrientes que foram armazenados nos órgãos subterrâneos durante a estação seca, sobretudo o N e o P, sejam alocados para o crescimento das plantas (Oliveras *et al.*, 2013). A maioria das gramíneas de ambientes savânicos é mais tolerante às queimas no final da estação seca, quando estão dormentes, do que às queimas durante a estação chuvosa, quando estão fisiologicamente

ativas, por mais que a intensidade da queima seja maior na estação seca (Frost & Robertson, 1987). O mesmo pode ocorrer com queimas no início da estação seca. Desse modo, a cobertura vegetal pode ter se recuperado mais rapidamente nas queimas tardias em relação às queimas de manejo – realizadas no meio da estação seca – porque, além da disponibilidade de nutrientes armazenados para o crescimento da parte aérea das plantas durante a estação seca, a comunidade vegetal enfrentará um menor período de estresse hídrico antes da estação chuvosa.

Embora as queimas de manejo tenham apresentado menor cobertura em relação ao controle em T2, se houvesse outra avaliação dois anos após as queimas, é possível que as coberturas fossem iguais em todos os tratamentos, assim como foi em T1, por conta da rápida regeneração da biomassa do estrato herbáceo reportada para formações abertas do Cerrado (Batmanian & Haridasan, 1985; Andrade, 1998; Rissi, 2016; Zupo, 2017).

O fogo não foi o único fator determinante na estrutura da vegetação, uma vez que todos os tratamentos, inclusive o controle, tiveram menor cobertura vegetal em T2 em relação a T1. Outros fatores além do fogo podem explicar a dinâmica da produção de biomassa, e consequentemente a cobertura vegetal, nos ecossistemas, como a variação da produtividade primária, que depende da quantidade anual de precipitação, das taxas de decomposição e do consumo por herbívoros (França *et al.*, 2007; Grootemaat *et al.*, 2015). A menor cobertura vegetal no controle em T2, que estava há cinco anos protegido do fogo, pode ser por conta da variação na produtividade primária ou da própria dinâmica das comunidades herbáceas, que são compostas por espécies de ciclos anuais e perenes (Coutinho, 1990), e que possuem diferentes estratégias de sobrevivência e reprodução.

As gramíneas perenes são predominantes em ambientes abertos, enquanto que as gramíneas anuais são menos recorrentes, indicando que o ciclo de vida perene é mais vantajoso nesses ambientes (Figueiras, 2002). As espécies de ciclo anual, principalmente, podem ser rapidamente incorporadas à camada de serapilheira do solo, mas as espécies perenes também possuem um período dormente onde deixam de investir em biomassa aérea por conta da baixa disponibilidade de água. Durante esses períodos, parte da biomassa aérea dessas espécies também pode ser incorporada à serapilheira (Frost & Robertson, 1987). Portanto, a menor cobertura vegetal, a maior cobertura de serapilheira e a menor projeção de solo exposto encontradas no controle em T2 quando comparado a T1, indica que neste tratamento parte da biomassa aérea da vegetação foi incorporada à serapilheira, deixando o solo menos exposto.

Não houve diferença significativa na projeção de solo exposto e na cobertura de serapilheira entre os tratamentos em T1. Isso indica que dois anos após a queima de 2015 foram suficientes para

que a cobertura de serapilheira no solo não se diferenciava entre os tratamentos, assim como a quantidade de solo exposto. Porém, em T2 as queimas tardias apresentaram maior projeção de solo exposto e menor cobertura de serapilheira no solo em relação ao mesmo tratamento em T1 e em relação aos outros tratamentos em T2, corroborando a hipótese inicial de que as queimas tardias apresentariam maior projeção de solo exposto e menor cobertura de serapilheira. Esse resultado indica que o fogo no final da estação seca consumiu maior quantidade da biomassa combustível em relação às queimas de manejo, que não apresentaram diferença significativa entre as amostragens. De fato, as queimas experimentais tardias consumiram em média 87,2% da biomassa combustível em comparação com 47,3% da biomassa consumida pelas queimas de manejo.

Rissi (2016) também encontrou aumento na quantidade de solo exposto após as queimas experimentais (precoce, modal e tardia), sendo que os tratamentos precoce e modal apresentaram os mesmos valores de solo exposto que o controle logo após a estação chuvosa, enquanto que no tratamento tardio, a quantidade de solo exposto só foi semelhante à do controle somente dois anos após a queima. Este resultado é condizente com a maior quantidade de solo exposto do tratamento tardio em T2, indicando que as queimas no final da estação seca proporcionam maior período de exposição do solo, pois a eficiência de queima é maior nessa estação do ano e a serapilheira que foi consumida na queima não se recupera em um ano.

A camada de serapilheira do solo, que foi maior no controle e nas queimas de manejo em relação às queimas tardias, é um importante fator a ser levado em conta nas tomadas de decisões de manejo. Isso, porque os nutrientes que não são reabsorvidos pelas plantas antes da senescência foliar são incorporados à serapilheira e posteriormente mineralizados, tornando-se novamente disponíveis para as plantas, evidenciando a importância da camada de serapilheira do solo para a ciclagem de nutrientes no ecossistema (Nardoto *et al.*, 2006). Além da herbivoria, o fogo e os padrões de decomposição das espécies são os principais determinantes da fixação de carbono e de nutrientes nas plantas (Grootemaat *et al.*, 2015). Dessa forma, o consumo da biomassa aérea das plantas e da camada de serapilheira do solo pelo fogo altera os fluxos de energia, de matéria e de água entre o solo, as plantas e a atmosfera (Frost & Robertson, 1987), acelerando a ciclagem de nutrientes e a produtividade primária do estrato herbáceo da vegetação (Coutinho, 1990; Oliveras *et al.*, 2013), e causando perdas de nutrientes por volatilização (Pivello *et al.*, 2010).

Nesse sentido, é importante pensar na frequência e na eficiência de queima como fatores que alteram a ciclagem de nutrientes do ecossistema, pois queimadas muito frequentes associadas à alta eficiência de queima do final da estação seca, bem como a forma como a biomassa irá se regenerar

após o distúrbio (Frost & Robertson, 1987; Bond, 2004; Nardoto *et al.*, 2006), podem resultar em um empobrecimento do sistema por conta da perda de carbono e de nutrientes para a atmosfera (Bowman *et al.*, 2009; Grootemaat *et al.*, 2015). Portanto, espera-se que a ciclagem de nutrientes também seja afetada pela época de queima, uma vez que a disponibilidade desses nutrientes na parte aérea das plantas varia ao longo do ano (Oliveras *et al.*, 2013), além da maior eficiência no consumo dessa biomassa aérea e da camada de serapilheira no final da estação seca.

iii) Florística, Riqueza e Diversidade de espécies

O cerrado ralo do Jalapão apresentou grande riqueza florística do estrato herbáceo-subarbustivo (187 espécies), maior que a riqueza encontrada em um estudo conduzido no Piauí (92 espécies), também sobre Neossolo Quartzarênico (Mendes *et al.*, 2014) e maior do que a encontrada em um campo sujo do DF (163 espécies), sobre Latossolo profundo (Munhoz & Felfili, 2006), porém, menor do que a riqueza encontrada (394) em um campo sujo sobre Oxissolo de baixa fertilidade (Amaral *et al.*, 2013), embora o esforço amostral neste caso tenha sido maior.

