



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Efeitos do fogo sobre o banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras e sobrevivência de
plântulas arbóreas em áreas em restauração no Cerrado

Carla Faleiro Tinoco

Orientadora: Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt

Brasília/DF
Março, 2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Efeitos do fogo sobre o banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras e sobrevivência de plântulas arbóreas em áreas em restauração no Cerrado

Carla Faleiro Tinoco

Orientadora: Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt

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

Brasília/DF
Março, 2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado:

Carla Faleiro Tinoco

Título:

Efeitos do fogo sobre o banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras e sobrevivência de plântulas arbóreas em áreas em restauração no Cerrado

Banca examinadora:

Dra. Isabel Belloni Schmidt
Presidente
PGECL/UnB

Dr. Marcelo Brilhante de Medeiros
Avaliador externo
Embrapa Cenargen

Dra. Heloisa Sinatora Miranda
Avaliador interno
PPGECL/UnB

Dr. Aldicir Osni Scariot
Suplente
PPGECL/UnB

Brasília, 14 de março de 2017.

Dedico essa dissertação à minha família, meu pai Lourenço Rodrigues Tinoco, minha mãe Maria Divina Batista Faleiro Rodrigues, meus irmãos Camila Faleiro Tinoco e Caio César Faleiro Tinoco e minha madrinha Carlene Batista Faleiro.

O que vale na vida não é o ponto de partida e sim a caminhada. Caminhando e semeando, no fim terás o que colher.

Cora Coralina

Agradecimentos

A Deus, por todas as bençãos e por me guiar por todos os caminhos que me trouxeram até aqui. Mesmo nos momentos de dificuldades e incertezas não houve situações onde sua graça não me alcançou.

Aos meus pais e irmãos pelo suporte em todos os momentos.

A, Isabel Schmidt, por ter aceitado me orientar, e por todas as oportunidades, atenção e ensinamentos durante esses dois anos.

Ao laboratório de Ecologia vegetal e todas as pessoas que me ajudaram em campo, aprendi muito com todos vocês.

A todos os companheiros da pós-graduação, a presença de vocês nesse processo amenizou as dificuldades e trouxe alegria, tornando esse período inesquecível.

Ao ICMBio e a Embrapa-Cenargen, pela oportunidade de realizar os experimentos desta dissertação.

Ao Parque nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) e a Reserva Biológica da Contagem (RBC), onde foram realizados as sementeiras de restauração ecológica, especialmente ao PNCV por ter permitido e realizado a queima experimental.

Ao Claudomiro Cortês por ter planejado e realizado a queima no PNCV.

Ao Daniel Vieira, Dulce Alves e ao Dudu, que me ofereceram todo suporte dentro da Embrapa, e disponibilizaram seu tempo, recursos e ensinamentos para me ajudar neste trabalho.

Ao PPG em Ecologia pela estrutura e CAPES pela bolsa de estudos que me possibilitaram realizar este sonho.

Aos professores do programa, por todo conhecimento através das disciplinas que cursei, em especial a Heloísa Miranda pela oportunidade de ser monitora em sua disciplina de Ecologia do Fogo e toda compreensão e carinho que me tratou em todas as oportunidades.

E aos membros da banca examinadora, que aceitaram avaliar este trabalho.

Resumo

Em savanas a invasão por gramíneas exóticas e a ocorrência de queimadas frequentes, representam grandes desafios ao sucesso de programas de restauração por dificultarem o estabelecimento de espécies nativas, em especial as espécies lenhosas. Gramíneas exóticas invasoras podem dominar áreas perturbadas, invadir remanescentes de vegetação nativa e competir com espécies nativas por recursos e alterar o regime de fogo. Queimadas frequentes e intensas causam mortalidade ou perda de parte aérea de indivíduos arbóreos, especialmente em estágios iniciais de desenvolvimento. A restauração de ambientes de Cerrado invadidos por gramíneas africanas é necessária tanto para o cumprimento da legislação ambiental quanto para atingir objetivos de conservação em áreas legalmente protegidas. O sucesso de esforços de restauração no Cerrado depende de técnicas de controle de gramíneas africanas bem como do estabelecimento de espécies nativas. A semeadura direta tem se mostrado uma técnica eficaz para estabelecimento de espécies nativas de Cerrado, especialmente devido ao baixo custo e relativa alta taxa de estabelecimento de espécies de diferentes formas de vida. Para a realização de semeadura direta com vistas a restauração de áreas de Cerrado em áreas invadidas por gramíneas exóticas, o preparo do solo é etapa essencial. O controle de gramíneas invasoras pode ser mais efetivo a partir da integração de métodos, como queimas controladas e gradeamento do solo. Ambas técnicas causam mortalidade de indivíduos adultos de gramíneas invasoras (touceiras) e podem também afetar o banco de sementes destas espécies no solo. Por um lado, o fogo pode ser uma ferramenta que facilita o início do processo de restauração, por outro lado, a ocorrência de queimadas pode reduzir o sucesso de ações de restauração por causar mortalidade ou atraso no crescimento de plantas, especialmente de espécies arbóreas de crescimento lento. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi investigar efeitos do fogo em etapas distintas do processo de restauração, ou seja, durante o preparo do solo como ferramenta de manejo do banco de sementes da gramínea invasora *Urochloa* spp. e em fases iniciais do processo de restauração, verificando impactos do fogo sobre a sobrevivência e crescimento de plântulas de espécies lenhosas nativas do Cerrado com idades conhecidas. O primeiro capítulo desta dissertação apresenta experimentos com banco de sementes de *Urochloa* spp. Para isto, 160 amostras de solo em oito tratamentos pre-semeadura direta em abril/2016 foram coletadas, e mantidas em casa de vegetação por seis meses. Os tratamentos testados foram: (i) Gradeamento de área sem queima há mais de dois anos – G, (ii) Dois gradeamentos de área sem queima há mais de dois anos – 2G, (iii) Queima em maio de 2015 – Q15, (iv) Queima em maio de 2015 + Gradeamento em abril de 2016 – Q15+G, (v) Queima em abril de 2016 – Q16, (vi) Queima em abril de 2016+ Gradeamento em abril de 2016 – Q16+G, (vii) Controle 1 – nenhum tratamento, com coleta de solo pré-gradeamento entre 10 e 11 de abril de 2016, (viii) Controle 2- nenhum tratamento, com coleta de solo pós-gradeamentos em 22 e 23 de abril de 2016. Verificou-se que a densidade de plântulas de *Urochloa* spp. emergidas variou de $100 \pm 22,8$ a $9 \pm 1,5$ sementes germinadas/m². A segunda gradagem (2G) reduziu significativamente o número de sementes germinadas na área que previamente tinha recebido uma gradagem (G), a realização de uma gradagem em áreas que haviam sido queimadas há um ano (Q15+G) aumentou significativamente o número de sementes germinadas/m² em comparação com a área queimada há um ano e sem gradagem (Q15). A realização de uma gradagem (Q16+G) em uma área recentemente queimada (Q16) não aumentou significativamente o número de sementes germinadas/m². O tratamento Q16 teve praticamente toda sua quantidade de sementes germinadas/m² sincronicamente, no início do experimento e após isso a germinação permaneceu

reduzida não diferindo significativamente da maioria dos demais tratamentos. A partir destes resultados, podemos inferir que o manejo integrado das gramíneas exóticas combinando fogo e gradeamento repetido no mínimo duas vezes antes do plantio de restauração ecológica promova maior redução do banco de sementes de *Urochloa* spp. O segundo capítulo da dissertação avaliou efeitos do fogo sobre a sobrevivência e crescimento de 20 espécies lenhosas considerando duas queimadas distintas, uma que atingiu 1.553 plântulas com dois anos de idade e outra queima experimental em área com 595 plântulas com três anos de idade. O desempenho destas plantas foi comparado com o de plântulas não queimadas das mesmas espécies, idades e áreas de estudo. A sobrevivência das plântulas variou principalmente devido à espécie, de forma independente da idade das plantas. Já a altura das plantas um ano após a queima foi determinada principalmente pelo tratamento (fogo vs. não fogo) para as plantas de dois anos de idade, e pela espécie para as plantas de três anos de idade. O fogo só aumentou significativamente a mortalidade de plantas de duas espécies: *Tachigali vulgaris* e *Solanum lycocarpum*. Todos os indivíduos submetidos ao fogo sofreram topkill (perda total da parte aérea), e para as plântulas queimadas aos dois anos de idade, seis das oito espécies (*A. tomentosum*, *E. dysenterica*, *E. gromerulatus*, *H. courbaril* var. *stilbocarpa*, *M. opacum*, *M. pubescens*) apresentaram altura dos indivíduos queimados inferior à dos não-queimados um ano após a queima. Já para as plântulas com três anos no momento da queima, apenas indivíduos de *E. dysenterica* apresentaram alturas significativamente inferiores no tratamento queimado em relação ao não-queimado um ano após o fogo. Assim, mesmo com a relativa baixa mortalidade causada pelo fogo, evitar queimadas parece ser a melhor estratégia em áreas em início de restauração. Isto porque o fogo retarda o crescimento das plantas e queimadas sucessivas causarão maior mortalidade de indivíduos. Mas como fogo é um fator presente, a seleção de espécies resistentes a queimadas eventuais, mesmo nos primeiros anos de vida é essencial para aumentar as chances de sucesso de programas de restauração. Sugerimos que um manejo intensivo e integrado, associando diversas técnicas de manejo de gramíneas exóticas, incluindo fogo e gradagens repetidas podem ser favoráveis no combate das gramíneas exóticas invasoras, e a seleção de espécies resistentes ao fogo podem aumentar as chances do sucesso de programas de restauração ecológica de savanas.

Palavras-chave: Gramíneas invasoras, banco de sementes, *Urochloa* spp, espécies lenhosas, restauração ecológica, fogo, gradagem, manejo do solo.

Abstract

In savannas, exotic grasses' invasion and frequent fires represent major challenges to the success of restoration programs because both these disturbances decrease the establishment of native species, especially woody plants. Exotic grasses can dominate disturbed areas, invade sites with native vegetation and compete against native species for resources and alter the fire regime. Frequent and intense burnings cause mortality or loss of aerial part of arboreal individuals, especially in the early life stages. Restoration of Cerrado areas invaded by African grasses is necessary both for compliance with environmental legislation and for achieving conservation objectives in legally protected areas. The success of restoration efforts in the Cerrado depends on control techniques of African grasses as well as the establishment of native species. Direct sowing has been shown to be an effective technique for the establishment of native Cerrado species, especially due to the relative low cost and high establishment rates of species of different life forms. In order to carry out direct seeding to restore Cerrado areas invaded by exotic grasses, soil preparation is an essential step. The control of invasive grasses can be more effective from the integration of methods such as controlled burning and soil plowing. Both techniques cause mortality of adult individuals of invasive grasses (tussocks) and may also affect the seed bank of these species in the soil. On one hand, fire can be a tool that facilitates the beginning of the restoration process, on the other hand, the occurrence of fire can reduce the success of restoration actions by causing plant mortality or delay their growth, especially for slow growing savanna trees. In this context, in this work, we investigated fire effects in distinct stages of the restoration process. We tested the effects of fire and soil plowing during soil preparation for restoration on seed bank of the invasive grasses *Urochloa* spp. Additionally, we verified fire impacts on the survival and growth of Cerrado tree seedlings of known ages. The first chapter of this dissertation presents experiments with *Urochloa* spp. seed bank. For this, 160 soil samples in eight pre-seeding treatments were collected in April/2016 and kept in greenhouse for six months. The treatments tested were: (i) One time soil plowing without burning for more than two years - G, (ii) Two times soil plowing without burning for more than two years - 2G, (iii) Burning in May 2015 - Q15, (iv) Burning in April 2016 - Q16, (v) Burning in April 2016 + plowing the soil in early April 2016 - Q16 + G, (vi) Control 1 – no treatment with soil collection before soil plowing in April 2016, (vii) Control 2- no treatment with soil collection after soil plowing in late April 2016. *Urochloa* spp. seedling emergency varied from $100 \pm 22,8$ to $9 \pm 1,5$ seeds/m², being higher after recent burning (Q16) and lower after two plowing (2G) treatments. Plowing the soil two times (2G) significantly reduced the number of emerged seedlings relative to a single soil plowing (G). Plowing the soil one year after a fire (Q15+G) significantly increased the number of seedlings /m² in comparison with the area with same fire history and no soil plowing (Q15). Plowing the soil (Q16+G) after a recent fire (Q16) did not significantly increased the number of seedlings /m². The treatment Q16 had practically all seed/m² germinated during the same period, at the beginning of the experiment and after that the germination remained reduced and did not differ significantly from most other treatments. From these results, we can infer that the integrated management of the exotic grasses by combining fire and repeated soil plowing for at least two times before seed sowing for restoration promotes greater

reduction of *Urochloa* spp. seed bank. The second chapter of the dissertation evaluated fire effects on the survival and growth of 20 woody species considering two different burnings, one accidental burn that reached 1,553 seedlings that were two years old and an experimental fire in an area with 595 seedlings at three years of age. We compared the performance of these plants to unburned seedlings of the same species, ages and study areas. The survival of the seedlings varied mainly due to the species, independently of the age of the plants. The height of the plants one year after burning was determined mainly by the treatment (fire vs. non-fire) for two-year-old plants, and by the species for three-year-old plants. The fire only increased significantly the mortality of plants of two species: *Tachigali vulgaris* and *Solanum lycocarpum*. All the individuals submitted to the fire suffered topkill (total loss of the shoot tissues). For the plants burned at two years of age, six of the eight species (*A. tomentosum*, *E. dysenterica*, *E. gromerulatus*, *H. courbaril* var. *Stilbocarpa*, *M. opacum*, *M. pubescens*) burnt plants presented lower height one year after burning compared to the unburned plants. However, for seedlings with three years at the time of burning, only *E. dysenterica* plants showed significantly lower heights one year after the fire in the burned treatment compared to the unburned plants. Thus, even with the relative low mortality caused by fire, avoiding burnings seems to be the best strategy in areas in the beginning of restoration processes. This is because the fire slows the growth of the plants and successive burnings will cause greater mortality of individuals. However, since fire is recurrent disturbance in savannas, the selection of species resistant to eventual fires even in the first years of life is essential to increase the chances of success of restoration programs. We suggest that an intensive and integrated management, associating diverse management techniques of exotic grasses, including fire and repeated soil plowing, may be favorable in the control of invasive alien grasses, and the selection of fire resistant species may increase the chances of successful restoration programs of savannas.

Key words: Invasive grasses, seed bank, *Urochloa* spp., woody species, ecological restoration, fire, soil plowing, soil management.