As cinco famílias mais ricas encontradas neste estudo para o cerrado ralo do Jalapão também são as mais importantes reportadas para outras formações savânicas ou campestres do Cerrado. Das cinco famílias com maior número de espécies (Fabaceae, Myrtaceae, Poaceae, Cyperaceae e Euphorbiaceae), três foram comuns às cinco famílias com maior número de espécies apresentadas por Antar (2017) – Poaceae (17), Fabaceae (7), e Cyperaceae (6) – nos campos sujos do Jalapão. Para o Parque Nacional de Emas, as cinco famílias mais ricas, de acordo com Batalha & Martins, (2007) foram: Asteraceae (83), Fabaceae (59), Poaceae (48), Lamiaceae (23) e Euphorbiaceae (19). Já em um campo sujo no DF, as famílias mais ricas foram: Poaceae (25), Asteraceae (22), Fabaceae (18), Rubiaceae (11), Lamiaceae (9) e Myrtaceae (9, Munhoz & Felfili, 2006).

Apesar dos resultados de cobertura vegetal, projeção de solo exposto e cobertura de serapilheira indicarem que as comunidades vegetais se regeneraram dois anos após a queima experimental de 2015 (T1) independentemente do tratamento, as áreas com histórico bienal de queima desde 2013, independentemente da época de queima, apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies em 2018 em relação às áreas protegidas do fogo por cinco anos. Esse resultado pode ser devido à eliminação da densa camada de espécies dominantes pelo fogo, sobretudo gramíneas, que provocam sombreamento no solo e impedem que espécies mais delgadas se desenvolvam (Munhoz & Felfili, 2006). Dessa forma, após a passagem do fogo, há uma redução das camadas herbácea e arbórea da vegetação, bem como o consumo da serapilheira, expondo o solo à maior incidência solar e amplitudes térmicas diárias, favorecendo a germinação e colonização

do estrato herbáceo através do banco de sementes do solo (Coutinho, 1990; Hutchinson *et al.*, 2005; Musso *et al.*, 2015), e do desenvolvimento de novas espécies através do banco de gemas (Fidelis *et al.*, 2012).

Tanto as queimas tardias quanto o controle apresentaram maior cobertura de *T. spicatus* em relação às queimas de manejo, indicando que as queimas no final da estação seca, ou a ausência de fogo por cinco anos pode ter favorecido esta espécie em relação a outras que não competem tão bem pelos recursos nessas duas situações. Outro estudo realizado em um campo sujo no Distrito Federal também encontrou maiores porcentagens de cobertura em duas espécies nativas do gênero *Andropogon* (*A. leucostachyus* e *A. villosus*), pois, assim como *T. spicatus* e diversas outras espécies da família Poaceae, estas espécies formam touceiras densas devido à grande produção de rizomas, sombreando o solo e aumentando a competição por recursos na comunidade (Munhoz & Felfili, 2006). Dessa forma, a proteção contra o fogo, bem como as características das queimas tardias (i.e. altas intensidade e calor liberado pelo fogo), podem ter favorecido a espécie *T. spicatus*.

Na primeira amostragem (T1), dois anos após a queima de 2015, o tratamento “queimas de manejo” apresentou 24 espécies que só ocorreram neste tratamento, enquanto que o tratamento tardio e o controle apresentaram 9 e 6 espécies exclusivas, respectivamente. Isso indica que as queimas de manejo, realizadas antes do final da estação seca, podem favorecer a ocorrência de um maior número de espécies raras em relação aos outros dois tratamentos, que parecem favorecer espécies abundantes mais resistentes às queimas tardias ou à exclusão do fogo. Além de apresentar menor número de espécies exclusivas, o controle também apresentou maior diversidade de Shannon em relação aos outros dois tratamentos. Este índice de diversidade dá maior peso às espécies raras, que foram favorecidas com as queimas de manejo. Apesar do maior número de espécies exclusivas nas queimas de manejo, não houve diferença nos valores de diversidade de Shannon entre os dois tratamentos de queima, por conta da sobreposição das curvas de extrapolação apresentadas nos resultados. Da mesma forma, o índice de diversidade de Simpon apresentou uma sobreposição dos intervalos de confiança entre os tratamentos de queima, mas foram maiores que a diversidade de Simpson apresentada no controle. Isso indica que, considerando as espécies mais abundantes ou as espécies mais raras, a exclusão do fogo por cinco anos em áreas de cerrado ralo foi suficiente para provocar uma diminuição da diversidade de espécies do estrato herbáceo-subarbustivo em relação a áreas que são queimadas bianualmente.

Áreas de campo sujo que queimam periodicamente são mais ricas em espécies do que áreas que são protegidas do fogo por longos períodos de tempo (César, 1980). Para a região do Jalapão,

outro estudo comparou a riqueza e a diversidade de espécies do estrato herbáceo entre uma área que não queimava há dez anos e outras três áreas com um histórico de queima bienal modal (queimadas entre julho e agosto). Neste estudo, a área que estava há dez anos sem queimar apresentou riqueza de, em média, 1,5 vezes menor que as três áreas que queimam bienalmente, e apresentou também menor diversidade de Shannon (Antar, 2015), corroborando o possível efeito positivo das queimas bienais, na riqueza e diversidade de espécies do estrato herbáceo. Portanto, é preciso considerar o estrato herbáceo da vegetação e pensar no fogo como um instrumento de manejo para manter a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (Abreu *et al.*, 2017).

Outro estudo realizado em um campo sujo em Goiás comparou a riqueza e a diversidade de espécies herbáceas de diferentes grupos funcionais, e não encontrou diferença significativa entre os tratamentos de queima (precoce, modal e tardio) e o controle (Rissi, 2016). No entanto, neste estudo, a intensidade do fogo também não se diferenciou entre os tratamentos (Rissi, 2016). Da mesma forma, Loiola *et al.*, (2010) não encontraram diferença significativa na diversidade funcional de espécies herbáceas do Cerrado submetidas a diferentes frequências de queima (anual, bienal, proteção contra o fogo). Esses resultados sugerem que quando se trata de diversidade funcional, a frequência e época de queima exercem pouca influência sobre a diversidade de plantas herbáceas, e que as savanas são mais estáveis em termos funcionais do que florísticos (Loiola *et al.*, 2010), como sugere Sarmiento (1996). Como consequência disso, comunidades com diferentes composições de espécies podem ocupar nichos espaciais similares, indicando que em termos funcionais, o estrato herbáceo da vegetação é resistente a diferentes regimes de queima (Loiola *et al.*, 2010). No entanto, esse estudo não considerou a diversidade funcional da comunidade vegetal do estrato herbáceo-subarbustivo, de forma que, em termos de riqueza e diversidade de espécies para esse estrato da vegetação, os resultados aqui apresentados sugerem que a proteção contra o fogo pode ser prejudicial para as comunidades de plantas herbáceo-subarbustivas.

Outros estudos no Cerrado, e em outros ambientes propensos ao fogo que avaliaram o efeito deste distúrbio no estrato herbáceo da vegetação também registraram aumento na riqueza após o fogo (Amaral *et al.*, 2013), ou maior riqueza, e/ou diversidade de espécies, em regimes de queimas frequentes quando comparados a locais onde o fogo foi excluído por longos períodos de tempo (Hutchinson *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2013). Portanto, a menor riqueza e diversidade encontradas no controle em relação aos tratamentos de queima são esperadas para ambientes propensos ao fogo, inclusive no Cerrado.

iv) Valor de Importância (VI)

As queimas tardias, bem como o controle, parecem ter favorecido as espécies de gramíneas, pois esses tratamentos apresentam uma espécie a mais da família Poaceae com maior VI do que o tratamento “queimas de manejo”. Além disso, esses dois tratamentos favoreceram o capim-agreste (*Trachypogon spicatus*), dominante ecológico nas áreas campestres e savânicas do Jalapão (observação pessoal, Figura 17), que apresentou maiores valores de cobertura absoluta em relação ao tratamento “queimas de manejo”. Algumas espécies podem se tornar dominantes ecológicas da paisagem, seja pela ocupação do espaço, pela obtenção diferenciada de recursos, ou na regulação de processos (Figueiras, 2002; França *et al.*, 2007). No Parque Nacional de Emas (PNE), o capim-flecha (*Tristachya leiostachya*) é um exemplo dessas espécies que desempenham um papel diferenciado na comunidade (França *et al.*, 2007). Ao acompanhar a produção e o acúmulo de combustível na UC ao longo de anos, França *et al.*, (2007) observaram que esta espécie foi determinante para os valores encontrados, e que tanto a produção quanto o acúmulo de biomassa podem não ser constantes ano a ano após a queima. Além disso, as áreas dominadas por capim-flecha apresentam quase o dobro de risco de incêndios em relação às áreas em que esta espécie é ausente (França *et al.*, 2007). Dessa forma, o dominante ecológico na região do Jalapão (*T. spicatus*), assim como o capim-flecha no PNE, poderia aumentar a suscetibilidade das áreas à ocorrência de incêndios.

Das dez espécies com maior VI de cada tratamento, 6 pertencem à família Poaceae, demonstrando a importância das gramíneas para o estrato herbáceo da vegetação (Mantovani & Martins 1993; Batalha e Martins 2002; Munhoz e Felfili 2006), e também para os ecossistemas campestres e savânicos. Outro estudo conduzido em um campo sujo do Distrito Federal encontrou resultado semelhante, sendo que, das dez espécies com maior VI, cinco pertenciam à família Poaceae (Munhoz e Felfili 2016). Essa dominância de espécies de gramíneas em áreas abertas do Cerrado ocorre por conta do vigor das rebrotas após a queima, permitindo que essas espécies rapidamente ocupem os espaços abertos provocados pelo fogo (Zupo, 2017), o que poderia explicar a dominância do *Trachypogon spicatus* na paisagem.



Figura 17. Espécie dominante da paisagem (*Trachypogon spicatus* – Poaceae) na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e no Parque Estadual do Jalapão.

As savanas venezuelanas, muitas vezes denominadas “*Trachypogon savannas*”, também são majoritariamente dominadas pelo gênero *Trachypogon* (San José & Fariñas, 1991). Estes autores avaliaram os efeitos da exclusão do fogo por 25 anos na estrutura da vegetação em uma savana dominada pela espécie *Trachypogon plumosus* (Kunth) Nees, e encontraram que a exclusão do fogo favoreceu outra espécie de gramínea – *Axonopus canescens* (Nees ex Trin.) Pilg. – que se tornou dominante da paisagem ao longo dos 25 anos de exclusão do fogo, enquanto *T. plumosus* foi desfavorecida. Dessa forma, a mudança de dominância da paisagem de uma espécie por outra pode se dar por diferenças nas estratégias reprodutivas das espécies. Enquanto *T. plumosus* apresenta primordialmente reprodução vegetativa, a espécie do gênero *A. canescens* se reproduz principalmente de forma sexuada, e a ausência do fogo permite maior sucesso de sobrevivência das plântulas (San José & Fariñas, 1991). Um estudo realizado no Parque Nacional do Kruguer encontrou um aumento na abundância de gramíneas de maior estatura em áreas protegidas do fogo por um longo período de tempo (Smith *et al.*, 2013), indicando que o regime de queima pode selecionar espécies mais tolerantes a queimadas muito intensas, bem como selecionar espécies

melhores competidoras em ambientes dos quais o fogo é excluído. Dessa forma, *Trachypogon spicatus*, pode ter sido favorecida nas queimas tardias e no controle, em termos de cobertura vegetal, por ser mais resistente às queimadas intensas do final da estação seca, bem como por ser melhor competidora em relação a outras espécies de Poaceae.

Em outro estudo conduzido em uma área de campo sujo no DF, as queimas tardias ao longo de 20 anos também favoreceram o crescimento de gramíneas, e a consequente maior produtividade desse grupo funcional em detrimento de ervas e arbustos, por conta da maior eficiência na ciclagem de nutrientes no final da estação seca, e das características evolutivas das gramíneas que permitem melhor aproveitamento desses nutrientes quando se tornam disponíveis no solo (Oliveras *et al.*, 2013). Essa maior eficiência é ocasionada pela maior disponibilidade de nutrientes, quando as queimas são realizadas no final da estação seca, que são rapidamente absorvidos pelas raízes superficiais das plantas herbáceas (Coutinho, 1990), além da disponibilidade de água que ocorre logo em seguida, na estação chuvosa (Oliveras *et al.*, 2013). Nesse estudo, a recuperação da cobertura vegetal mais rápida quando as queimas ocorreram no final da estação seca, e a dominância de *Trachypogon spicatus*, em relação às queimas de manejo, pode ter ocorrido por conta de maior eficiência na ciclagem de nutrientes nesta época do ano, bem como o menor período de estresse hídrico enfrentado por conta da estação chuvosa subsequente, que pode ter favorecido principalmente esta espécie.

No presente estudo, ambos os tratamentos de queima afetaram negativamente a espécie *Mesosetum loliiforme* (Poaceae), que apresentou menor cobertura em T2 nos dois tratamentos em relação a T1, diferente do resultado encontrado por Zupo (2017), que registrou maior diâmetro médio das touceiras para esta espécie em todos os tratamentos de queima (precoce, modal e tardia). Já o controle apresentou valores semelhantes de cobertura para *Mesosetum loliiforme*, indicando que as queimas, independentemente da época, foram responsáveis pela diminuição da cobertura da espécie em T2. Esta espécie, bem como *T. spicatus*, também foi muito comum e apresentou grande cobertura relativa em um estudo conduzido no Parque Nacional Sete Cidades, localizado no Piauí, com o mesmo tipo de solo (Neossolo Quartzarênico) desse estudo (Mendes *et al.*, 2014). Outro detalhe importante de se mencionar é que a exclusão do fogo por cinco anos favoreceu a ocorrência de uma espécie parasita da família Lauraceae (*Cassytha filiformes* L.) em muitas parcelas do tratamento controle. A espécie se alastra pela vegetação e prejudica o desenvolvimento de outras espécies da comunidade (observação pessoal, Figura 18). Nos tratamentos de queima *C. filiformes* não foi observada com frequência, e quando ocorria, não era em grande densidade.