Agradecimentos	iv
Resumo	v
Abstract	vii
Lista de Tabelas	x
Capítulo 1	x
Capítulo 2	x
Lista de Figuras	xi
Capítulo 1	xi
Capítulo 2	xi
Introdução geral	1
1- Invasões por gramíneas exóticas em savanas tropicais	1
2- Restauração ecológica	2
3- Fogo nas savanas efeitos do fogo sobre plantas lenhosas	5
4- Banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras	8
Capítulo 1	12
Efeitos do fogo e técnicas de preparo do solo no banco de sementes de braquiaria (<i>Urochloa</i> spp.)	12
Introdução	12
Metodologia	18
Resultados	22
Discussão	26
Capítulo 2	32
Efeitos do fogo em plântulas de espécies lenhosas do Cerrado	32
Introdução	32
Metodologia	35
Resultados	47
Discussão	59
Conclusão Geral	66
Bibliografia	69

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Número de sementes germinadas/m² em casa de vegetação após seis meses de experimento e número sementes remanescentes no solo/m², em cada tratamento, e a viabilidade das sementes em porcentagem aferida por teste com 2,3,5 trifenil cloreto tetrazólio. Tratamentos: G= Gradeamento de área sem queima há mais de dois anos, 2G= Dois gradeamentos de área sem queima há mais de dois anos, Q15= Queima em 2015, Q15+G= Queima em 2015 + Gradeamento em abril de 2016 – Q15+G, Q16= Queima em abril de 2016, Q16+G= Queima em abril de 2016+ Gradeamento em abril de 2016, C1= Controle 1, C2= Controle 2. -----24

Capítulo 2

Tabela 1. Características das espécies estudadas. Legenda: Disp.= Dispersão (anemo= anemocórica, zoo= zoocórica, auto= autocórica, baro= barocórica), Tam Sem= Tamanho da semente, Quant sem/kg= quantidade de semente/kg, n°sem= número de sementes, Flor= floração, Frut= frutificação, Germ= germinação, Long Sem = Longevidade da semente, Banco de sem perm. = banco de sementes permanente (>12 meses), Nat sem= Natureza da semente (ort= ortodoxa, rec= recalcitrante) Taxa germ=taxa de germinação.-----40

Tabela 2. Características das espécies estudadas. Estrato: subarbu= subarbusto, arbó= arbóreo, arbu= arbusto, Formação vegetal predominante: sav=savana, cam= campo, flor=foresta, grupo sucessional: clímax, sec.= secundária, pion= pioneira. -----44

Tabela 3. Mortalidade um ano após a queima em porcentagem e Número de indivíduos, entre parenteses, das plântulas encontradas nas áreas de semeadura de restauração realizadas em novembro de 2012 no PNVC e RBC por tratamento (sem fogo e com fogo), idade (2 e 3 anos antes da passagem do fogo) e total para cada espécie.-----48

Tabela 4. Análise de Modelo linear generalizado (GLM), mostrando os efeitos individuais e interativos das variáveis altura, espécie, tratamento e idade, no terceiro modelo, na sobrevivência (a) e altura um ano após o fogo (b) de espécies lenhosas do Cerrado*. Apenas as interações selecionadas pelos melhores modelos através do critério de AIC estão representadas. -----52

Tabela 5. Resultado do Teste de Tukey para sobrevivência relacionando tratamento e espécies para os indivíduos com dois e três anos de idade e idade, tratamento e espécie para as espécies com indivíduos nas duas idades. -----54

Tabela 6. Resultado do Teste de Tukey para o crescimento relacionando tratamento e espécies para os indivíduos com dois e três anos de idade e idade, tratamento e espécie para as espécies com indivíduos nas duas idades. -----55

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1. Na área marrom temos parte da área que recebeu o preparo do solo para ser semeada em novembro 2016, que receberam os tratamentos de queima recente e gradeagem (Q16 e Q16+G), em preto temos a área queimada em 2015 como parte do aceiro negro, e posteriormente gradeada (Q15 e Q15+G), a faixa cinza representa a parte do aceiro realizado com grade em volta da área a ser semeada em novembro de 2016 (G e 2G), e em verde a área onde nenhum manejo foi realizado, correspondente aos controles C1 e C2, dominada por *Urochloa* spp.-----20

Figura 2. Coleta das amostras de solo e montagem do experimento em casa de vegetação. Da esquerda para direita: área queimada e gradeada, coleta de uma amostra de solo com uso de suporte metálico de 20x20 cm, amostras de solo dispostas em bandejas em casa de vegetação.-----20

Figura 3. Número de sementes de braquiária (*Urochloa* spp.) germinadas do banco de semente do solo/m² após diferentes preparos do solo (oito tratamentos) durante seis meses de experimento em casa de vegetação. Letras representam as diferenças significativas baseadas no teste a posteriori de Dunn's.(*= Valor de y fora da escala do gráfico).-----25

Figura 4. Número de sementes germinadas/m² e desvio padrão em oito tratamentos de preparo do solo associando fogo e gradeamento, durante seis meses em casa de vegetação.-----25

Capítulo 2

Figura 1. Localização dos Blocos (B) de 100x100 m semeadas em novembro de 2012 na RBC (esquerda) e PNVC (direita) delimitados por linha vermelha. Na RBC no final de abril de 2014 ocorreu um incêndio que atingiu todo o B1 e B2 (Q) e no PNVC em julho de 2015 foi realizada uma queima experimental em parte da área do B1 (Q).-----36

Figura 2. Desenho experimental das sementeira direta realizada na RBC e PNVC. Cada bloco experimental foi repetido 3 vezes em cada UC. Nas linhas de plantio a sementeira foi feita ao longo das linhas. Na RBC cada bloco possuía três parcelas com quatro linhas de plantio de 30 m de comprimento e 2 m de largura. No PNVC cada bloco possuía cinco linhas de plantio de 100 m de comprimento e 2 m de largura.-----36

Figura 3. Mortalidade de indivíduos por tratamento (sem fogo e com fogo) aos dois anos (a) e três anos (b), no momento do fogo, por espécie. O (*) mostra as espécies com diferença significativa na mortalidade entre tratamentos (com e sem fogo), pelo teste de Tukey. -----49

Figura 4. Altura dos indivíduos por espécie, aos dois anos no momento da queimada, no controle (verde) e queimado (vermelho), antes (cores claras) da queima e um ano após a queima (cores escuras). (Legenda= antes_sem_fogo= tratamento sem fogo antes da ocorrência da queima; antes_com_fogo=tratamento com fogo antes da ocorrência da queima; depois_sem_fogo= tratamento sem fogo após um ano; depois_com_fogo=tratamento com fogo após um ano).-----57

Figura 5. Altura dos indivíduos por espécie, aos três anos de idade no momento da queimada, no controle (verde) e queimado (vermelho), antes (cores claras) da queima e um ano após a queima (cores escuras). (Legenda= antes_sem_fogo= tratamento sem fogo antes da ocorrência da queima; antes_com_fogo=tratamento com fogo antes da ocorrência da queima; depois_sem_fogo= tratamento sem fogo após um ano; depois_com_fogo= tratamento com fogo após um ano). -----58

Introdução geral

1- Invasões por gramíneas exóticas em savanas tropicais

As savanas são caracterizadas pela coexistência entre gramíneas e árvores formando um gradiente de áreas com vegetação aberta, com poucas árvores, até savanas mais fechadas com maior densidade de árvores (Walter *et al.*, 2008; Frost *et al.*, 1986). As interações complexas entre sazonalidade climática, solos e distúrbios, como o fogo, determinam a estrutura da vegetação em savanas (Higgins *et al.*, 2000; Sankaran *et al.*, 2004; Gardner, 2006), que são os ecossistemas com maior frequência de queimadas em todo planeta (Bond & Keely, 2005). O fogo é um fenômeno natural recorrente nesses ambientes, atuando em sua composição, estrutura e dinâmica (Frost, 1984; Pausas & Keeley 2009; Pausas, 2015; Bond & Keely, 2005).

A conversão das savanas em pastagens dominadas por gramíneas C4 africanas e grandes monoculturas agrícolas em diversas regiões tropicais, causaram a restrição da vegetação nativa a fragmentos reduzidos dentro de uma grande matriz de pastagens e cultivos agrícolas (Williams & Baruch, 2000). Muitas destas gramíneas exóticas cultivadas não permanecem restritas às pastagens em que foram introduzidas, apresentando um comportamento muito agressivo, com alto potencial de deslocar competitivamente as espécies nativas, mantendo os remanescentes naturais sob constante ameaça de invasão, tornando-se um dos principais fatores de ameaça a biodiversidade a nível mundial (Matthews, 2005; Williams & Baruch, 2000; Pivello *et al.*, 1999 a;b).

Após a invasão, as gramíneas exóticas têm alto potencial de alterar processos naturais, como as propriedades do solo, a ciclagem de nutrientes, o balanço hídrico e o regime do fogo das comunidades invadidas (D'Antonio & Vitousek, 1992; Levine *et al.*, 2003; Brooks *et al.*, 2004). As gramíneas africanas possuem características que

proporcionam vantagens competitivas em relação as espécies nativas dos ambientes em que são introduzidas. De maneira geral apresentam, ciclo reprodutivo mais rápido, maior eficiência fotossintética e na utilização dos recursos, maior sobrevivência em ambientes menos férteis, alta produtividade de sementes, taxa de germinação e capacidade de propagação e adaptação (Klink, 1996; Machado *et al.*, 2013; Foxcroft *et al.*, 2010).

Espécies exóticas invasoras são um grande problema em Unidades de Conservação (UCs) no mundo inteiro, áreas cujo objetivo principal é conservar a biodiversidade e os processos ecossistêmicos (De Poorter *et al.*, 2007). Muitas áreas incorporadas às UCs em savanas tropicais, eram anteriormente utilizadas como pastagens e cultivos agrícolas, onde a vegetação original foi retirada e substituída por outras espécies de interesse econômico. Assim, um dos principais desafios atuais em UCs no Brasil e especificamente no Cerrado, é a eliminação das espécies exóticas como primeiro passo para permitir o retorno das espécies nativas para estas áreas, permitindo a conservação de espécies e serviços ecossistêmicos (Sampaio & Schmidt, 2014; Martins *et al.*, 2007; Pivello *et al.*, 1999 a;b).

2- Restauração ecológica

A restauração ecológica tem por objetivo auxiliar ou acelerar a sucessão ecológica para o reestabelecimento de habitats que foram degradados, danificados ou destruídos, muito frequentemente como resultado direto ou indireto da ação humana (SER, 2004). Em muitos casos os ecossistemas degradados não se reestabelecem de maneira natural, conforme seu estado anterior ou seu desenvolvimento histórico-natural devido à gravidade do impacto, sendo necessário desenvolver estratégias para a restauração ecológica dessas áreas (SER, 2004; Holl *et al.*, 2000).

A restauração de ambientes savânicos encontra diversos desafios. O estabelecimento de novos indivíduos é limitado pela escassez de propágulos, devido uma baixa densidade de árvores e ausência ou limitação de banco de sementes persistente (Salazar *et al.*, 2011; 2012a; Foster & Tilman, 2003). A sobrevivência das plântulas de espécies lenhosas é limitada pelo déficit hídrico durante a estação seca ou por ocorrência de períodos secos durante a estação chuvosa (veranicos) (Hoffmann, 1996; Salazar *et al.*, 2012b; Kanegae *et al.*, 2000). As espécies arbóreas apresentam crescimento lento (Hoffmann *et al.*, 2012; Midgley *et al.*, 2010), além disso, a ocorrência de queimadas frequentes e competição por recursos com as gramíneas exóticas invasoras são fatores limitantes ao crescimento dos indivíduos lenhosos (D'Antonio & Vitousek, 1992; Higgins *et al.*, 2000).

A introdução de indivíduos de espécies nativas através do plantio de mudas cultivadas em viveiros ou semeadura são alternativas para superar a limitação por escassez de propágulos (Holl *et al.*, 2000; Frances *et al.* 2010). A semeadura direta consiste em coletar sementes de fontes locais e plantá-las diretamente nas áreas a serem restauradas. Esta é uma técnica bastante vantajosa por permitir uma grande redução de custos econômicos em relação ao plantio de mudas produzidas em viveiros (Campos-Filho *et al.* 2013; Cole *et al.*, 2011; Doust *et al.*, 2006; Douglas *et al.*, 2007), apresentando menos etapas e redução na quantidade de mão-de-obra necessária no processo da restauração, possibilitando a semeadura de grandes áreas rapidamente, o que pode ser realizado manualmente ou mecanicamente, sem custos de transporte de mudas e viveiro (Campos-Filho *et al.*, 2013), possibilitando a semeadura de um maior número de espécies (Palma & Laurance, 2015).

Uma técnica promissora para favorecer o estabelecimento de espécies arbóreas nativas e reduzir a cobertura de gramíneas exóticas é a semeadura direta de espécies de

preenchimento associada à semeadura de espécies arbóreas. Espécies de preenchimento são espécies herbáceas e arbustivas de crescimento mais rápido que sombreiam o solo criando um ambiente mais favorável ao desenvolvimento das espécies nativas, reduzindo a competição com as gramíneas exóticas (Nave & Rodrigues, 2007).

O controle de espécies exóticas pode ser feito por métodos mecânicos através de aragem, gradagem e roçagem, pela queima controlada, controle químico, que consiste na aplicação de herbicidas para o controle de pragas, e controle biológicos (Wittenberg & Coock, 2001; de Sá Dechoum & Ziller, 2013), por exemplo a utilização de plantios de coberturas vivas como adubo verde (Favero *et al.*, 2001; Martins, 2011). O manejo de espécies competidoras em áreas de restauração ecológica é feito principalmente por técnicas físicas, principalmente roçada e queimadas controladas (Florido, 2015). O fogo prescrito pode ser utilizado para reduzir a biomassa e o reestabelecimento de plantas invasoras, também podendo ser integrado a outras ferramentas de controle como herbicidas e controle mecânico, o que pode aumentar o sucesso do manejo de gramíneas exóticas invasoras (Brooks & Lusk, 2008; Brooks, 2006). A realização de apenas uma queimada não é suficiente no manejo das espécies exóticas invasoras a longo prazo que recuperam a densidade pré-fogo um ou dois anos após a queima, sendo mais eficaz a utilização do fogo como parte de uma estratégia integrada, combinando outras técnicas, que podem manipular a intensidade do fogo e otimizar os efeitos positivos do fogo prescrito (DiTomaso *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2011; Marinho & Miranda, 2013).

A época mais adequada para se realizar queimadas prescritas como estratégia de manejo de gramíneas exóticas invasoras dependerá das características fisiológicas e do ciclo de vida de cada espécie, pois quando aplicado antes das sementes se tornarem viáveis ou antes de sua dispersão podem causar o esgotamento das estruturas reprodutivas das gramíneas exóticas auxiliando na redução da produção de novos

propágulos e durante o período de investimento da planta em reprodução pode aumentar a mortalidade dos indivíduos adultos (Di Tomaso *et al.*, 2006).

Em programas de restauração ecológica, a preparação do solo é uma etapa muito importante no combate as gramíneas exóticas invasoras e preparação do substrato para semeadura. O fogo pode ser utilizado associado a gradagem como forma de preparo do solo (Sampaio *et al.*, 2015). Após esta etapa, durante o desenvolvimento das plantas introduzidas, a exclusão do fogo permitirá o aumento da abundância das plântulas das espécies lenhosas favorecendo o estabelecimento de espécies sensíveis ao fogo aumentando a chance de sucesso da restauração ecológica de savanas (Silva *et al.*, 2015). Além disso, o fogo favorece a dominância das gramíneas exóticas invasoras, que por sua vez podem alterar o regime de fogo através do aumento da oferta de combustível fino, podendo causar queimadas mais frequentes e intensas, resultando em um feedback positivo através de um processo conhecido como ciclo gramínea-fogo (D'Antonio & Vitousek, 1992; Rossiter *et al.*, 2003).

3- Fogo nas savanas efeitos do fogo sobre plantas lenhosas

O fogo surgiu na Terra logo após as plantas terrestres (cerca de 420 milhões de anos) (Scott & Glasspool, 2006; Pausas & Keeley, 2009; Pausas, 2015), sendo um fenômeno natural recorrente em ambientes pirofíticos, capaz de influenciar a composição, estrutura e dinâmica destes ambientes amplamente distribuídos por todo o planeta (Frost, 1984; Pausas & Keeley 2009; Pausas, 2015). Ao longo da história geológica o fogo atuou como força evolutiva, moldando os ecossistemas e selecionando características adaptativas nas plantas (Frost,1984; Simon *et al.*, 2009; Pausas, 2015; Pausas & Keeley, 2009; Bond & Keeley, 2005; Bowman *et al.*, 2009).

Diferentes estratégias possibilitam a persistência de plantas arbóreas em ecossistemas sujeitos a queimadas recorrentes. Características como cascas espessas, armazenamento de carboidratos e nutrientes em tecidos subterrâneos, maior proporção raiz/parte aérea, capacidade de rebrota a partir tecidos vivos (Oliveira & Silva, 1993; Castro & Kauffman, 1998; Hoffmann *et al.*, 2003; Bond & Midgley, 2001) e persistência da semente no solo após a morte dos indivíduos (Allen, 2008; Pausas & Verdú 2005; Pausas *et al.*, 2004; Bond & Midgley, 2001), são compartilhadas por táxons não relacionados e conferem capacidade de sobreviver nesses ambientes (Simon *et al.*, 2009).

A capacidade de rebrota é uma característica muito importante para sobrevivência de espécies arbóreas, principalmente nos estágios iniciais do desenvolvimento. Nessa fase os indivíduos ainda não possuem casca espessa o suficiente para proteger seus tecidos de danos causados pelas chamas, resultando na perda da parte aérea (topkill) devido à passagem do fogo (Pausas, 2015; Hoffmann & Solbrig, 2003; Higgins *et al.*, 2007). A capacidade de rebrota é conferida pelo banco de gemas presentes nos órgãos subterrâneos (Klimesová & Klimes, 2007). As plantas rebrotadoras possuem um trade-off entre alocação de carbono para crescimento ou armazenamento de recursos, com conseqüente redução do crescimento da planta, gerando uma maior proporção raiz/parte aérea, característica comum a espécies de savanas, que possuem de maneira geral raízes profundas e crescimento lento da parte aérea (Oliveira & Silva, 1993; Fidelis *et al.*, 2013; Castro & Kauffman, 1998; Bond & Midgley, 2001; Lloret *et al.*, 1999).

Apesar de o fogo ser um componente natural em savanas, as atividades humanas aumentaram a frequência de queimadas nesses ambientes (Pivello, 2006). Os seres humanos utilizam o fogo já a milhares de anos para alterar a paisagem abrindo espaço

para agricultura, criar pastos e caçar, dentre outras atividades (Pausas & Keeley, 2009; Bond & Keeley, 2005; Hoffmann, 1996; Pivello, 2011a). Já existem registros a 40.000 anos AP (antes do presente) de queimadas antrópicas na Austrália (Kershaw *et al.*, 2002). No Cerrado pelo menos parte das partículas de carvão encontradas a partir de 10.400 anos A.P pode ter sido causada por ação antrópica (Salgado-Laboriau & Ferraz-Vicentine, 1994). Com o crescimento populacional, o uso do fogo se expandiu e os humanos passaram a dominar os ecossistemas e alterar os processos naturais (Pausas & Keeley, 2009).

O homem utiliza o fogo de diversas formas já a milhares de anos (Pausas & Keeley, 2009). No Brasil, povos indígenas usam o fogo há pelo menos 4.000 anos AP para abrir novas áreas, caçar, realizar rituais religiosos, estimular rebrota, floração e frutificação de plantas e outras diversas atividades (Pivello, 2011a). Nas últimas décadas o aumento na frequência de incêndios, está relacionado à intensificação da alteração do uso da terra pela atividade antrópica, devido à expansão das atividades agrícolas através conversão das savanas em pastagens e cultivos (Pausas & Keeley, 2009). Estima-se que a frequência atual de ocorrência de queimadas no Cerrado esteja entre um e quatro anos, ocorrendo principalmente durante os meses da estação seca com objetivo de manejo da terra (Coutinho, 1882;1990). Alterações no regime de queima impactam negativamente os ecossistemas e suas características adaptativas, tanto pela intensificação quanto pela exclusão completa do fogo (Pausas & Keeley, 2009; Bond & Keeley, 2005).

Durante o século XX fogo passou a ser visto como uma ameaça aos recursos naturais e às populações humanas, e muitos países adotaram medidas de supressão a queimadas, mesmo quando estas ocorriam por fontes naturais de ignição (especialmente raios). Esta política não levou em consideração que em muitos ambientes o fogo é um

fator natural resultando em grande acúmulo de combustível, tornando esses locais sujeitos a incêndios mais intensos durante anos com secas severas (Myers, 2006).

Muitos estudos abordam o efeito da alteração da frequência do fogo sobre as savanas. O aumento da frequência do fogo é capaz de alterar a estrutura das savanas e reduzir a densidade de plantas lenhosas no Cerrado (Hoffmann, 1999). Já a exclusão do fogo do sistema na maioria das savanas acarreta um aumento na densidade (Bond *et al.*, 2005;2003; Moreira, 2000) e biomassa (Higgins *et al.* 2007; Bond *et al.*, 2005; 2003) de plantas lenhosas.

As queimadas em savanas são, em geral, rápidas e de superfície principalmente pela predominância do estrato herbáceo (Miranda *et al.*, 2009; Miranda *et al.*, 1993; Castro & Kauffman, 1998; Gignoux *et al.*, 1997; Trollope *et al.*, 2002; Augustine *et al.*, 2014; Andersen *et al.*, 2003), a temperatura do ar durante uma queimada pode alcançar 840 °C a 60 centímetros do solo e na superfície do solo a temperatura pode chegar a 280°C (Miranda *et al.*, 1993; Castro-Neves & Miranda, 1996). No interior do solo, a temperatura reduz com a profundidade, com temperaturas potencialmente letais ocorrendo apenas nos primeiros milímetros, com registros de aproximadamente 110°C a 5 mm de profundidade (Silva *et al.*, 1990). Devido ao eficiente papel do solo como isolante térmico a uma profundidade de um centímetro a maior temperatura registrada por Miranda *et al.* (1993) foi de 55°C.

4- Banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras

O banco de sementes de uma área é formado pelas sementes presentes na superfície e enterradas no solo, podendo ser persistente, quando a sobrevivência das sementes no solo é superior a um ano (predominando sementes pequenas, dormentes e leves), ou transiente, quando a longevidade das sementes no banco do solo é inferior a

um ano (Simpson *et al.*, 1989; Carmona, 1992). As sementes do banco de sementes podem ter um papel importante como fonte de novos indivíduos após distúrbios. Mas em savanas a maioria das espécies forma banco de sementes no solo sazonais e transientes, composto principalmente por espécies herbáceas com poucos representantes de espécies arbóreas (Salazar *et al.*, 2011; Perez & Santiago, 2001; Andrade & Miranda, 2014; Williams *et al.*, 2005; Andrade, 2002).

A longevidade das sementes é determinada pelas suas propriedades fisiológicas, viabilidade, mecanismos de dormência, condições ambientais e do solo, presença de predação e patógenos (Garwood, 1989; Christoffoleti & Caetano, 1998; Salazar *et al.*, 2011; Carmona, 1992). A riqueza, densidade e germinabilidade de sementes tendem a diminuir com o aumento da profundidade do solo (Garwood, 1989).

Em ecossistemas pirofíticos trade-off entre capacidade de rebrota e regeneração a partir do banco de sementes ocorrem ao longo de gradientes de perturbação causadas pelo fogo. A capacidade de rebrota é gradualmente favorecida sob maiores frequências de queimadas, e as espécies prioritariamente rebrotadoras tendem a ter banco de sementes reduzidos (Clarke & Dorji, 2008). Espécies rebrotadoras alocam recursos principalmente para órgãos de armazenamento. E as espécies que majoritariamente germinam a partir do banco de sementes do solo produzem, de forma geral, grande quantidade de sementes possibilitando a sobrevivência da população até o próximo distúrbio (Garwood, 1989; Clarke & Dorji, 2008; Scott *et al.*, 2010).

A dominância de gramíneas exóticas altera a constituição do banco de sementes em savanas, reduzindo a densidade e riqueza de sementes de espécies nativas e aumenta a predominância de sementes de espécies invasoras (Brooks *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013; Holmes *et al.*, 2002). Muitas espécies de gramíneas invasoras possuem grande potencial de formar banco de sementes persistentes no solo (Gioria *et al.*, 2012;

Richardson & Kluge, 2008; D'Antonio & Meyerson, 2002), já as sementes de espécies arbóreas nativas são comumente pouco representadas no banco de sementes de savanas, formando um banco transiente no solo para maioria das espécies (Williams *et al.*, 2005; Salazar *et al.*, 2011). Desta forma, devido à escassez de propágulos em ambientes perturbados, o banco de sementes provavelmente não será a fonte de recuperação de ecossistemas savânicos por sucessão ecológica (Machado *et al.*, 2013).

O fogo afeta a germinação de sementes de diferentes maneiras dependendo da espécie (Fichino *et al.*, 2016; Dayamba *et al.*, 2008) e, no banco do solo, da profundidade em que estão enterradas (Carmona, 1992; Williams *et al.*, 2004). O fogo pode estimular a germinação através da quebra de dormência, tanto por um efeito direto da liberação de calor ou indireto, por ação da fumaça (Clarke & French, 2005; Keeley *et al.*, 2011; Anderson *et al.*, 2011; Scott *et al.*, 2010; Williams *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2005). Também pode ter efeito negativo, causando a morte do embrião pela queima das sementes, ou não possuir nenhum efeito sobre a germinação (Dayamba *et al.*, 2008; Overbeck *et al.*, 2006, Paredes, 2016). A alteração do regime térmico diário do solo, pela retirada da vegetação, deposição de cinzas e aumento da disponibilidade de nutrientes também são efeitos indiretos da queimada que podem afetar a germinação das sementes no banco do solo (Auld & Bradstock, 1996).

O banco de semente das gramíneas exóticas concentra-se principalmente nos primeiros centímetros do solo, onde se encontra cerca de 90% das sementes, declinando com a profundidade (Martins *et al.*, 2009; Mohler & Golford, 1997). Ainda assim, Ikeda *et al.*, (2013) encontrou germinação em sementes de *Urochloa* spp. em até 9 cm de profundidade. A grande quantidade de sementes de gramíneas invasoras com alto potencial de germinação no banco de semente do solo é uma das principais dificuldades no controle destas espécies invasoras em savanas (Martins *et al.*, 2011; Freitas &

Pivello, 2005). As técnicas de preparo do solo, como o gradeamento, antes de plantios de restauração, permitem aumentar a aeração do solo, reduzem o banco de sementes por estímulo a germinação e perda de viabilidade das sementes, além do mais, a capacidade de germinação reduz consideravelmente em sementes enterradas a profundidades superiores a 5 cm (Carmona, 1992; Martins *et al.*, 2009).

O fogo também pode ser utilizado como técnica auxiliar para o controle de espécies invasoras e facilitar o preparo do solo para redução de gramíneas exóticas e seu banco de sementes antes dos plantios de restauração (Pivello, 2011; Sampaio *et al.*, 2015). No entanto, devido aos efeitos negativos especialmente em indivíduos arbóreos de pequeno porte (Moreira, 2000), a ocorrência de queimadas é indesejada em áreas em processo de restauração, mesmo em ambientes pirofíticos.

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do fogo nas diferentes etapas da restauração ecológica: (i) efeitos do fogo como ferramenta de auxílio para a redução do banco de sementes de gramíneas exóticas em áreas a serem restauradas, e (ii) efeitos do fogo sobre sobrevivência e crescimento plântulas de espécies arbóreas do Cerrado com idades conhecidas.

Estes resultados estão apresentados em dois capítulos separados nesta dissertação. Os experimentos realizados e os resultados aqui apresentados visam contribuir para uma melhor compreensão dos efeitos do fogo em diferentes etapas do processo de restauração de áreas savânicas do Cerrado. Adicionalmente, este trabalho contribui para o aumento do conhecimento dos efeitos do fogo sobre plântulas de espécies lenhosas do Cerrado cujas respostas ao fogo são ainda pouco conhecidas pela escassez de trabalhos realizados com plantas de idades conhecidas.

Capítulo 1

Efeitos do fogo e técnicas de preparo do solo no banco de sementes de braquiaria (*Urochloa* spp.)

Introdução

Invasões biológicas por gramíneas exóticas, especialmente originárias da África são responsáveis pela redução local de riqueza e abundância das espécies nativas em diversas partes do mundo (Visser, 2016). O aumento de dominância de gramíneas exóticas invasoras altera os processos naturais das comunidades invadidas, como a disponibilidade de luz e nutrientes, modificando a cobertura da vegetação e o banco de sementes do solo, causando mudanças funcionais e estruturais nas comunidades invadidas e redução do estabelecimento e crescimento dos indivíduos de espécies nativas (Brooks *et al.*, 2010; Pivello *et al.*, 1999 a; b; Ferreira *et al.*, 2016; D'Antonio & Vitousek, 1992; D'Antonio & Meyerson, 2002).

Gramíneas C4 africanas, introduzidas para a implantação de pastagens em várias localidades no mundo possuem diversas características fisiológicas que as permitem deslocar competitivamente as espécies nativas, como uma alta eficiência fotossintética e na utilização de nutrientes, taxas de crescimento elevadas, capacidade de regeneração e rebrota, ciclo reprodutivo rápido, alta produção de sementes e fácil dispersão (Klink, 1996; Machado *et al.*, 2013; Foxcroft *et al.*, 2010). Apresentam alta tolerância ao fogo, se recuperam rapidamente após queimadas, produzem grande quantidade de biomassa em forma de combustível fino, tendo alto potencial de modificar o regime do fogo, podendo alterar sua frequência e intensidade, que por sua vez favorece sua dominância gerando um ciclo de autoperpetuação gramínea-fogo (D'Antonio & Vitousek, 1992; Williams & Baruch, 2000; Rossiter *et al.*, 2003). Rossiter *et. al* (2003) em estudo de invasão de *Andropogon gayanus* em savanas Australianas encontraram que áreas invadidas por essa espécie apresentava carga de combustível sete vezes maior do que as

áreas com gramíneas nativas, e que suportavam queimadas aproximadamente oito vezes mais intensas do que as queimadas das áreas nativas realizadas na mesma época do ano. Já Gorgone-Barbosa *et al.* (2014) em estudo do efeito da invasão de *Urochloa brizantha* no comportamento do fogo em áreas de cerrado encontrou que esta gramínea invasora modificou o comportamento do fogo causando redução na eficiência de queima e na intensidade do fogo, gerando no entanto um aumento altura das chamas.

O padrão de fragmentação encontrado atualmente em savanas devido a conversão de grande parte de sua área em pastagens e cultivos agrícolas, somado a grande agressividade das gramíneas exóticas colocam os fragmentos nativos remanescentes em constante ameaça de invasão (Pivello *et al.*, 1999a; b; Williams & Baruch, 2000). O controle de gramíneas exóticas invasoras é um grande desafio para a conservação da vegetação nativa das savanas tropicais em Unidades de conservação (UCs), que em sua maioria, se encontram invadidas por espécies exóticas (Sampaio & Schmidt, 2014; De Poorter, *et al.*, 2007; Martins *et al.*, 2007; Pivello *et al.*, 1999 a; b; Williams & Baruch, 2000; Foxcroft *et al.*, 2013).

A restauração ecológica tem como principal objetivo iniciar ou acelerar o processo de sucessão ecológica em ecossistemas que foram alterados, procurando retornar-lo à sua trajetória histórica (SER, 2004). O controle de gramíneas invasoras, muito comumente, é uma etapa essencial neste processo, propiciando comunidades autossustentáveis e resistentes a novas invasões (Funk *et al.*, 2008; D'Antonio & Meyerson, 2002).

O manejo de espécies exóticas, na restauração ecológica, pode ser realizado através de diversas técnicas, mecânicas, químicas ou biológicas (Pivello, 2011; Wittenberg & Coock, 2001). As técnicas mais empregadas em reservas ambientais e programas de restauração em todo o mundo são arranque manual, remoção mecânica,

aplicação de herbicidas, fogo e alguma combinação das técnicas citadas (D'Antonio & Meyerson). No Brasil, a utilização de herbicida no manejo de espécies exótica em UCs de proteção integral é bastante controverso e em geral não permitido (Horowitz *et al.*, 2013; Zanin, 2009).

No entanto, são praticamente inexistentes estudos e experimentos que tenham como objetivo apontar soluções e técnicas de manejo para as invasões por gramíneas exóticas para o Cerrado, a maioria dos estudos existentes possuem um enfoque pecuarista, com objetivo de aumentar a produtividade e vigor das gramíneas forrageiras (Pivello, 2005).

Na restauração ecológica o combate a gramíneas exóticas deve ser feito continuamente, devido sua alta capacidade de recolonização a partir da rebrota e do banco de sementes do solo (Martins *et al.*, 2011; Barbosa, 2009). As gramíneas exóticas alteram a constituição do banco de sementes do solo, aumentando sua predominância, reduzindo o potencial de regeneração natural dos ecossistemas invadidos (Brooks *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013).