Figura 18. Espécie parasita (*Cassytha filiformes* – Lauraceae), recorrente nas parcelas do tratamento "controle". A espécie se alastra pela vegetação, formando uma malha densa que prejudica outras espécies a se desenvolverem.

O acompanhamento desse estudo por um maior período de tempo pode evidenciar ainda maior favorecimento das gramíneas e espécies dominantes da paisagem quando são protegidas contra o fogo, ou quando são frequentemente queimadas no final da estação seca. Ou seja, é possível que esses dois tratamentos favoreçam grupos funcionais dominantes, como as graminóides, sobretudo a família Poaceae, que nestes dois anos de acompanhamento já apresentaram maior

cobertura vegetal em relação a outros grupos funcionais do estrato herbáceo-subarbustivo, sobretudo de espécies mais delgadas que ocupam pouco espaço no ambiente.

5. Conclusão

As principais conclusões apresentadas neste trabalho são:

- Conforme a hipótese inicial, as queimas de manejo, realizadas até o mês de julho, foram menos intensas, liberaram menor quantidade de calor e resultaram em menor proporção de consumo da biomassa combustível do que queimas tardias. Isso justifica seu uso, inclusive por questões de segurança, para ações de manejo de fogo na região do Jalapão, tal qual têm sido realizadas dentro do Parque Estadual do Jalapão e dentro da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins;
- Contrariando a hipótese inicial, o controle apresentou maior cobertura vegetal, maior cobertura de serapilheira e menor quantidade de solo exposto em relação aos tratamentos de queima somente em T2 (um ano após a queima experimental de 2017), mas em T1 esses parâmetros não foram diferentes entre os tratamentos;
- Dois anos após a queima são suficientes para a recuperação da cobertura vegetal do estrato herbáceo-subarbustivo, independente da época de queima. No entanto, a recuperação da cobertura vegetal desse estrato da vegetação após o fogo tende a ser mais rápida quando as queimas são realizadas no final da estação seca, pois as plantas enfrentam menor período de estresse hídrico antes da estação chuvosa, e possuem nutrientes alocados nos órgãos subterrâneos durante a estação seca, que se tornam disponíveis para o investimento de biomassa aérea após a queima. Isso, porque a recuperação das plantas está associada às respostas adaptativas da vegetação, como a capacidade de rebrotar, bem como as características fenológicas das plantas.
- Corroborando a hipótese inicial, as queimas tardias apresentaram menor cobertura de serapilheira e maior quantidade de solo exposto em relação aos outros dois tratamentos, pois a maior eficiência de queima nessa estação ocasiona maior consumo da biomassa combustível acima do solo e da serapilheira;
- Corroborando a hipótese inicial, esse estudo indica que a realização de queimas bienais durante a estação seca (entre julho e setembro) promoveu maior riqueza e diversidade de espécies do estrato herbáceo-subarbustivo em áreas abertas do Cerrado, em detrimento de manter as áreas protegidas do fogo por muitos anos (cinco anos neste estudo);

- De acordo com a hipótese inicial, as queimas de manejo favoreceram maior número de espécies exclusivas neste tratamento em relação às queimas tardias e à proteção contra o fogo;
- O Manejo Integrado do Fogo está sendo implementado no Cerrado principalmente para evitar grandes incêndios de difícil combate que atingem, inclusive, vegetações sensíveis ao fogo. Neste sentido, esse estudo, e as experiências adquiridas na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e no Parque Estadual do Jalapão desde a implementação do MIF, mostra que as queimas prescritas realizadas dentro dessas UC têm sido eficientes para alcançar esse objetivo específico. No entanto, não existe um regime ideal de queima que pode ser definido para as ações de manejo das áreas protegidas de Cerrado, de forma que os gestores precisam pensar o manejo do fogo de forma integrada e adaptativa, considerando sempre o conhecimento tradicional dos povos que fazem o uso do fogo no Cerrado há milênios. Além disso, realizar queimas prescritas configuradas em mosaicos parece ser uma tendência mundial para os ecossistemas propensos ao fogo em todo o mundo, pois, ao promover uma diversidade de regimes de queima na paisagem, aumenta-se a heterogeneidade de habitats, o que pode favorecer maior diversidade de espécies em detrimento de regimes de queima específicos que promovem maior homogeneidade da paisagem e seleciona espécies mais resistentes;
- Por fim, estudos em longo prazo, acompanhando a estrutura, a diversidade, e a composição de espécies – inclusive do estrato herbáceo-subarbusivo – são importantes, assim como é importante desenvolver protocolos de manejo e monitoramento que possam ser aplicados por gestores e brigadistas para ajudar na tomada de decisões de manejo.

6. Contribuições do estudo e implicações para o manejo

Este estudo contribuiu, de forma geral, para: (i) registro florístico de espécies do estrato herbáceo-subarbusivo da região do Jalapão através de coletas botânicas que serão incorporadas ao herbário da Universidade de Brasília; (ii) aumento do conhecimento científico sobre os efeitos de diferentes regimes de queima sobre comunidades de plantas do estrato herbáceo-arbusivo; (iii) interação entre pesquisadores, brigadistas e gestores ambientais no monitoramento de parcelas permanentes submetidas a regimes experimentais de queima e (iv) formação de alunos de graduação e pós-graduação envolvidos nas atividades de campo, herbário e laboratório.

A realização destes experimentos com frequências fixas de queima foi útil para que gestores e brigadistas, em conjunto com pesquisadores pudessem avaliar os efeitos destes regimes fixos de queima na vegetação e em especial na produção de biomassa combustível. Esses resultados mostram a importância da realização de queimas prescritas para fragmentar o combustível e impedir a formação de grandes áreas com histórico similar de queima e grande quantidade de combustível seco, propiciando a propagação de incêndios de grandes proporções. No entanto, esses resultados indicam que não há necessidade de estabelecer queimas bienais em grandes extensões com estes objetivos, tal qual já é consenso na EESGT. Para além dos resultados aqui apresentados, o planejamento, realização e monitoramento conjunto destes experimentos possibilitaram a formação de comunidades de aprendizagem e trocas de experiências que são apontadas como primordiais para o avanço do conhecimento e da implementação de ações de manejo do fogo (Christensen, 2005; Van Wilgen *et al.*, 2007; Falleiro *et al.*, 2016; Schmidt *et al.*, 2018).