As espécies do gênero *Urochloa*, estão entre as principais espécies de gramíneas invasoras existentes, são bastante agressivas e estão amplamente distribuídas pelo Cerrado, possuindo alto potencial de dominância (Pivello *et al.*, 1999a;b) Podem alcançar aproximadamente o dobro de altura em relação as gramíneas nativas do Cerrado, conseqüentemente, quando submetidas a queimadas elevam a altura das chamas, alterando o comportamento do fogo, aumentando a chance de ocorrer incêndios de alta intensidade, podendo acarretar um aumento da mortalidade da vegetação nativa por topkill (Pivello *et al.*, 1999a; Gorgone-Barbosa *et al.*, 2015). Possuem metabolismo C4 e são heliófilas, o que lhes conferem vantagens adaptativas em ambientes abertos e iluminados (Klink & Joly, 1989). Colonizam principalmente beira de estradas e locais

perturbados, mas tem potencial de se espalhar rapidamente não ficando limitadas as bordas, sendo mais agressiva até mesmo que outras espécies exóticas invasoras (Pivello *et al.*, 1999a;b). Exercem forte pressão competitiva sobre espécies do estrato herbáceo da vegetação nativa (Pivello *et al.*, 1999b; Almeida-Neto *et al.*, 2010). Produzem uma densa camada no solo reduzindo a incidência da luminosidade no solo comprometendo a germinação da semente e o recrutamento de espécies nativas do banco de sementes (Ferreira *et al.*, 2016). Produzem sementes dormentes (Martins & Silva, 2001; Lacerda *et al.*, 2010; Câmara & Stacciarini-Seraphin, 2002), possibilitando que a germinação das sementes armazenadas no banco de sementes do solo se distribua ao longo do tempo (Carmona, 1992).

A emergência de plântulas do banco de semente das gramíneas exóticas decresce com a profundidade em que as sementes estão distribuídas no solo (Martins, 2006; Martins *et al.*, 2009). Poucas espécies invasoras podem emergir de profundidades superiores a 5 cm do solo (Carmona, 1992), que é o intervalo onde se encontra mais de 70% das suas sementes (Clements *et al.*, 1996). O limite de profundidade em que *M. Multiflora* consegue emergir é inferior a 4 cm (Martins *et al.*, 2009) enquanto sementes de *Urochloa* spp apresentam maior porcentagem de germinação entre 0 e 6 cm de profundidades, mas podem germinar em profundidades de até 9 cm (Ikeda *et al.*, 2013).

O preparo do solo é essencial para o sucesso de ações de restauração via semeadura direta. O fogo pode ser utilizado para reduzir a biomassa de gramíneas exóticas dominantes em áreas a serem restauradas (Sampaio *et al.*, 2015) além de disponibilizar nutrientes por meio das cinzas (D' Antonio & Meyerson, Pivello *et al.*, 2010; Auld & Bradstock, 1996). Caso a queima ocorra em época de floração ou frutificação das gramíneas exóticas, o fogo pode reduzir a quantidade de sementes que irão ser dispersas e adicionadas ao banco de sementes (Di Tomaso *et al.*, 2006). A

aplicação de apenas uma queimada não é eficaz para o controle das gramíneas exóticas invasoras a longo prazo que recuperam sua biomassa inicial após poucos anos (Pivello, 2011; Martins *et al.*, 2011). Porém, a utilização do fogo prescrito no manejo de gramíneas exóticas invasoras pode ser mais eficiente quando incorporado a programa de manejo integrado, combinando o fogo a outras técnicas de controle (Di Tomaso *et al.* 2006). O fogo prescrito pode ser utilizado para queimar a biomassa das gramíneas e aplicado na época adequada pode matar as sementes antes da sua dispersão, após a passagem do fogo técnicas como a gradagem do solo removem e expõem as estruturas vegetativas reduzindo a rebrota a partir das raízes (Di Tomaso *et al.*, 2006). Desta forma tanto indivíduos adultos como os novos propágulos são eliminados. Martins *et al.* (2011) encontraram que a realização de uma queimada não foi suficiente para controlar o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e após três anos a sua biomassa estava próxima aos valores iniciais, mas que o manejo integrado que consistiu em queima, aplicação de herbicida e arranquio manual, reduziu cerca de 99,9% da biomassa do capim-gordura.

O gradeamento do solo, com uso de maquinário agrícola é forma eficiente e relativamente barata para descompactação do solo, aumentando o sucesso de estabelecimento de plântulas (Sampaio *et al.*, 2015; Christoffoleti & Caetano, 1998; Carmona, 1992). Além disto, após a queima da área dominada por gramíneas exóticas, o gradeamento do solo causa a mortalidade das estruturas reprodutivas destas gramíneas, facilitando o controle de espécies exóticas e o estabelecimento de espécies nativas a serem semeadas (Di Tomaso *et al.*, 2006). Por outro lado, o revolvimento do solo trás, para camadas mais superficiais do solo sementes de gramíneas exóticas depositadas no banco de sementes a maiores profundidades (Pivello, 2011; Sampaio *et al.*, 2015; Mohler & Galford, 1997; Christoffoleti & Caetano, 1998; Carmona, 1992).

No Brasil existe uma enorme falta de informação da dimensão das invasões por espécies exóticas invasoras em UCs, que tem dificultado a realização de esforços de conservação e de atividades de manejo eficazes (Ziller, 2005). Sampaio & Schmidt (2014) encontraram registros de 56 espécies exóticas em 19 das 44 UCs federais existentes no Cerrado. As principais espécies de plantas exóticas registradas em UCs no Cerrado são gramíneas africanas (Ziller & de Sá Dechoum, 2013). Pivello *et al.* (1999 a,b) em estudos conduzidos na Reserva Biológica Cerrado de Emas (SP) e na Reserva do Pé-de-Gigante, que faz parte do parque estadual de Vassununga (SP), ambas áreas de Cerrado, encontraram elevada biomassa e densidade de *M. minutiflora* enquanto *U. decumbens* se encontra em expansão das bordas para dentro das reservas, já se concentrando em vários pontos internos. No Parque Nacional de Brasília as gramíneas africanas são um dos principais problemas de invasão, estando presentes 27 gramíneas exóticas no Parque, com destaque para andropogon (*Andropogon gayanus*), a braquiária (*Urochloa decumbens*), o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e o jaraguá (*Hyparrhenia rufa*). No Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, desde 2012, o ICMBio desenvolve projetos de controle de espécies invasoras, principalmente voltados para o controle de gramíneas exóticas, onde são realizadas atividades de manejo e também projetos de restauração ecológica da vegetação nativa através de colheita e plantio de sementes de espécies nativas do Cerrado (Motta, 2017).

Devido ao contexto atual de invasão por gramíneas exóticas no Brasil e mais especificadamente no Cerrado e falta de informações sobre o desenvolvimento de técnicas de manejo eficazes no controle de gramíneas exóticas invasoras, o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito do fogo e do gradeamento do solo na disponibilidade de sementes de *Urochloa* spp. no banco de sementes em uma área dominada por gramíneas deste gênero e em fase de preparo do solo para restauração via semeadura direta. Nossa

hipótese é que o fogo é capaz de reduzir a quantidade de semente do banco de sementes, principalmente pelo efeito na camada superficial do solo, onde se encontra maior parte das sementes. Adicionalmente, hipotetizamos que o gradeamento perturba o solo reduzindo a quantidade de sementes de *Urochloa* spp. nas camadas superiores do solo, mais propícias a emergência de plântulas de gramíneas exóticas. Assim, quanto mais intensivo o preparo do solo, espera-se uma maior redução do banco de sementes de *Urochloa* spp.

Metodologia

A pesquisa foi desenvolvida no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNVC), GO (14°7'2.54" S 47°38'30.36" W), clima do tipo Aw (Köppen), tropical com duas estações bem definidas, inverno seco e verão chuvoso, com precipitação média anual entre 1.200 e 1.600 mm (INMET 2009). O local estudado era uma pastagem abandonada, dominada principalmente por *Urochloa* spp. com solo do tipo latossolo vermelho-amarelo álico (Pellizzaro, *et al.*, 2017).

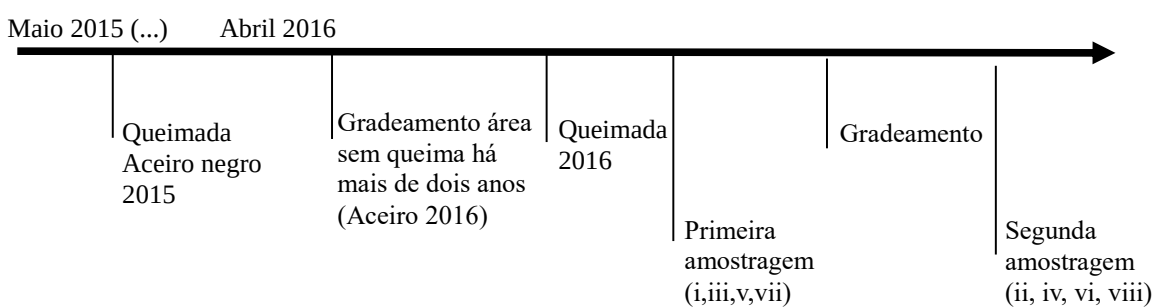
O experimento foi conduzido em uma parte da área que estava sendo preparada para receber, em novembro de 2016, um plantio de restauração e suas imediações, foi escolhido o local de maneira a todos os tratamentos estivessem próximos entre si facilitando a coleta dos solos. Em abril de 2016, foi realizada uma queima na área a ser semeada como parte do preparo do solo para a semeadura e no entorno da área um aceiro com arado foi realizado para que o fogo não se espalhasse para as demais áreas do parque. A área estudada também incluía parte de uma área que tinha sido queimada em maio de 2015 como aceiro negro pela brigada do parque para impedir que no período da seca o fogo se propagasse e grandes incêndios ocorressem.

Esquemáticamente nossa área de estudo era composta por quatro sub-parcelas em que oito tratamentos foram realizados (Figura 1).

O experimento visou caracterizar o banco de sementes em uma área previamente dominada por *Urochloa* spp. em diferentes etapas e formas de preparo do solo para semeadura direta. Foram coletadas amostras de solo para caracterização do banco de sementes em áreas submetidas a oito tratamentos, que representam diferentes combinações de fogo e gradeamento do solo:

- (i) Gradeamento de área sem queima há mais de dois anos para realização de Aceiro – G;
- (ii) Dois gradeamentos de área sem queima há mais de dois anos – 2G;
- (iii) Queima em maio de 2015 para realização de Aceiro negro – Q15;
- (iv) Queima em maio de 2015 + Gradeamento em abril de 2016 – Q15+G;
- (v) Queima em abril de 2016 – Q16;
- (vi) Queima em abril de 2016+ Gradeamento em abril de 2016 – Q16+G;
- (vii) Controle 1 – Áreas que não receberam nenhum tipo e manejo e estão dominadas por *Urochloa* spp.;
- (viii) Controle 2- Áreas que não receberam nenhum tipo e manejo e estão dominadas por *Urochloa* spp.

Abaixo, a linha do tempo ilustra as principais etapas de manejo do solo realizado na área de estudo:



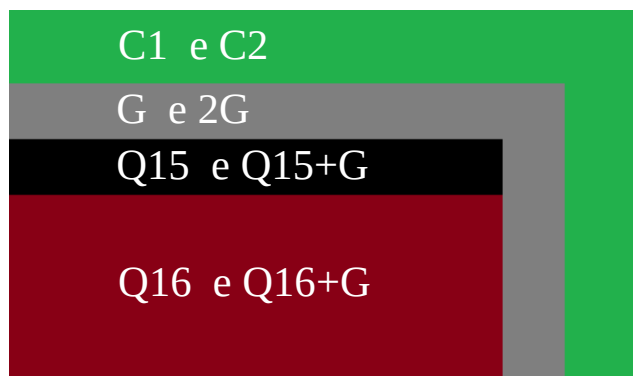


Figura 1. Na área marrom temos parte da área que recebeu o preparo do solo para ser semeada em novembro 2016, que receberam os tratamentos de queima recente e graagem (Q16 e Q16+G), em preto temos a área queimada em 2015 como parte do aceiro negro, e posteriormente gradada (Q15 e Q15+G), a faixa cinza representa a parte do aceiro realizado com grade em volta da área a ser semeada em novembro de 2016 (G e 2G), e em verde a área onde nenhum manejo foi realizado, correspondente aos controles C1 e C2, dominada por *Urochloa* spp.



Figura 2. Coleta das amostras de solo e montagem do experimento em casa de vegetação. Da esquerda para direita: área queimada e gradeada, coleta de uma amostra de solo com uso de suporte metálico de 20x20 cm, amostras de solo dispostas em bandejas em casa de vegetação.

As coletas de solo para caracterização do banco de sementes foram feitas com auxílio de suporte metálico de 20x20 cm em 2 cm de profundidade, sendo 20 amostras aleatoriamente distribuídas coletadas em cada tratamento, num total de 160 amostras. As amostras dos tratamentos ímpares (i, iii, v e vii) foram coletadas em 10 e 11 de abril de 2016, enquanto que as amostras dos tratamentos pares foram coletadas após o gradeamento das áreas (exceto controle) em 22 e 23 de abril de 2016. As amostras controle (tratamentos vii e viii) foram coletadas em áreas dominadas por gramíneas

exóticas invasoras, adjacentes aos demais tratamentos, e que não foram preparadas para plantios de restauração. Estas áreas não foram queimadas por mais de dois anos. A diferença entre os dois tratamentos controle (C1 e C2) é apenas a data de coleta e não o preparo do solo e o objetivo da coleta de solos nestes dois tipos de controle foi considerar possíveis alterações no banco de sementes devido à germinação e/ou deposição de sementes recém-produzidas nos cerca de 10 dias que separaram as coletadas de solo dos demais tratamentos.

As amostras coletadas em campo foram transportadas em sacos plásticos e dispostas em bandejas plásticas de 20 x 30 cm perfuradas para permitir o escoamento da água com uma amostra por bandeja. A cada amostra de solo foi acrescentada quantidade de areia suficiente para cobrir o fundo da bandeja permitindo o escoamento da água sem perda de solo das amostras. As bandejas foram dispostas aleatoriamente em casa de vegetação com irrigação automática duas vezes ao dia pela manhã e anoite.

A cada 15 dias, durante seis meses (maio a outubro de 2016), foram contadas todas as plântulas de *Urochloa* spp. que emergiram em cada bandeja. Nos casos em que houve dúvida de identificação, os indivíduos foram transplantados para outro recipiente até crescerem permitindo a identificação, o solo das amostras foi revolvido sempre que ocorreu declínio da emergência de novas plântulas (após duas semanas sem emergência de plântulas, a partir do terceiro mês de experimento).

Na área de estudo existe uma predominância da espécie *Urochloa decumbens* e a ocorrência de *U. humidicola* e *U. brizantha*, optamos por considerar apenas o gênero na identificação das plântulas em casa de vegetação pela dificuldade de identificar a nível de espécie neste estágio de vida, mas podemos assumir que a maior parte das plântulas é de *U. decumbens*.

Ao final do experimento, as amostras de solo foram peneiradas e as sementes remanescentes foram separadas, e testadas quanto à viabilidade por meio do teste com 2,3,5 trifenil cloreto tetrazólio a 1,0% de concentração por 18 horas, a 30°C (ISTA, 2008). As quantidades de plântulas emergidas nas bandejas foram extrapoladas para a unidade de indivíduos por metro quadrado, para facilitar a compreensão dos resultados.

Para melhor compreender os efeitos do gradeamento na disponibilidade de sementes de *Urochloa* spp. no banco de sementes, comparações foram realizadas primeiramente considerando os três tipos diferentes de preparo de solo antes e depois do gradeamento, ou seja: (i) G vs (ii) 2G; (iii) Q15 vs. (iv) Q15+G e (v) Q16 vs. Q16+G. Os controles (C1 e C2) também foram comparados entre si. Posteriormente todos os tratamentos foram comparados entre si.

Primeiramente testamos as premissas de homocedasticidade e normalidade dos dados com os testes Bartlett e Shapiro-Wilk, respectivamente, como os dados não apresentaram normalidade aplicamos transformações mas a premissa de normalidade continuou sem ser alcançada e por isso passamos para uma abordagem não paramétrica das análises dos dados através do teste não-paramétrico de KruskalWallis ($\alpha=0,05$) e teste a posteriori de Dunn's, para comparar os tratamentos. Todas as análises estatísticas foram realizadas com do programa R (1.0.44) (RStudio Team (2016)).

Resultados

A densidade de sementes de braquiária (*Urochloa* spp.) no banco de sementes do solo variou significativamente entre os diferentes tratamentos ($H=19,3$; $df=7$; $p=0,007$), o tratamento com maior numero de sementes germinadas/m² foi o tratamento de queima recente (Q16), mas praticamente toda germinação deste tratamento ocorreu sincronicamente no início do experimento e depois se manteve reduzida até o final, a realização de uma gradagem não aumentou de maneira significativa a germinação de

sementes nesta área (Q16+G) ($p=0.0635$) mas foi o segundo maior número de sementes germinadas/m² de braquiária (Figura 3, Tabela1).

Em todos os tratamentos com uma gradagem, a emergência foi alta. A realização de uma gradagem (Q15+G) aumentou significativamente a quantidade de sementes germinadas/m² da área queimada no ano anterior (Q15) ($p=0.0046$). O tratamento com uma gradagem na área sem queima há mais de dois anos (G) também resultou em elevada emergência de plântulas de braquiária, mas a segunda gradagem nesta área (2G) reduziu significativamente o número de sementes germinadas/m² ($p = 0,0016$). Os controles (C1 e C2) não apresentaram diferença significativa entre si no número de sementes germinadas/m² ($p= 0,2893$) (Figura 3, Tabela 1).

Gradear uma vez (G), aumentou significativamente a emergência de braquiária em relação ao controle C2 ($p= 0,0296$), ao tratamento Q15 ($p= 0,0018$) e ao tratamento Q16 ($p= 0,0434$). A segunda gradagem (2G) reduziu significativamente o número de sementes germinadas/m² em relação aos tratamentos Q15+G ($p= 0,0042$) e Q16+G ($p =0,0029$), a emergência de braquiária também foi significativamente menor no tratamento Q15 em relação ao tratamento Q16+G ($p=0,0021$). Apesar do tratamento Q16 ter apresentado maior densidade total de sementes germinadas/m² sua germinação não diferiu significativamente da maior parte dos demais tratamentos (2G, Q15, Q15+G, Q16+G, C1, C2) e foi significativamente menor que G. Nenhum tratamento foi significativamente diferente do Controle 1 (Figura 3).

As sementes de braquiária (*Urochloa* spp.) no tratamento Q16 concentraram praticamente toda germinação no intervalo entre a segunda e a quarta semana após a instalação do experimento, após isso, a germinação permaneceu reduzida até o final do experimento. Nos demais tratamentos a germinação foi maior nas primeiras semanas após a instalação do experimento e depois ficou reduzida havendo um pequeno pico de

emergência por volta da 18ª semana do experimento, após revolvimento do solo (Figura 4). Em todos os tratamentos, um número considerável de sementes de *Urochloa* spp. permaneceu remanescente no solo, mas em nenhum tratamento a viabilidade chegou a 10% do número de sementes presentes no solo há no mínimo seis meses, que foi o tempo do experimento (Tabela 1).

Além da braquiária outras espécies de gramíneas germinaram do banco de sementes, elas foram classificadas pelo grupo funcional como exóticas ou nativas, mas não foram identificadas em nível de espécie e o número de sementes germinadas/m² não foram incluídas neste estudo, nenhuma plântula de espécies lenhosas foi observada neste estudo.

Tabela 1. Número de sementes germinadas/m² em casa de vegetação após seis meses de experimento e número sementes remanescentes no solo/m², em cada tratamento, e a viabilidade das sementes em porcentagem aferida por teste com 2,3,5 trifetil cloreto tetrazólio. Tratamentos: G= Gradeamento de área sem queima há mais de dois anos, 2G= Dois gradeamentos de área sem queima há mais de dois anos, Q15= Queima em 2015, Q15+G= Queima em 2015 + Gradeamento em abril de 2016 – Q15+G, Q16= Queima em abril de 2016, Q16+G= Queima em abril de 2016+ Gradeamento em abril de 2016, C1= Controle 1, C2= Controle 2.

Tratamento	n° sementes germinadas/m ² ±DP	n° sementes remanescentes/m ² ±DP	Viabilidade (%)
G	56±5,0	166±10,5	3
2G	9±1,5	84±5,1	4
Q15	10±1,8	59±2,6	4
Q15+G	35±2,1	89±3,3	8
Q16	100±22,8	774±51,9	0
Q16+G	65±7,3	209±8,8	1
C1	28±2,8	288±20,6	0
C2	21±2,6	110±6,2	1

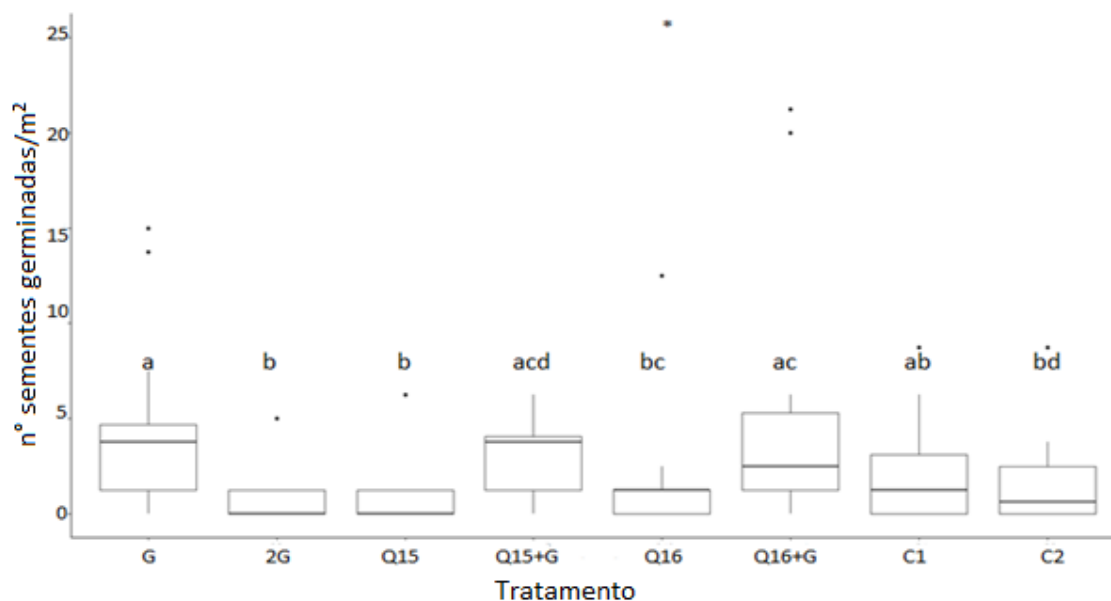


Figura 3. Número de sementes de braquiária (*Urochloa* spp.) germinadas do banco de semente do solo/m² após diferentes preparos do solo (oito tratamentos) durante seis meses de experimento em casa de vegetação. Letras representam as diferenças significativas baseadas no teste a posteriori de Dunn's. (*= Valor de y fora da escala do gráfico).

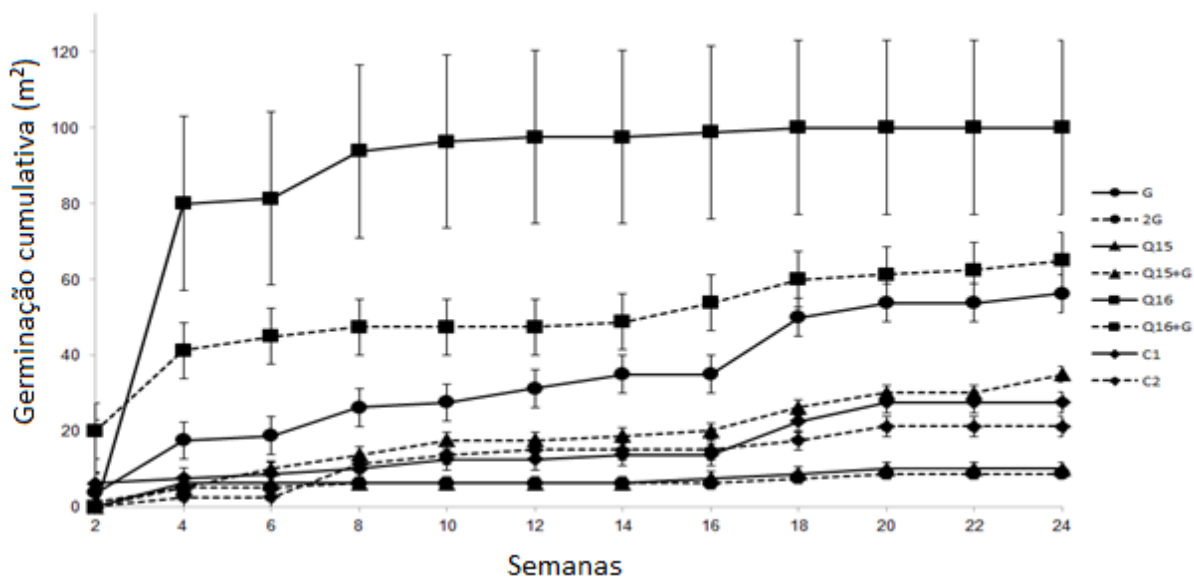


Figura 4. Número de sementes germinadas/m² e desvio padrão em oito tratamentos de preparo do solo associando fogo e gradeamento, durante seis meses em casa de vegetação.

Discussão

A densidade de plântulas de braquiária variou de $9\pm 1,5$ a $100\pm 22,8$ sementes germinadas/m², dependendo do tratamento. Em área de floresta secundária há 20 anos em processo de regeneração natural, degradada por mineração e pastagem, o banco de sementes de *Urochloa decumbens* foi de 163,55 sementes germinadas/m² (Martins *et al.*, 2008). Em área de propriedade rural a densidade de braquiária no banco de sementes do solo variou de 1.192,8 sementes germinadas/m² em pasto formado por braquiária até 28,8 sementes germinadas/m² em mata conservada (Calegari *et al.*, 2013).

O tratamento de queima recente (Q16) foi o que apresentou maior densidade de sementes germinadas/m² do banco do solo, mas praticamente toda germinação se concentrou no início do experimento em um único pulso de germinação e durante o resto do experimento a germinação foi baixa. Isto indica que o fogo pode estimular a germinação de sementes imediatamente após sua passagem. O efeito do fogo sobre o banco de sementes do solo foi abordado por alguns estudos que encontraram incremento na germinação de várias espécies, tanto de gramíneas quanto de arbóreas, com o aquecimento do solo e exposição a fumaça, o que estaria relacionado com a quebra de dormência existente nas sementes (Williams *et al.*, 2005; Clark & French, 2005, Moreira *et al.*, 2010). Mas o resultado do fogo sobre o banco de sementes parece variar bastante. Thomas *et al.* (2007) encontraram efeito negativo do choque térmico e positivo da fumaça sobre a germinação das sementes de diversas espécies de arbustos na Austrália. De maneira geral, altas temperaturas e fumaça não quebraram a dormência das sementes e também não estimularam a germinação das espécies do estrato herbáceo de savanas e campos brasileiros, mas as espécies se mostraram tolerantes as altas temperaturas (Fichino *et al.*, 2016; Overbeck *et al.*, 2006; Le Stradic *et al.*, 2015; Paredes, 2016).

Paredes (2016) encontrou que *Urochloa decumbens* não apresentou germinação para temperaturas superiores a 90°C, com redução na germinação de $35 \pm 4\%$ para $25 \pm 4\%$ e $14 \pm 1\%$ após 2 e 5 min de exposição a 90°C. Em estudo com objetivo de verificar os efeitos de tratamentos térmicos sobre a dormência de sementes de *Urochloa brizantha*, os tratamentos térmicos a cima de 70°C reduziram a porcentagem de sementes dormentes (Martins & Silva, 2001; Lacerda *et al.*, 2010). O fogo como instrumento de manejo não eliminou as sementes presentes no banco de *Melinis multiflora* (capim-gordura) no Parque Nacional de Brasília (Martins *et al.*, 2011).

Mesmo existindo um efeito do fogo sobre a quebra de dormência da semente, o solo é um excelente isolante térmico e as temperaturas alcançadas no solo durante as queimadas são rapidamente reduzidas com a profundidade. A temperatura da superfície do solo durante o fogo em savana Venezuelana foi de 198 a 232°C e a 5mm de profundidade entre 101 e 111°C (Silva *et al.*, 1990), já em profundidade de um cm a temperatura cai para 55°C (Miranda *et al.*, 1993), portanto as temperaturas tanto letais ou que causam algum estímulo na germinação ficam restritas a superfície e aos primeiros milímetros do solo.

Os resultados encontrados mostraram que uma gradagem (G) aumentou a emergência de plântulas em relação ao controle (C2), a segunda gradagem (2G), a área queimada em 2015 (Q15) e 2016 (Q16) e ao Controle 2. A segunda gradagem 2G reduziu significativamente o número de sementes germinadas/m² em relação aos tratamentos com uma gradagem (G, Q15+G, Q16+G). Poucos estudos abordam o controle de espécies exóticas africanas introduzidas como forrageiras (Matos & Pivello, 2009; Martins *et al.*, 2007; Petenon & Pivello, 2008). A maior parte dos estudos sobre estas espécies visa aumento de produtividade destas espécies, mas alguns estudos apontam que o revolvimento do solo possui desvantagem por estimular a disseminação dessas

espécies ao expor se banco de sementes que exposto a luminosidade aumentam a emergência de novas plântulas (Pivello, 2011). Mas, o revolvimento do solo em que as sementes são posicionadas em maior profundidade permite maior controle das espécies daninhas, principalmente porque *U. brizantha* e *U. decumbens* apresentam reprodução por sementes e sua emergência é reduzida consideravelmente a profundidades maiores do que 9 cm no solo. Portanto, o revolvimento do solo repetidamente com incorporação das sementes a profundidades em que não ocorre a emergência de plântulas pode ser uma alternativa de controle dessas espécies (Ikeda *et al.*, 2013), provavelmente por isso uma segunda gradagem se mostrou eficiente na redução da emergência de plântulas de braquiária.

A emergência das plântulas para todos os tratamentos se concentrou principalmente nas primeiras semanas após a instalação do experimento, com novo pulso de germinação após revolvimento das amostras de solo. Paredes (2016) encontrou tempo médio de germinação em para sementes de *U. decumbens*, em placa de Petri, variando de $5,8 \pm 0,3$ dias no controle a $7,2 \pm 1,6$ dias após aquecimento de 90°C por 5 min. Em estudo com cultivares do gênero *Urochloa* spp. Ikeda *et al.* (2013) encontraram diferença entre profundidades em que se encontravam as sementes para as curvas de emergência diária acumulada das plântulas, variando de 12 a 28 dias. Pacheco *et al.* (2010), encontraram, para três espécies de *Urochloa*, tempo de emergência entre 7,25 e 12,25 dias dependendo da profundidade da semente no solo, mas este havia sido peneirado o que poderia facilitar a emergência das plântulas.

Apesar de uma elevada quantidade de sementes inteiras remanescentes no solo, a viabilidade das sementes em todos os tratamentos foi muito baixa, não chegando a 10%, apesar de o experimento ter durado aproximadamente seis meses as sementes podem ter diversas idades e terem sido incorporadas em momentos distintos ao banco de sementes

do solo. Principalmente devido ao revolvimento do solo, que pode tanto trazer sementes de maiores profundidades para superfície quanto as enterrarem em maiores profundidades.

A longevidade de sementes no solo varia entre espécies, características das sementes, profundidade, tipo de solo e condições climáticas (Carmona, 1992). Sementes de *U. decumbens* e *U. brizantha* sobrevivem armazenadas por períodos de pelo menos 20 e 16 meses, respectivamente, com porcentagem de germinação média para *U. decumbens* de 13,8% e *U. brizantha* de 23% (Usberti, 1990; Câmara & Stacciarini-Seraphin, 2002).