Por fim, a principal característica das queimas de manejo no início ou meio da estação seca é sua intensidade relativamente baixa, que permite que o fogo se extinga naturalmente durante a noite e/ou que seja facilmente combatido e extinto pelas brigadas de incêndio caso necessário. A segurança para execução destas queimas e a baixa probabilidade de se causar um incêndio e/ou atingir vegetações sensíveis ao fogo são fatores determinantes para a tomada de decisão para iniciar queimas prescritas. Neste estudo, foi possível verificar que a época do ano, associada às variáveis climáticas de temperatura e umidade do ar é determinante para o comportamento do fogo e, portanto, a segurança para execução destas queimas.

Referências

- Abreu RCR, Hoffmann WA, Vasconcelos HL, Pilon NA, Rossatto DR, Durigan G. 2017.** The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances* **3**: 1–8.
- Amaral AG, Munhoz CBR, Eugênio CUO, Felfili JM. 2013.** Vascular flora in dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire, Federal District, Brazil. *Check List* **9**: 487–503.
- ANA. 2017.** Hidroweb. Agência Nacional de Águas (www.hidroweb. ana.gov.br), Brasília.
- Andrade SMA. 1998.** Estrato Rasteiro de Áreas de Campo Sujo de Cerrado Sumetidas a Diferentes Regimes de Queimas. *Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.*
- Antar GM. 2015.** Florística e efeitos do regime de fogo no estrato herbáceo-subarbusivo no Jalapão, Tocantins, Brasil. *Dissertação de Mestrado, Instituto de biociências, USP, São Paulo- SP.*
- Barradas ACS. 2017.** A gestão do fogo na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Brasil. *Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.*
- Batalha MA, 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. *Revista Brasileira de Biologia* **60**: 129–145.
- Batalha MA, Martins FR. 2004.** Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). *Australian Journal of Botany* **52**: 149–161.
- Batalha MA, Martins FR. 2007.** The vascular flora of the cerrado in Emas National Park (Central Brazil): A savanna flora summarized. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **50**: 268–277.
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S. 2015.** Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* **67(1)**: 1–48.
- Batmanian GJ, Haridasan M. 1985.** Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil. *Plant and Soil* **88**: 437–440.
- Beale CM, Courtney Mustaphi CJ, Morrison TA, Archibald S, Anderson TM, Dobson AP, Donaldson JE, Hempson GP, Probert J, Parr CL. 2018.** Pyrodiversity interacts with rainfall to increase bird and mammal richness in African savannas. *Ecology Letters* **21**: 557–567.
- Bond WJ. 2004.** *Fire* (RM Cowling, DM Richardson, and SM Pierce, Eds.). In: *Vegetation of South Africa*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 421–446.

Bond WJ, Keeley JE. 2005. Fire as a global ‘ herbivore ’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *20*.

Bond WJ, Parr CL. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* **143**: 2395–2404.

Bond WJ, Woodward FI, Midgley GF. 2006. The Global Distribution in a World without Fire . *New Phytologist* **165**: 525–537.

Borges SL, Eloy L, Schmidt IB, Barradas ACS, Santos IAD. 2016. Manejo do Fogo em Veredas: Novas perspectivas a partir dos sistemas agrícolas tradicionais no Jalapão. *Ambiente & Sociedade* **19**: 269–294.

Bowman DMJS, Balch JK, Artaxo P, Bond WJ, Carlson JM, Cochrane MA, D’Antonio CM, DeFries RS, Doyle JC, Harrison SP, et al. 2009. Fire in the earth system. *Science* **324**: 481–484.

Bowman DMJS, Balch J, Artaxo P, Bond WJ, Cochrane MA, D’Antonio CM, Defries R, Johnston FH, Keeley JE, Krawchuk MA, et al. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *Journal of Biogeography* **38**: 2223–2236.

Bowman DMJS, Perry GLW, Higgins SI, Johnson CN, Fuhlendorf SD, Murphy BP. 2016. Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **371**.

Brookman-Amissah J, Hall JB, Swaine MD, Attakorah JY. 1980. A re-assessment of a fire protection experiment in north-eastern Ghana savanna. *Journal of Applied Ecology* **17**: 85–99.

Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, Pontara V, Neves DM, Ratter JA, de Oliveira-Filho AT. 2018. The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *Journal of Ecology* **106**: 2109–2120.

Bueno ML, Pennington RT, Dexter KG, Kamino LHY, Pontara V, Neves DM, Ratter JA, de Oliveira-Filho AT. 2017. Effects of Quaternary climatic fluctuations on the distribution of Neotropical savanna tree species. *Ecography* **40**: 403–414.

Burrows ND. 2008. Linking fire ecology and fire management in south-west Australian forest landscapes. *Forest Ecology and Management* **255**: 2394–2406.

Bustamante MMC, Nobre CA, Smeraldi R, Aguiar APD, Barioni LG, Ferreira LG, Longo K,

- May P, Pinto AS, Ometto JPHB. 2012.** Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change* **115**: 559–577.
- Byram GM. 1959.** *Combustion of forest fuels* (KP Davis, Ed.). In: Forest fire: control and use. New York McGraw Hill 61–89.
- Canfield R. 1941.** Application of Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Journal of Forestry* **39**: 388–394.
- Carvalho GH, Batalha MA, Silva IA, Cianciaruso MV, Petchey OL. 2014.** Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna? *Oecologia* **175**: 923–935.
- Castro EA, Kauffman JB. 1998.** Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: A vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology* **14**: 263–283.
- César HL. 1980.** Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de campo sujo na Fazenda Água Limpa, Brasília-DF. *Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília-DF*.
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM. 2014.** Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* **84**: 45–67.
- Christensen NL. 2005.** Fire in the Parks: A Case Study for Change Management. *The George Wright Forum* **22**: 12–31.
- Cirne P, Miranda HS. 2008.** Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **20**: 197–204.
- Coutinho LM. 1990.** *Fire in the Ecology of the Brazilian Cerrado* (JG Goldammer, Ed.). in: Fire in the Tropical Biota: Ecosystem processes and global challenges. Springer Verlag, Berlin, pp. 82-105.
- Dantas V de L, Batalha MA. 2011.** Vegetation structure: Fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **206**: 341–346.
- Durigan G, Ratter JA. 2016.** The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* **53**: 11–15.

Eloy L, Schmidt IB, Borges SL, Ferreira MC, dos Santos TA. 2018. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. *Ambio*.

Falleiro RDM, Santana MT, Berni CR. 2016. As Contribuições do Manejo Integrado do Fogo para o Controle dos Incêndios Florestais nas Terras Indígenas do Brasil. *Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil* **6**: 88–105.

Ferreira JN, Bustamante MMC, Davidson EA. 2009. Linking woody species diversity with plant available water at a landscape scale in a Brazilian savanna. *Journal of Vegetation Science* **20**: 826–835.

Fidelis A, Alvarado S, Barradas A, Pivello V. 2018. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire* **1**: 49.

Fidelis A, Blanco CC, Müller SC, Pillar VD, Pfadenhauer J. 2012. Short-term changes caused by fire and mowing in Brazilian Campos grasslands with different long-term fire histories. *Journal of Vegetation Science* **23**: 552–562.

Fidelis A, Pivello VR. 2011. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*: 12–25.

Figueiras TS. 2002. *Herbaceous Plant Communities* (PS Oliveira and .R.J Marquis, Eds.). In: The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York, USA, p.p.121-139.