O processo de decisão do manejo de gramíneas exóticas invasoras em UCs no Cerrado tem subestimado o avanço das invasões biológicas por estas espécies. Muitas recomendações técnicas ainda estão limitadas a ações de diagnóstico e monitoramento e pouco se tem feito para combater o avanço das invasões (Horowitz *et al.*, 2013; Ziller & De Sá Dechoum, 2013, Matos & Pivello, 2009). Estudos e experimentos que apontem técnicas eficazes no controle das gramíneas exóticas invasoras são praticamente inexistentes, e a maioria dos estudos realizados com espécies forrageiras no Brasil ainda é com enfoque econômico visando aumento de produtividade (Pivello, 2011). Neste trabalho, a segunda gradagem (2G) reduziu significativamente o número de sementes germinadas/m² em relação a uma gradagem (G), uma gradagem (Q15+G) aumentou significativamente o número de sementes emergidas/m². Em área que não tinha sido previamente revolvida (Q15) uma gradagem (Q16+G) aumentou, ainda que não significativamente o número de sementes emergidas/m² em relação à área recentemente queimada (Q16). Comparando os tratamentos par a par chegamos à conclusão que uma gradagem aumenta o número de sementes emergidas/m² e a segunda gradagem reduz número de sementes emergidas/m², provavelmente enterrando as sementes do banco do

solo em profundidades maiores. O caso mais surpreendente foi o do tratamento Q16 que apesar da maior densidade de plântulas emergidas, apresentou uma das menores medianas. A germinação das sementes neste tratamento se concentrou em um curto período de tempo reduzindo drasticamente após isso. O que indica um efeito do fogo sobre a germinação logo após a queimada mas de curta duração, demonstrando que o fogo, pode contribuir para o esgotamento do banco de sementes do solo ao estimularem a germinação de sementes, mas provavelmente apenas uma aplicação destes tratamentos não é eficiente no manejo de gramíneas exóticas, devendo ser associado a outras técnicas. Aqui sugerimos a aplicação gradagem pelo menos duas vezes pois se mostrou significativamente mais eficiente que a realização de apenas uma gradagem na redução de sementes emergidas de gramíneas exóticas invasoras do banco de sementes do solo

A remoção mecânica dos indivíduos de gramíneas invasoras unicamente por arranquio manual e utilização de maquinários como arado e gradagem possuem elevada demanda por mão de obra. Provocam o revolvimento do solo, podendo estimular ainda mais a disseminação das gramíneas invasoras, não sendo indicados para grandes áreas, também apresentando custos elevados (Wittenberg & Cock, 2001). O Fogo tem sido utilizado em muitas partes do mundo como parte de estratégias de controle de plantas exóticas invasoras, principalmente associado a outros métodos como mecânicos e químicos (Brooks & Lusk, 2008). O fogo pode ser usado para destruir sementes antes de se tornarem viáveis ou dispersarem, reduzir a biomassa das gramíneas facilitando acesso para um posterior tratamento mecânico, e também causar a depleção do banco de sementes pelo estímulo a germinação (DiTomaso *et al.*, 2006). Portanto, o fogo pode auxiliar que a realização do manejo seja mais efetivo para o controle da braquiária.

Recomendamos através deste estudo o manejo integrado das gramíneas exótica combinando fogo e gradeamento repetido no mínimo duas vezes antes do plantio de

restauração ecológica, pois, quanto mais intensivo o preparo do solo, espera-se uma maior redução do banco de sementes de *Urochloa* spp.

Também recomendamos que mais estudos acerca deste tema e com maior período de tempo sejam realizados com objetivo de entender melhor o efeito do fogo e outras técnicas de manejo de maneira integrada para se chegar a recomendações mais precisas da quantidade de manejo adequado que propicie maior controle sobre as espécies exóticas invasoras e sucesso da restauração.

Capítulo 2

Efeitos do fogo em plântulas de espécies lenhosas do Cerrado

Introdução

O fogo é um fenômeno natural recorrente em savanas que atua na composição, estrutura e dinâmica desses ecossistemas (Frost, 1984; Glasspool *et al.*, 2004; Pausas & Keeley, 2009; Pausas, 2015), sendo um dos principais fatores evolutivos nesses ambientes, o fogo possibilitou a evolução de adaptações comuns a diferentes linhagens de plantas (Frost, 1984; Simon *et al.*, 2009; Simon & Pennington, 2012; Pausas, 2015; Pausas & Keeley, 2009; Bond & Keeley, 2005; Bowman *et al.*, 2009). O armazenamento de carboidratos em órgãos subterrâneos, a capacidade de rebrotar, o espessamento da casca e o maior investimento no desenvolvimento de raízes em relação a parte aérea, permitem a persistência de plântulas arbóreas em ambientes pirofíticos e sazonais como as savanas (Oliveira & Silva, 1993; Hoffmann, 1998; Gignoux *et al.*, 1997; Hoffmann & Solbrig, 2003; Hoffmann *et al.*, 2003). Estas características são resultantes de trade-off entre sobrevivência e crescimento nos estágios iniciais de desenvolvimento, permitindo a persistência de plântulas arbóreas em áreas com regimes de queimadas frequentes (Salazar & Goldstein, 2014; Bond & Midgley, 2001).

As diferentes espécies de savanas variam muito em sua sensibilidade a queimadas, a capacidade de rebrota depende muito do estágio de vida das plantas e severidade do distúrbio (Bond & Midgley, 2001). Sob queimadas frequentes o sucesso reprodutivo de árvores de savanas dependem muito da reprodução vegetativa (Hoffmann, 1998; Salazar & Goldstein, 2014; Setterfield, 2002). Atualmente, a frequência do fogo no Cerrado ocorre tipicamente em intervalos que variam de um a quatro anos (Coutinho, 1882;1990) e espécies sem habilidade de rebrota possuem pouca capacidade de se estabelecer (Hoffmann, 1998; 1999; Setterfield, 2002).

A passagem do fogo provoca redução do tamanho e aumento de mortalidade de indivíduos arbóreos em estágios iniciais de desenvolvimento (Hoffmann, 1996; 1999; Matos, 1994). O recrutamento de plântulas de árvores para os estágios de desenvolvimento seguintes varia com a taxa de crescimento da plântula. O fogo pode causar a perda total ou parcial da parte aérea (topkill) do indivíduo, mantendo os indivíduos em classes de tamanhos reduzidos por muitos anos, rebrotando a partir de órgãos subterrâneos até que a planta cresça acima da zona das chamas em intervalos entre queimadas (Wakeling *et al.*, 2010; Higgins *et al.*, 2000; Bond, 2008; Wakeling & Bond, 2011). Neste trabalho denominamos plântulas, indivíduos em classes de tamanhos inferiores ao estrato herbáceo que podem ter diferentes idades, que não dependem de reserva de energia da semente e que podem ter perdido a parte aérea diversas vezes.

Uma boa parte dos estudos sobre efeito do fogo na sobrevivência e crescimento de plântulas de espécies lenhosas de savanas foi feita com plantas que foram queimadas na primeira estação seca após germinação (Oliveira & Silva, 1993; Hoffmann, 2000; Matos, 1994; Lahoreau *et al.*, 2008), mas também foram avaliados indivíduos de idade indeterminada mas nas mesmas classes de altura que plântulas recém germinadas (Matos, 1994) e indivíduos provenientes de mudas transplantadas para o campo (Braz *et al.*, 2000). Em geral, a resposta ao fogo depende da espécie estudada (Oliveira & Silva, 1993; Braz *et al.*, 2000; Hoffmann, 2000; Matos, 1994; Lahoreau *et al.*, 2008). A presença de estruturas de armazenamento subterrâneas permite que os indivíduos rebrotem e sobrevivam após o fogo (Oliveira & Silva, 1993). De maneira geral, a probabilidade de sobreviver está positivamente relacionada com a massa da semente, mesmo após o esgotamento das reservas da semente quanto maior o tamanho da semente, maior a sobrevivência das plântulas (Lahoreau *et al.*, 2008). A sobrevivência

de plântulas varia dentro da mesma espécie dependendo do estágio de desenvolvimento das plantas, indivíduos maiores são mais resistentes a queimadas (Matos, 1994).

O ambiente de ocorrência característico das espécies influencia a resposta das plantas ao fogo. No Cerrado, espécies de mata, apesar de conseguirem se estabelecer, apresentam taxa de crescimento reduzida e menor capacidade de sobreviver ao fogo quando comparadas a espécies características de fisionomias savânicas e campestres, provavelmente por possuir uma estratégia mais voltada ao crescimento que a sobrevivência, enquanto espécies de savanas investem mais em reservas subterrâneas (Hoffmann, 2000; Rossato *et al.*, 2013; Hoffmann *et al.*, 2009; 2012; Geiger *et al.*, 2011).

A capacidade de resistir a queimadas é uma característica essencial para a sobrevivência de plântulas em ambientes pirofíticos. As espécies de mata têm menor possibilidade de prosperar nesses ambientes devido à maior sensibilidade ao estresse ambiental e também a ocorrência frequente do fogo (Hoffmann, 2000). Viani *et al.* (2011) em estudos com plântulas de espécies de mata e cerrado, verificaram que a disponibilidade de nutrientes isoladamente não exclui as espécies de mata das áreas savânicas. Plântulas de floresta e savanas também respondem de maneira diferente a cobertura vegetal, sendo as plântulas de floresta mais dependentes de cobertura para seu estabelecimento do que espécies de savana (Hoffmann, 2000; Hoffmann *et al.*, 2004).

Em trabalhos de efeito do fogo sobre a vegetação arbórea de savanas raramente se tem conhecimento da idade das plantas atingidas, existindo pouco conhecimento do impacto do fogo sobre as diferentes fases de desenvolvimento das espécies presentes. Em restauração ecológica esta é uma informação importante para determinar o tempo necessário de exclusão do fogo que permite o desenvolvimento dos indivíduos introduzidos e o sucesso da restauração. Este trabalho tem como objetivo analisar os

efeitos da passagem do fogo sobre a sobrevivência e crescimento de plântulas de espécies lenhosas do Cerrado com idades conhecidas. Nossas hipóteses são que: (i) Existem variações na capacidade de sobrevivência ao fogo de plântulas entre espécies e de acordo com a idade das plântulas; (ii) O fogo reduz o crescimento das plântulas de espécies lenhosas do Cerrado; (iii) A espécie será mais determinante que a idade das plântulas para resistência das plântulas à passagem do fogo.

Metodologia

O estudo foi realizado em duas áreas em processo de restauração ecológica, situadas em Unidades de Conservação (UCs), a Reserva Biológica da Contagem (RBC), DF (15°38'57.84" S 47°51'52.42" W), e Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNVC), GO (14°7'2.54" S 47°38'30.36" W) (Pelizzaro *et al.*, 2017). O clima é do tipo Aw (Köppen), tropical com duas estações bem definidas, inverno seco e verão chuvoso, com precipitação média anual entre 1.200 e 1.600 mm (INMET 2009).

O local estudado na RBC era uma área invadida por gramíneas exóticas abandonada há cerca de 10 anos, dominada principalmente por capim andropogon (*Andropogon gayanus*) e braquiária (*Urochloa decumbens* e *Urochloa brizantha*), que anteriormente tinha sido ocupada por cultivo de soja. O local estudado no PNCV, era uma pastagem abandonada também há cerca de 20 anos, dominada principalmente por braquiária (*U. decumbens*, *U. brizantha* e *U. humidicola*) (Pelizzaro *et al.*, 2017).

Em novembro de 2012, foi realizado um experimento de semeadura direta para restauração ecológica em ambas as áreas, utilizando espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas nativas do Cerrado coletadas no entorno e dentro das UCs. As semeaduras foram realizadas em linhas com densidade média de 1,8 sementes/m² por espécie, na RBC foram semeadas 20 espécies, sendo 9 arbóreas, e no PNCV foi semeada 26

espécies sendo 12 arbóreas. O plantio foi realizado em três áreas de 1 hectare (Bloco) para cada UC (Figura 1). Na RBC dentro de cada Bloco, três parcelas com plantio em linhas, em que cada parcela possuía quatro linhas de 30 m de comprimento por 2 m de largura, separadas entre si por 2 m, para o PNCV, cada bloco possuía 5 linhas de 100 m de comprimento por 2 m de largura (Figura 2). A área total plantada foi de 1,17 ha na RBC e 1,8 ha no PNVC.



Figura 1. Localização dos Blocos (B) de 100x100 m semeadas em novembro de 2012 na RBC (esquerda) e PNVC (direita) delimitados por linha vermelha. Na RBC no final de abril de 2014 ocorreu um incêndio que atingiu todo o B1 e B2 (Q) e no PNVC em julho de 2015 foi realizada uma queima experimental em parte da área do B1 (Q).

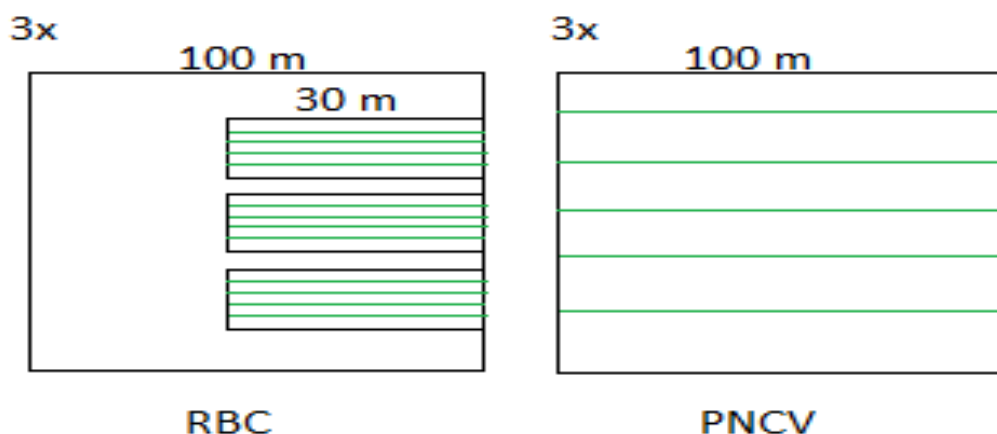


Figura 2. Desenho experimental dos experimentos de semeadura direta realizados na RBC e PNVC. Cada bloco experimental foi repetido 3 vezes em cada UC. Nas linhas de plantio a sementeira foi feita ao longo das linhas. Na RBC cada bloco possuía três parcelas com quatro linha de plantio de 30 m de comprimento e 2 m de largura. No PNVC cada bloco possuía cinco linhas de plantio de 100 m de comprimento e 2 m de largura.

Amostramos na RBC todos os indivíduos presentes em todas as linhas nos três blocos de plantio e no PNCV a amostragem foi feita apenas nas três primeiras linhas de cada bloco do plantio onde eram amostradas todas as plantas presentes nos dois primeiros metros a cada dez metros das linhas de plantio, seguindo metodologia previamente adotada para essa área, já para a linha onde seria realizada a queima experimental todas as plantas presentes foram amostradas. A sobrevivência e o crescimento dos indivíduos que germinaram foram acompanhados por medição da altura e diâmetro basal das plantas, sendo que todos os indivíduos foram mapeados ao longo das linhas de plantio por coordenadas x-y com trena. No fim de abril de 2014, ao final do segundo período chuvoso após a semeadura, houve um incêndio na RBC que queimou grande parte do plantio de 2012, as áreas atingidas foram o Bloco 1 e o Bloco 2 onde todas as linhas de plantio foram queimadas, enquanto que o Bloco 3 não foi atingido pelo fogo. Aproximadamente um ano após o incêndio, em maio de 2015, uma nova amostragem foi realizada na RBC em todas as linhas de plantio, quando foram registradas a sobrevivência, altura e diâmetro de todos os indivíduos de espécies lenhosas plantados em novembro 2012.