França H, Ramos Neto MB, Setzer A. 2007. *O fogo no Parque Nacional das Emas*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Frost PGH, Robertson F. 1987. *Fire: the ecological effects of fire in savannas* (BH Walker, Ed.). In: Determinants of Tropical Savannas. Press, Oxford, The International Union of Biological Sciences Zimbabwe, pp.93-140.

Gill AM, Hoare JRL, Cheney NP. 1990. *Fires and Their Effects in the Wet-Dry Tropics of Australia* (JG Goldammer, Ed.). in: Fire in the Tropical Biota: Ecosystem processes and global challenges. Springer Verlag, Berlin, pp.159-176.

Gomes L. 2018. Comportamento e efeito do fogo sobre os ecossistemas do bioma Cerrado: Modelos baseados em processos. *Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.*: 123.

- Govender N, Trollope WSW, Van Wilgen BW. 2006.** The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* **43**: 748–758.
- Grootemaat S, Wright IJ, van Bodegom PM, Cornelissen JHC, Cornwell WK. 2015.** Burn or rot: Leaf traits explain why flammability and decomposability are decoupled across species. *Functional Ecology* **29**: 1486–1497.
- Guimarães AJM, Araújo GM, Fernandes CG. 2002.** Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta botanica brasílica* **16**: 317–329.
- Honda EA, Durigan G. 2016.** Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah.
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A. 2018.** iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. *R package version 2.0.17*. <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>.
- Hutchinson TF, Boerner RE, Sutherland S, Sutherland EK, Ortt M, Iverson LR. 2005.** Prescribed fire effects on the herbaceous layer of mixed-oak forests. *Canadian Journal of Forest Research* **35**: 877–890.
- Kauffman JB, Cummings DL, Ward DE. 1994.** Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. *The Journal of Ecology* **82**: 519.
- Knapp EE, Estes BL, Skinner CN, Knapp EE, Estes BL; 2009.** Ecological Effects of Prescribed Fire Season: A Literature Review and Synthesis for Managers. *JFSP Synthesis Reports Paper 4*.
- Legendre P, Legendre L. 2012.** *Numerical Ecology* (B McCune and JB Grace, Eds.). Amsterdam: Elsevier (2012), Analysis of Ecological Communities. Glendon Beach (USA): MjM Software Design, pp. 512-519.
- Lenth RV. 2016.** Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software* **69(1)**: 1–33.
- Lindoso LC. 2014.** Recursos de Uso Comum nos Geraes do Jalapão: uma análise intitucionalista do termo de compromisso com populações tradicionais no interior de Unidades de Conservação. *Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade Federal do Tocantins, Palmas-TO*. **8**: 44.
- Loiola P de P, Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA. 2010.** Functional diversity of herbaceous

species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **205**: 674–681.

Luke RH, McArthur AG. 1978. Bushfires in Australia. *Canberra: Australian Government Publishing Service.*

Mantovani W, Martins FR. 1993. Florística do Cerrado na Reserva Biológica de Moji Guaçu, SP. *Acta botanica brasílica* **7**: 33–60.

Maravalhas J, Vasconcelos HL. 2014. Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: Long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. *Journal of Applied Ecology* **51**: 1661–1668.

de Melo MM, Saito CH. 2013. The Practice of Burning Savannas for Hunting by the Xavante Indians Based on the Stars and Constellations. *Society and Natural Resources* **26**: 478–487.

Mendes M, Silva Júnior M, Castro A, Takahashi F, Munhoz C. 2014. Temporal change in species and functional plant traits in the moist grassland on the Sete Cidades National Park, Piauí, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **74**: 111–123.

Miranda A., Miranda HS, Dias IF., Dias BF. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **9**: 313–320.

Miranda HS, Walter NN, Neves BMC. 2010. *Caracterização das queimadas de Cerrado* (HS Miranda, Ed.). in: Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo. IBAMA, Brasília-DF, pp.23-33.

Mistry J. 1998. Fire in the Cerrado (savannas) of Brazil: an ecological review. *Progress in Physical Geography* **22**: 425–448.

Mistry J, Bizerril M. 2011. Por Que é Importante Entender as Inter-Relações entre Pessoas, Fogo e Áreas Protegidas? *Biodiversidade Brasileira* **2**: 40–49.

Mistry J, Schmidt IB, Eloy L, Bilbao B. 2018. New perspectives in fire management in South American savannas: The importance of intercultural governance. *Ambio* **48**: 1–8.

Montenegro SR. 2019. Efeitos do manejo do fogo na estrutura de comunidades lenhosas em formações savânicas do Cerrado. *Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.*

Moreira AG. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. : 1021–1029.

Moura LC. 2018. Implicações e aprendizados do manejo integrado do fogo no Cerrado: estudo de caso no Parque Nacional da Chapada das Mesas (PNCM) Livia Carvalho Moura. *Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF.*

Munhoz CBR, Araújo GM. 2011. *Métodos de Amostragem do Estrato Herbáceo-subarbustivo* (JM Felfili, PV Eisenlohr, MMR. Melo, LA Andrade, and JAA. Neto, Eds.). In: *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*, UFV, pp.213-230.

Munhoz CBR, Felfili JM. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal , Brasil 1. **20**: 671–685.

Munhoz C, Felfili JM. 2007. Reproductive phenology of an herbaceous-subshrub layer of a Savannah (Campo Sujo) in the Cerrado Biosphere Reserve I, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **67**: 299–308.

Musso C, Miranda HS, Aires SS, Bastos AC, Soares AMVM, Loureiro S. 2015. Simulated post-fire temperature affects germination of native and invasive grasses in cerrado (Brazilian savanna). *Plant Ecology and Diversity* **8**: 219–227.

Myers RL. 2006. Convivendo com o Fogo - Manutenção dos Ecossistemas e Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo. *The Nature Conservancy.*

Nardoto GB, Da Cunha Bustamante MM, Pinto AS, Klink CA. 2006. Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire. *Journal of Tropical Ecology* **22**: 191–201.

Oksanen J, Blanchet FG, Michael F, Roeland K, Legendre P, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, et al. 2018. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3.* <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Oliveras I, Meirelles ST, Hirakuri VL, Freitas CR, Miranda HS, Pivello VR. 2013. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. *International Journal of Wildland Fire* **22**: 368–380.

Parr CL, Brockett BH. 1999. Patch-mosaic burning: a new paradigm for savanna fire management in protected areas? *Koedoe* **42**.

Pausas JG, Lamont BB, Paula S, Appezzato-da-Glória B, Fidelis A. 2018. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* **217**: 1435–1448.

Pereira MC, Anto M, Oliveira SLJ, Ju ACP. 2014. Modelling Fire Frequency in a Cerrado Savanna Protected Area. *PLOS ONE* **9**.

Pinto AS, Bustamante MMC. 2010. Emissões de gases-traço (*CO₂, CO, NO e N₂O*) do solo para a atmosfera em fitofisionomias de Cerrado sob diferentes regimes de queima (HS Miranda, Ed.). in: Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do Projeto Fogo. IBAMA, Brasília-DF, pp.23-33.