No PNCV, em julho de 2015, foi realizada amostragem dos indivíduos de espécies lenhosas presentes, onde foram registradas a sobrevivência, altura e diâmetro basal, seguido de uma queima experimental em parte dos indivíduos do plantio de 2012. A queima foi realizada em julho de 2015, no final da tarde para garantir a segurança da queima. A queima foi realizada a partir de duas linhas de fogo iniciadas com pinga fogo, a uma distância mínima de 5 metros das plântulas. A forma de execução desta queima garantiu a segurança da queima, e permitiu que as plântulas tivessem sido atingidas pelas chamas em propagação e não pelas chamas iniciadas pelo pinga fogo. Todas as plantas foram atingidas pela queima e a maior parte delas (exceto algumas plântulas de

T. vulgaris com tamanhos médio de $59,30 \pm 21,26$ cm, ver resultados) perdeu completamente a parte aérea. Desta forma, esta queima experimental provocou o maior impacto possível sobre as plântulas, resultado na perda total da parte aérea (topkil) de praticamente todas elas. Em junho 2016, foi realizada nova amostragem e coletados dados das alturas e diâmetro basal dos indivíduos de espécies lenhosas. Para verificar efeitos do fogo sobre a sobrevivência e altura após o fogo foram acompanhados 2.335 indivíduos na RBC e 949 no PNCV.

As análises de efeitos do fogo na sobrevivência e altura após o fogo das espécies de plântulas arbóreas do Cerrado foram realizadas através de modelos lineares generalizados (GLM's), as variáveis respostas foram respectivamente a sobrevivência ao fogo, e a altura na segunda amostragem, sendo realizado uma regressão logística para a sobrevivência e modelo linear para os dados de altura que foram transformados na base logarítmica para alcançar a premissa de normalidade (Zuur *et al.*, 2009; Crawley, 2013). As variáveis respostas foram, para os dois casos, o tratamento (queimado e controle), a altura na primeira amostragem, a espécie e a idade das plantas no momento da queima (2 e 3 anos).

Algumas espécies não possuíam indivíduos nas duas áreas estudadas, neste caso, as análises foram separadas em dois grupos correspondentes às idades dos indivíduos, isto foi feito com objetivo de neutralizar o efeito da idade e evitar que isso causasse ruídos nos modelos, neste caso a idade não entrou como variável resposta.

Foi realizada seleção de modelos através do critério de Akaike (AIC) para encontrar o modelo que melhor explicava a sobrevivência e crescimento das espécies lenhosas avaliadas, o teste de Tukey foi realizado para avaliar o contraste entre as variáveis categóricas, o efeito da queimada para cada espécie e efeito da idade para cada

espécie e tratamento. As análises foram realizadas no programa R (1.0.44) (RStudio Team (2016)).

Tabelas com características das espécies estudadas foram construídas a partir de dados da literatura para permitir a comparação entre os atributos das espécies, auxiliando no entendimento dos resultados encontrados (Tabela 1, 2).

Tabela1. Características das espécies estudadas. Legenda: Disp.= Dispersão (anemo= anemocórica, zoo= zoocórica, auto= autocórica, baro= barocórica), Tam. Sem.= Tamanho da semente, Quant. sem/kg= quantidade de semente/kg, n°sem= número de sementes, Flor= floração, Frut= frutificação, Germ= germinação, Long. Sem. = Longevidade da semente, Banco de sem perm = banco de sementes permanente (>12 meses), Nat. sem= Natureza da semente (ort= ortodoxa, rec= recalcitrante) Taxa germ=taxa de germinação.

Espécie	Nome comum	Família	Disp.	Flor.	Frut.	Tam Sem (cm)	Quant sem/ kg	Tipo de fruto	n° sem	Germ (dias)	Long sem	Banco sem perm	Nat sem	Taxa germ
<i>Aldama bracteata</i> (Gardner) E. E. Schill. & Panero (1848)	Margarida	Asteraceae	anemo	mar-jun	mar-jun	-	12.500	aquênio seco	-	-	-	-	-	50-95%
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. (1824)	Perobinha	Apocynaceae	anemo	jul-out	ago-out	3,5-5	2.100	folículo seco	4 a 8	15-25	seis meses (ambiente) / até dois anos (câmara fria)	não	rec	>50%
<i>Buchenavia capitata</i> Eichler (1866)	Mirindiba	Combretaceae	zoo	set-jan	abr-ago	até 1,2	900	drupa	1	42-70	6 a 7 meses	não	orto	33-62%
<i>Dipteryx alata</i> Voguel (1837)	Baru	Fabaceae	auto, zoo e bar	out-mai	jan-mar	até 3	600 a 840	drupa	1	13-60	3 a 4 anos em campo/ até 1 ano armazenadas	sim	orto	30 a 95%, maior após quebra de dormência
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong (1893)	Tamboril	Fabaceae	zoo	set-nov	maio-out	1-1,5	3.600 a 7.500	legume	15 a 25	4 a 60	1-9 anos	sim	orto	baixa, 2-25%

<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less. (1824)	Candeia	Asteraceae	anemo	set- nov	quase simult a flor.	até 0,3	400.000	aquênio seco	1	30-40	< 3 meses	não	orto	12%
<i>Eugenia dysenterica</i> DC. (1828)	Cagaita	Myrtaceae	zoo	ago- set	out-nov	1,11	1300- 1600	baga	1-4	10-70	175 dias	não	rec	em geral baixa, mas pode chegar até 92%, depende da porcentagem de agua da semente
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>Stilbocarpa</i> Y. T. Lee & Langenh (1874)	Jatobá	Fabaceae	baro e zoo	set – abril	abril- dez	até 2	275	legume lenhoso	2 a 8	12-80, lenta em condiçõe s naturais (sem tratament o adequado até 10 meses)	4 meses a 2 anos	Sim	orto	30-98%, geralmente baixa, mas almenta com tratamento das sementes
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.)A.DC. (1845)	Caroba	Bignoniaceae	anemo	ago- jan	-	-	16.600	cápsula lenhosa, elíptica seca oboval achatada	1	7-30	6 meses a 2 anos	-	orto	74%

<i>Magonia pubescens</i> A. St. Hil. (1824)	Tingui	Sapindaceae	anemo	julho-set	ago-nov	0,4-0,5 cm	450 a 550	cápsula loculicida a seco	por volta de 12	7-35	> 90 dias	-	orto	60 a 96%
<i>Machaerium opacum</i> Vogel (1837)	Jacarandá-cascudo	Fabaceae	anemo	jul-jan	a partir de abril	até 8	1600	sâmara alada seca	1	21-35	30 dias	-	orto	até 50% com tratamento das sementes, 3.05 ± 3.63 em campo sem tratamento das sementes
<i>Mimosa clausenii</i> Benth. (1842)	Mimosa	Fabaceae	anemo e zoo	jan-set	abr-dez	0,3-0,8	27000	antrocarpáceo seco	7 a 14	6-10	> 3 meses	não	-	até 98% com escarificação das sementes, por volta de 30% sem tratamento
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão (1862)	Aroeira	Anacardiaceae	anemo	jul-set	set-out	0,3-0,4	46.000-65.000	drupa globosa	1	4-40	1-2 anos	não	orto	60-80% em campo
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. (1841)	Vinhatico	Fabaceae	anemo	ago-nov	ago-dez	0,63-0,94	15.000-33.200	legume seco alado	7 a 12	6-45	4-7 meses	-	orto	20- 94%

<i>Tachigali vulgaris</i> L.G. Silva & H.C.Lima (2007)	Carvoeiro	Fabaceae	anemo	jul-jan	ago-out	até 1	11.500	criptosâmara seco	1	10- 60, até 6 meses sem tratamento	30 dias ao natural, até 4 anos em camara fria	sim	orto	entre 39%-50%
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil. (1833)	Lobeira	Solanaceae	zoo e bar	ano todo	mar-jul	até 2	27.800-65.700	baga	muitas	20-28	7,2 meses	não	orto	até 85% sem. escarificadas, 25.28 ± 25.27% em campo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> Glassman (1968)	Jerivá	Arecaceae	zoo	nov-fev	todo o ano, pico entre fev-ago	1,6-2,4	140	drupa	1	100-150	5 a 7 meses	não	rec	50-79%
<i>Terminalia argentea</i> Mart. (1824)	Capitão-do-campo	Combretaceae	anemo	jul-set	jul-nov	até 1,2	2.800	folículo seco	1	13-70	> 8 meses	-	orto	até 70%
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex A.DC.) Cogn. (1885)	Quaresmeira	Melastomataceae	anemo	jun-out	jul-fev	muito pequenas	5 milhões	capsula	muitas	70-80	alta longevidade	sim	orto	30-53%

<i>Zeyheria montana</i> Mart. (1826)	Bolsinha-de-pastor	Bignoniaceae	anemo	abr-ago	jun- out	1,29 (± 0,12)	18.500- 27.739	cápsula alada seca	muitas	2-9	3 dias	-	-	> 90% com escarificação e 30% em sem. intactas
---	--------------------	--------------	-------	---------	----------	---------------------	-------------------	--------------------------	--------	-----	--------	---	---	---

Tabela 2. Características das espécies estudadas. Estrato: subarbu= subarbusto, arbó= arbóreo, arbu= arbusto, Formação vegetal predominante: sav=savana, cam= campo, flor=forestas, grupo sucessional: clímax, sec.= secundária, pion= pioneira.

Espécie	Estrato	Formação	Grupo sucessional	Altura da planta (m)	Fitofisionomia	Crescimento
<i>Aldama bracteata</i> (Gardner) E. E. Schill. &Panero (1848)	subarbu	sav e cam	-	0,4-2	cerrado ss, campo limpo, campo sujo, campo úmido	-
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. (1824)	arbó	flor e sav	Clímax	5-8	cerrado ss, cerradão e mata seca	lento, não ultrapassando 2,5 metros aos 2 anos
<i>Buchenavia capitata</i> Eichler (1866)	arbó	cam e flor	sec. Inicial	13-26	cerradão, mata semidecídua , campo cerrado , mata ciliar, mata de galeria, mata seca	0,6 m/ano
<i>Dipteryx alata</i> Voguel (1837)	arbó	flor e sav	sec. inicial a tardia	15-25	cerrado ss, cerradão mesot. e matas secas	mais rapido nos primeiros 45 dias, chegando a 16 cm
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong (1893)	arbó	Flor	pion./ sec. Inicial	10-40	floresta pluvial, semidecidual, e latifoliada	rápido, pode alcançar 4 m de altura em 2 anos
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less. (1824)	arbó	flor, sav e cam	pion.	2-10	campo cerrado e sujo, cerrado ss, cerradão e bordas de matas de galeria	crescimento rápido em viveiro (25 a 40 cm de altura com 4 a 6 meses de idade). Em campo, crescimento mais lento (6.8 ± 6.5 cm no 1° ano e 14.4 ± 5.3 cm no 2° ano)

<i>Eugenia dysenterica</i> DC. (1828)	arbó	flor e sav	sec. a climax exigente de luz	4-8	cerrado ss e cerradão	lento
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>Stilbocarpa</i> Y. T. Lee & Langenh (1874)	arbó	Flor	sec. tardia a climax exigente de luz	10-25	floresta ombrífila densa, estacional semidecidual e decidual, cerradão, mata ciliar	lento a moderado
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.)A.DC. (1845)	arbó	flor, sav e cam	pion.	até 20	borda de mata de galeria, cerradão, cerrado ss, campo sujo, campo rupestre, savanas amazônicas	rápido
<i>Magonia pubescens</i> A. St. Hil. (1824)	arbó	flor e sav	pion.	5-16	cerrado ss, cerradão e mata seca	lento a moderado, em campo altura de 7.5 ± 5.0 cm no 1° ano, 9.9 ± 6.2 cm no 2° ano e 13.9 ± 4.6 cm no 3° ano
<i>Marchaerium opacum</i> Vogel (1837)	arbó	sav, flor e sav	pion./ sec. Inicial	4-8	campo sujo, campo, cerrado ss, cerradão, bordas de matas de galeria	lento, 5.7 ± 2.2 cm no 1° ano e 10.2 ± 4.4 cm no 2° ano
<i>Mimosa clausenii</i> Benth. (1842)	arbu	sav e cam	pion.	1-5	cerrado ss, campo cerrado e campo sujo	5.8 ± 15.4 cm no 1° ano
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão (1862)	arbó	flor, sav e cam	sec. a climax	6-25	caatinga, cerradão mesotrófico, matas estacionais, cerrado ss	3.7 ± 1.7 cm e 5.8 ± 2.5 cm de altura no 1° e 2° ano/ $7,6 \pm 0,4$ cm durante período chuvoso após emergir
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. (1841)	arbó	flor, sav e cam	sec. Inicial	6 -30	campos, cerrado ss e cerradão, transição para floresta semidecidual e matas ciliares	lento, menos de 2,5 m aos 2 anos
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil. (1833)	arbó	sav e cam	pion.	3-5	campos, cerrado ss e cerradão	rápida em viveiro, em campo, altura de 6.32 ± 9.3 cm no 1° ano e 15.1 ± 14.3 cm no 2° ano e 25.7 ± 13.3 cm no 3° ano

<i>Syagrus romanzoffiana</i> Glassman (1968)	arbó	Flor	pion./ sec. Tardia	8-25	flor. subtrop., de arauc., e atlânt., cerrado ss, estepes, restingas costeiras e campos sujo	lento
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima (2007)	arbó	sav e flor	pion. a sec. Inicial	8 -30	cerrado ss, cerradão dist., transição com floresta Amazônica	rápido
<i>Terminalia argentea</i> Mart. (1824)	arbó	sav e cam	sec. Inicial	8-22	cerrado ss, cerradão e mata seca	-
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex A.DC.) Cogn. (1885)	arbó	flor e sav	pion.	2-9	mata de galeria, cerrado ss, mata seca, mata ciliar e em áreas inundáveis periodicamente	rápido crescimento nos primeiros 90 dias
<i>Zeyheria montana</i> Mart. (1826)	arbu/arbó	sav e cam	pion.	até 3	mata atlântica, campo cerrado, bordas de matas ciliares, cerrado rupestre, cerrado ss, campo sujo	crescimento lento, menos de 5 cm após 1 ano

Resultados

Antes da ocorrência das queimadas foram amostrados 3.284 indivíduos vivos pertencentes a 20 espécies lenhosas (arbóreas e arbustivas), sendo 1.136 indivíduos em áreas controle (tratamento sem fogo) e 2.148 indivíduos em áreas que queimariam (tratamento com fogo). A mortalidade após um ano no tratamento sem fogo foi de 23% e no tratamento com fogo foi de 31% ($X^2 = 24.9$, $p\text{-value} = 9.228e-07$).

A mortalidade por espécie variou entre 0% a 100% no tratamento sem fogo e de 5% a 98% no tratamento com fogo, em ambas as idades estudadas. A mortalidade no tratamento sem fogo foi maior para onze espécies, e no tratamento com fogo para seis espécies, independente da idade. Somente a espécie *Hymenaea courbaril* var. *stilbocarpa* apresentou mortalidade diferente entre tratamentos para cada idade, a mortalidade aos dois anos (no momento da queima) foi maior para o tratamento sem fogo e aos três anos (no momento da queima) foi maior para o tratamento com fogo (Tabela 3, Fig. 3).

Indivíduos com diâmetro muito pequeno não possuem a caca espessa o suficiente para evitar topkill como observado neste estudo em que as plântulas possuíam $3,27 \pm 1,39$ mm (média \pm DP) e $4,14 \pm 4,30$ mm de diâmetro, respectivamente, aos dois e três anos no momento da passagem do fogo. Em estudo realizado com espécies arbóreas do Cerrado Hoffmann & Solbrig (2003) observaram que indivíduos com diâmetro <4 mm sofreriam topkill independente das características do fogo.

Tabela 3. Mortalidade um ano após a queima em porcentagem e Número de indivíduos, entre parenteses, das plântulas encontradas nas áreas de semeadura de restauração realizadas em novembro de 2012 no PNVC e RBC por tratamento (sem fogo e com fogo), idade (2 e 3 anos antes da passagem do fogo) e total para cada espécie.