Pivello VR. 2011. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: Past and present. *Fire Ecology* **7**: 24–39.

Pivello VR, Oliveras I, Miranda HS, Haridasan M, Sato MN, Meirelles ST. 2010. Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant and Soil* **337**: 111–123.

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ramos-Neto MB, Pivello VR. 2000. Lightning fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking management strategies. *Environmental Management* **26**: 675–684.

Ratter JA, Bridgewater S, Atkinson R, Ribeiro JF. 1996. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: Comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Edinburgh Journal of Botany* **53**: 153.

Ribeiro JF, Walter BMT. 2008. *As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado* (SM Sano, SP Almeida, and JF Ribeiro, Eds.). in: Cerrado: ecologia e flora, Embrapa Cerrados, Planaltina, pp. 153-212.

Rissi MN. 2016. Efeito da época da queima na dinâmica de campo sujo de Cerrado. *Tese de Doutorado, Unesp, Rio Claro-SP*.

Rissi MN, Baeza MB, Gorgone-Barbosa E, Zupo T, Fidelis A. 2017. Does season affect fire behaviour in the Cerrado? *International Journal of Wildland Fire*: 26–33.

Rothermel RC, Deeming JE. 1980. *Measuring and interpreting fire behavior for correlation with fire effects*. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden.

Russell-Smith J, Yates C, Edwards A, Allan GE, Cook GD, Cooke P, Craig R, Heath B, Smith R. 2003. Contemporary fire regimes of northern Australia, 1997 - 2001: change since Aboriginal

occupancy, challenges for sustainable management. *International Journal of Wildland Fire* **12**: 283.

San José J., Fariñas M. 1991. Temporal changes in the structure of a Trachypogon savanna protected for 25 years. *Acta Oecologica* **12**: 237–247.

Sarmiento G. 1996. *Biodiversity and Water Relations in Tropical Savannas* (G Heldmaier, FRG Marburg, OL Lange, FRG Wurzburg, HA Mooney, USA Stanford, U Sommer, and FRG Kiel, Eds.). In: *Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes: A Global Perspective*. Ecological Studies, Springer, pp.61-75.

Sarmiento G, Monasterio M. 1983. *Life forms and phenology* (F Bourliere, Ed.). In: *Ecosystems of the World XIII. Tropical Savannas*, Elsevier, Amsterdam, pp. 79-108.

Sato MN. 2003. Efeito a longo prazo de queimadas controladas na estrutura de comunidade de lenhosas da vegetação do cerrado sensu stricto. *Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília-DF*.

Sato MN, Miranda HS. 1996. *Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidas a diferentes regimes de queima* (HS Miranda, CH Saito, and BFS Dias, Eds.). In: *Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga* (pp. 102–111). Brasília, DF: ECL/UnB.

Schmidt IB, Fidelis A, Miranda HS, Ticktin T. 2017. How do the wets burn? Fire behavior and intensity in wet grasslands in the Brazilian savanna. *Revista Brasileira de Botânica* **40**: 167–175.

Schmidt IB, Figueiredo IB, Scariot A. 2007. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhlmann (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central. *Economic Botany* **61**: 73–85.

Schmidt IB, Moura LC, Ferreira MC, Eloy L, Sampaio AB, Dias PA, Berlinck CN. 2018. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. *Journal of Applied Ecology* **55**: 2094–2101.

Schmidt IB, Ticktin T. 2012. When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. *Biological Conservation* **152**: 187–195.

SEPLAN. 2017. *Zoneamento Ecológico do Estado do Tocantins: Diagnóstico Ecológico-Econômico*. Secretaria de Planejamento e Orçamento (SEPLAN), Governo do Estado do Tocantins, Palmas-To.

- Silva JF, Fariñas MR, Felfili JM, Klink CA. 2006.** Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* **33**: 536–548.
- Simon MF, Grether R, de Queiroz LP, Skema C, Pennington RT, Hughes CE. 2009.** Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106**: 20359–20364.
- Simon MF, Pennington T. 2012.** Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. *International Journal of Plant Sciences* **173**: 711–723.
- Smith MD, Van Wilgen BW, Burns CE, Govender N, Potgieter ALF, Andelman S, Biggs HC, Botha J, Trollope WSW. 2013.** Long-term effects of fire frequency and season on herbaceous vegetation in savannas of the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Plant Ecology* **6**: 71–83.
- Souza AF, Martins FR. 2004.** Microsite specialization and spatial distribution of. *Ecological Research*: 521–532.
- Trollope WS. 1982.** *Ecological Effects of Fire in South African Savannas* (BJ Huntley and B. Walker, Eds.). In: Ecology of Tropical Savannas. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York, USA, pp. 291-306.
- Trollope WSW, Trollope LA. 2002.** Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*: 1–15.
- Ulysses C, Eugênio O, Beatriz C, Munhoz R, Felfi M. 2011.** Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo de uma área de campo limpo úmido em Alto Paraíso de Goiás , Brasil Introdução Material e métodos. **25**: 497–507.
- Villela FNJ, Nogueira C. 2011.** Geologia e geomorfologia da estação ecológica Serra Geral do Tocantins TT - Geology and geomorphology of Serra Geral do Tocantins ecological station. *Biota Neotropica* **11**: 217–229.
- Whelan RJ. 1995.** The ecology of fire. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- Van Wilgen BW, Everson CS, Trollope WS. 1990.** *Fire Management in Southern Africa: Some Examples of Current Objectives, Practices, and Problems* (pp. 82-105. in: Fire in the Tropical Biota: Ecosystem processes and global challenges. Springer Verlag, Berlin, Ed.).

Van Wilgen BW, Govender N, Biggs HC. 2007. The contribution of fire research to fire management: A critical review of a long-term experiment in the Kruger National Park, South Africa. *International Journal of Wildland Fire* **16**: 519–530.

Williams R., Cook G., Gill AM, Morre PH. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Australian Journal of Ecology*.

Zupo T. 2017. Estratégias de persistência e regeneração em campo sujo de Cerrado após o fogo. *Tese de Doutorado, Unesp, Rio Claro-SP.*: 113.

Material suplementar

Tabela S 1. Lista de espécies registradas neste estudo que foram identificadas até nível de espécie, de gênero e de família. Além dessas, existem 44 espécies que permanecem não identificadas.

Espécie	Família
<i>Gomphrena leucocephala</i> Mart.	Amaranthaceae
<i>Gomphrena scapigera</i> Mart.	Amaranthaceae
<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Anacardiaceae
<i>Annona</i> spp.	Annonaceae
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Annonaceae
<i>Minaria acerosa</i> (Mart.) T.U.P.Konno & Rapini	Apocynaceae
Arecaceae Indet.1	Arecaceae
Arecaceae Indet.2	Arecaceae
Arecaceae Indet.3	Arecaceae
<i>Astrocaryum campestre</i> Mart.	Arecaceae
<i>Syagrus allagopteroides</i> Noblick & Lorenzi	Arecaceae
<i>Aspilia attenuata</i> (Gardner) Baker	Asteraceae
<i>Calea purpurea</i> G.M.Barroso	Asteraceae
<i>Lepidaploa nitens</i> (Gardner) H.Rob.	Asteraceae
<i>Pseudobrickellia angustissima</i> (Spreng. ex Baker) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Pseudobrickellia brasiliensis</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Adenocalymma pedunculatum</i> (Vell.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae
<i>Adenocalymma pubescens</i> (Spreng.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae
<i>Anemopaegma acutifolium</i> A. DC.	Bignoniaceae
<i>Anemopaegma glaucum</i> Mart. ex DC.	Bignoniaceae
<i>Anemopaegma</i> spp.	Bignoniaceae
Bignoniaceae Indet.	Bignoniaceae
<i>Dyckia brasiliiana</i> L.B.Sm.	Bromeliaceae
<i>Exellodendron cordatum</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae
<i>Licania gardneri</i> (Hook.f.) Fritsch	Chrysobalanaceae
<i>Licania dealbata</i> Hook.f.	Chrysobalanaceae
<i>Ipomoea</i> spp.	Convolvulaceae
<i>Bulbostylis consanguinea</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae
<i>Bulbostylis pachypoda</i> Kral & M.T.Strong	Cyperaceae
<i>Bulbostylis sphaerocephala</i> (Boeckeler) C.B.Clarke	Cyperaceae
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B.Clarke	Cyperaceae
<i>Cryptangium</i> spp.	Cyperaceae
Cyperaceae Indet.1	Cyperaceae
Cyperaceae Indet.2	Cyperaceae
<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	Cyperaceae
<i>Rhynchospora caracasana</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae
<i>Rhynchospora consanguinea</i> (Kunth) Boeckeler	Cyperaceae
<i>Rhynchospora dentinux</i> C.B.Clarke	Cyperaceae
<i>Rhynchospora elatior</i> Kunth	Cyperaceae
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae
<i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki	Dilleniaceae

<i>Davilla grandiflora</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae
<i>Davilla</i> spp.	Dilleniaceae
Erythroxylaceae Indet.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum betulaceum</i> Mart.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum rimosum</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum</i> spp.1	Erythroxylaceae
<i>Croton adenodontus</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart.	Euphorbiaceae
<i>Croton grandivelus</i> Baill.	Euphorbiaceae
<i>Croton chaetocalyx</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Croton</i> spp.1	Euphorbiaceae
<i>Croton</i> spp.2	Euphorbiaceae
<i>Croton</i> spp.3	Euphorbiaceae
<i>Dalechampia linearis</i> Baill.	Euphorbiaceae
Euphorbiaceae indet.	Euphorbiaceae
<i>Microstachys daphnoides</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Microstachys marginata</i> (Mart. & Zucc.) Klotzsch ex Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Sapium argutum</i> (Müll.Arg.) Huber	Euphorbiaceae
<i>Arachis submarginata</i> Valls et al.	Fabaceae
<i>Bauhinia</i> spp.	Fabaceae
<i>Calliandra dysantha</i> Benth.	Fabaceae
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	Fabaceae
<i>Chamaecrista juruenensis</i> (Hoehne) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Chamaecrista setosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Eriosema rigidum</i> Benth.	Fabaceae
Fabaceae Indet.1	Fabaceae
Fabaceae Indet.2	Fabaceae
Fabaceae Indet.3	Fabaceae
Fabaceae Indet.4	Fabaceae
Fabaceae Indet.5	Fabaceae
Fabaceae Indet.6	Fabaceae
<i>Hymenaea eriogyne</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa burchellii</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa polycephala</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa sericantha</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa somnians</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Fabaceae
<i>Mimosa</i> spp.1	Fabaceae
<i>Mimosa</i> spp.2	Fabaceae
<i>Mimosa</i> spp.3	Fabaceae
<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth	Fabaceae
<i>Stylosanthes</i> spp.	Fabaceae
<i>Trimezia cathartica</i> (Klatt) Niederl.	Iridaceae
<i>Hypenia inelegans</i> (Epling) Harley	Lamiaceae
<i>Hyptis</i> spp.	Lamiaceae
Lamiaceae indet.	Lamiaceae
<i>Diplusodon rotundifolius</i> DC.	Lythraceae

<i>Banisteriopsis</i> spp.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae
<i>Byrsonima guilleminiana</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima viminifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima correifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima oblongifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae
<i>Virola sessilis</i> (A.DC.) Warb.	Myristicaceae
<i>Eugenia angustissima</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia blanchetiana</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia complicata</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia cristaensis</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia hamiltonii</i> (Mattos) Mattos	Myrtaceae
<i>Eugenia livida</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia stictopetala</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia vetula</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia gemmiflora</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Myrcia variabilis</i> DC.	Myrtaceae
<i>Myrcia ochroides</i> O.Berg	Myrtaceae
Myrtaceae Indet.1	Myrtaceae
Myrtaceae Indet.2	Myrtaceae
<i>Ouratea acicularis</i> R.G.Chacon & K.Yamam.	Ochnaceae
<i>Ouratea crassifolia</i> (Pohl) Engl.	Ochnaceae
<i>Ouratea riedeliana</i> Engl.	Ochnaceae
<i>Ouratea</i> spp.1	Ochnaceae
<i>Ouratea</i> spp.2	Ochnaceae
<i>Ouratea</i> spp.3	Ochnaceae
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae
<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Poaceae
<i>Anthaenantia lanata</i> (Kunth) Benth.	Poaceae
<i>Aristida pendula</i> Longhi-Wagner	Poaceae
<i>Axonopus barbigerus</i> (Kunth) Hitchc.	Poaceae
<i>Ichnanthus hoffmannseggii</i> (Roem. & Schult.) Döll	Poaceae
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Poaceae
<i>Mesosetum loliiforme</i> (Hochst.) Chase	Poaceae
<i>Panicum cervicatum</i> Chase	Poaceae
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	Poaceae
<i>Paspalum marmoratum</i> Kuhlm.	Poaceae
Poaceae Indet.1	Poaceae
Poaceae Indet.2	Poaceae
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.	Poaceae
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Poaceae
<i>Polygala longicaulis</i> Kunth	Polygalaceae
<i>Cordia rigida</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae
<i>Declieuxia</i> spp.	Rubiaceae

<i>Mitracarpus steyermarkii</i> E.L.Cabral & Bacigalupo	Rubiaceae
<i>Spermacoce crispata</i> (K.Schum.) Delprete	Rubiaceae
<i>Spermacoce</i> spp.	Rubiaceae
<i>Tocoyena arenicola</i> Delprete	Rubiaceae
Sapotaceae Indet.	Sapotaceae
<i>Homalolepis suffruticosa</i> (Engl.) Devecchi & Pirani	Simaroubaceae
<i>Smilax goyazana</i> A.DC.	Smilacaceae
<i>Smilax oblongifolia</i> Pohl ex Griseb.	Smilacaceae
<i>Vellozia</i> spp.	Velloziaceae
<i>Lippia acutidens</i> Mart. & Schauer	Verbenaceae