Idade antes da passagem do fogo:	% de Mortalidade um ano após a queima (Nº Indivíduos)				Total
	2 anos		3 anos		
Espécie	sem fogo	com fogo	sem fogo	com fogo	
<i>Aldama bracteata</i>	100 (31)	74 (19)	-	-	90 (50)
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	10 (158)	7 (337)	-	-	8 (495)
<i>Buchenvia capitata</i>	-	-	9 (11)	58 (26)	43 (37)
<i>Dipteryx alata</i>	-	-	43 (14)	16 (6)	35 (20)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	-	-	26 (15)	20 (15)	23 (30)
<i>Eremanthus glomerulatus</i>	35 (65)	44 (63)	0 (40)	20 (140)	32 (182)
<i>Eugenia dysenterica</i>	50 (28)	24 (59)	25 (39)	19 (16)	29 (142)
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>Stilbocarpa</i>	10 (181)	6 (378)	16 (12)	50 (24)	9 (595)
<i>Jacaranda caroba</i>	-	-	39 (84)	25 (16)	37 (100)
<i>Machaerium opacum</i>	50 (6)	19 (36)	-	-	24 (42)
<i>Magonia pubescens</i>	9 (227)	5 (457)	15 (13)	10 (29)	6 (726)
<i>Mimosa clausenii</i>	62 (8)	76 (17)	-	-	72 (25)
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	-	-	-	-	-
<i>Plathymenia reticulata</i>	-	-	30 (10)	21 (24)	23 (513)
<i>Tachigali vulgaris</i>	30 (74)	94 (123)	18 (43)	98 (237)	81 (513)
<i>Solanum lycocarpum</i>	-	-	36 (77)	69 (85)	54 (163)
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	-	-	0 (6)	5 (19)	4 (25)
<i>Terminalia argentea</i>	-	-	40 (15)	38 (21)	39 (36)
<i>Tibouchina candolleana</i>	-	-	-	-	-
<i>Zeyheria montana</i>	66 (3)	13 (63)	-	-	15 (66)
Total	20 (782)	17 (1553)	29 (354)	66 (595)	28 (3284)

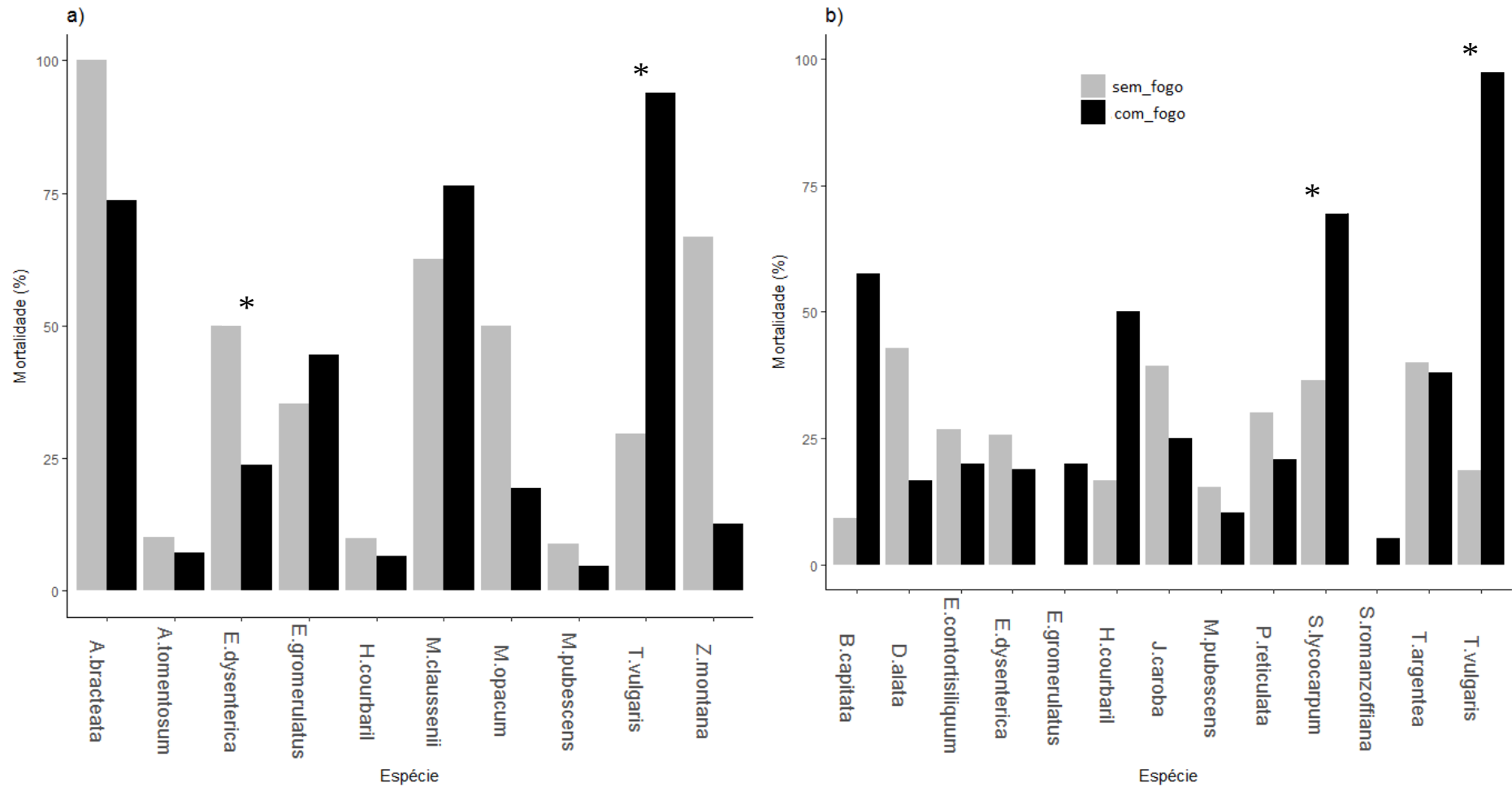


Figura 3. Mortalidade de indivíduos por tratamento (sem fogo e com fogo) aos dois anos (a) e três anos (b), no momento do fogo, por espécie. O (*) mostra as espécies com diferença significativa na mortalidade entre tratamentos (com e sem fogo), pelo teste de Tukey.

Das 20 espécies lenhosas registradas com indivíduos vivos nas áreas de estudo, *Myracrodruon urundeuva* e *Tibouchina candolleana* foram excluídas das análises por possuírem número de indivíduos muito baixo (Tabela 3). A espécie *Zeyheria montana* não entrou nas análises de GLM porque haviam apenas três indivíduos, apenas um vivo, no tratamento sem fogo. A espécie *Aldama bracteata* foi excluída apenas do modelo de altura após um ano do fogo porque não possuía nenhum indivíduo vivo no tratamento sem fogo.

A sobrevivência foi principalmente afetada pela espécie. A interação entre altura e tratamento foi significativa para a sobrevivência das plantas queimadas aos dois anos, mas não entrou no modelo de sobrevivência das plantas queimadas aos três anos de idade pela seleção de modelos. A variável idade, isoladamente, não afetou de maneira significativa a sobrevivência das plântulas lenhosas, mas sua interação com a altura, espécie e tratamento sim (Tabela 4a).

Para as plantas queimadas aos três anos, a altura um ano após a queima foi afetada por todas as variáveis consideradas, já para os indivíduos de dois anos a interação entre altura e tratamento não foi significativa. Para as plantas queimadas aos dois anos, o tratamento foi o fator mais determinante para a altura um ano após a queima, já para as plantas queimadas aos três anos, o tratamento foi o fator com menor importância na determinação da altura após o fogo, a espécie e depois a altura foram os fatores mais relevantes.

A idade sozinha não afetou significativamente o crescimento das plântulas, mas sua interação com altura e tratamento foi significativa (Tabela 4b). As variáveis e interações entre variáveis que compuseram o melhor modelo para explicar a sobrevivência e crescimento das plântulas, estão resumidas na Tabela 4.

O teste de Tukey mostrou que a sobrevivência só diferiu entre tratamentos (sem fogo e com fogo) para plântulas de dois anos de idade para as espécies *E. dysenterica*, que teve maior mortalidade no tratamento sem fogo, e *T. vulgaris*, que teve maior mortalidade no tratamento com fogo, e aos três anos para *S. lycocarpum* e *T. vulgaris*, ambas com maior mortalidade no tratamento com fogo.

A idade só influenciou a sobrevivência de plântulas de *E. glomerulatus* e *H. courbaril* var. *stilbocarpa*, sendo menor em plantas mais novas para *E. glomerulatus* e plantas mais velhas para *H. courbaril* var. *stilbocarpa*, ambas no tratamento queimado (Tabela 5).

Já para a altura após um ano, houve diferença significativa para altura entre tratamento sem queima e com queima para seis das oito espécies com indivíduos de dois anos, *A. tomentosum*, *E. dysenterica*, *E. glomerulatus*, *H. courbaril* var. *stilbocarpa*, *M. opacum*, *M. pubescens*. Já aos três anos, somente *E. dysenterica* apresentou diferença significativa entre tratamentos para a altura um ano após a queima. A idade influenciou a altura após o fogo de *E. glomerulatus* e *T. vulgaris* nas áreas queimadas e *T. vulgaris* também no tratamento não queimado, nos três casos, os indivíduos mais velhos eram significativamente maiores que os indivíduos mais novos (Tabela 6, Fig. 4, Fig. 5).

Tabela 4. Análise de Modelo linear generalizado (GLM), mostrando os efeitos individuais e interativos das variáveis altura, espécie, tratamento e idade, no terceiro modelo, na sobrevivência (a) e altura um ano após o fogo (b) de espécies lenhosas do Cerrado*. Apenas as interações selecionadas pelos melhores modelos através do critério de AIC estão representadas.

a)

Variável/Interação	DF	LR X ²	P
2 anos			
Altura	1	26.49	2.65e-07
Espécie	8	528.03	<2.2e-16
Tratamento	1	5.61	0.01785
Espécie:Tratamento	8	116.59	<2.2e-16
Altura:Tratamento	1	5.54	0.01859
3 anos			
Altura	1	25.74	3.89e-07
Espécie	12	224.90	< 2.2e-16
Tratamento	1	69.71	< 2.2e-16
Espécie:Tratamento	12	143.80	< 2.2e-16
5 spp (2 x 3 anos)			
Altura	1	21.48	3.57e-06
Espécie	4	437.53	< 2.2e-16
Idade	1	1.38	0.239943
Tratamento	1	63.69	1.45e-15
Altura:Idade	1	8.45	0.003641
Altura:Tratamento	1	0.20	0.657684
Especie:Idade	4	16.62	0.002290
Especie:Tratamento	4	127.72	< 2.2e-16
Idade:Tratamento	1	7.62	0.005764
Altura:Idade:Tratamento	1	10.00	0.001561

b)

Variável/Interação	DF	LR X ²	P
2 anos			
Espécie	7	438.44	< 2.2e-16
Altura	1	321.56	< 2.2e-16
Tratamento	1	623.47	< 2.2e-16
Espécie:Altura	7	26.25	0.0004547
Espécie:Tratamento	7	53.41	3.07e-09
Altura:Tratamento	1	3.16	0.0752696
Espécie:Altura:Tratamento	7	35.55	8.83e-06
3 anos			
Espécie	12	264.49	< 2.2e-16
Altura	1	159.85	< 2.2e-16
Tratamento	1	8.47	0.003600
Espécie:Altura	12	44.11	1.46e-05
Espécie:Tratamento	12	37.66	0.000174

Altura:Tratamento	1	16.75	4.26e-05
Espécie:Altura:Tratamento	12	36.78	0.000242
5 spp (2 x 3 anos)			
Altura	1	308.83	< 2.2e-16
Tratamento	1	548.68	< 2.2e-16
Idade	1	2.44	0.1180787
Espécie	4	459.01	< 2.2e-16
Altura:Tratamento	1	2.09	0.1479604
Altura:Idade	1	9.29	0.0022981
Altura:Especie	4	26.29	2.77e-05
Tratamento:Idade	1	11.03	0.0008967
Tratamento:Especie	4	22.71	0.0001448
Idade:Especie	4	8.25	0.0829432
Altura:Tratamento:Idade	1	3.54	0.0599561
Altura:Tratamento:Especie	4	27.36	1.68e-05
Altura:Idade:Especie	4	18.65	0.0009198
Tratamento:Idade:Especie	4	11.35	0.0228997

* Espécies incluídas nos modelos: *A. bracteata* (apenas para sobrevivência), *A. tomentosum*, *B. Capitata*, *D. alata*, *E. contortisiliquum*, *E. dysenterica**, *E. glomerulatus**, *H. courbaril**, *J. caroba*, *M. claussenii*, *M. opacum*, *M. pubescens**, *P. reticulata*, *T. vulgaris**, *S. lycocarpum*, *S. romanzoffiana*, *T. argentea*. (*)= Espécies incluídas nas análises entre idades

Tabela 5. Resultado do Teste de Tukey para sobrevivência relacionando tratamento e espécies para os indivíduos com dois e três anos de idade e idade, tratamento e espécie para as espécies com indivíduos nas duas idades.

Tukey's test	Estimate	Std.Error	Z-value	Pr(> z)
2anos				
<i>A.bracteata.Q-A.bracteata.NQ</i>	2.63e-01	8.71e-02	3.02	0.1478
<i>A.tomentosum.Q-A.tomentosum.NQ</i>	3.00e-02	2.88e-02	1.04	0.9998
<i>E.dysenterica.Q-E.dysenterica.NQ</i>	2.62e-01	6.86e-02	3.82	0.0113
<i>E.glomerulatus.Q-E.glomerulatus.NQ</i>	-9.06e-02	5.29e-02	-1.71	0.9489
<i>H.courbaril.Q-H.courbaril.NQ</i>	3.33e-02	2.70e-02	1.23	0.9985
<i>M.claussenii.Q-M.claussenii.NQ</i>	-1.39e-01	1.28e-01	-1.09	0.9997
<i>M.opacum.Q-M.opacum.NQ</i>	3.05e-01	1.31e-01	2.31	0.6026
<i>M.pubescens.Q-M.pubescens.NQ</i>	3.99e-02	2.42e-02	1.64	0.9640
<i>T.vulgaris.Q-T.vulgarisNQ</i>	-6.46e-01	4.40e-02	-14.67	<0.01
3anos				
<i>B.capitata.Q-B.capitata.NQ</i>	-4.86e-01	1.35e-01	-3.58	0.0568
<i>D.alata.Q-D.Alata.NQ</i>	2.62e-01	1.84e-01	1.42	0.9995
<i>E.contortisiliquum.Q-E.Contortisiliquum.NQ</i>	6.66e-02	1.37e-01	0.48	1.0000
<i>E.dysenterica.Q-E.dysenterica.NQ</i>	6.89e-02	1.12e-01	0.61	1.0000
<i>E.glomerulatus.Q-E.glomerulatus.NQ</i>	-2.00e-01	1.17e-01	-1.70	0.9924
<i>H.courbaril.Q-H.courbaril.NQ</i>	-3.33e-01	1.33e-01	-2.49	0.6707
<i>J.caroba.Q-J.Caroba.NQ</i>	1.43e-01	1.03e-01	1.38	0.9997
<i>M.pubescens.Q-M.pubescens.NQ</i>	5.04e-02	1.26e-01	0.40	1.0000
<i>P.reticulata.Q-P.Reticulata.NQ</i>	9.16e-02	1.42e-01	0.64	1.0000
<i>S.lycocarpum.Q-S.lycocarpum.NQ</i>	-3.30e-01	5.93e-02	-5.56	<0.01
<i>T.vulgaris.Q-T.vulgarisNQ</i>	-7.95e-01	6.19e-02	-12.85	<0.01
<i>S.romanzoffiana.Q-S.Romanzoffiana.NQ</i>	-5.26e-02	1.76e-01	-0.29	1.0000
<i>T.argentea.Q-T.Argentea.NQ</i>	1.90e-02	1.27e-01	0.15	1.0000

5spp(2x3anos)				
<i>E.dysenterica</i> .NQ.3- <i>E.dysenterica</i> .NQ.2	2.43e-01	7.37e-02	3.30	0.0819
<i>E.dysenterica</i> .Q.3- <i>E.dysenterica</i> .Q.2	4.98e-02	8.39e-02	0.59	1.0000
<i>E.glomerulatus</i> .NQ.3- <i>E.glomerulatus</i> .NQ.2	2.87e-01	8.53e-02	3.37	0.0674
<i>E.glomerulatus</i> .Q.3- <i>E.glomerulatus</i> .Q.2	2.44e-01	6.02e-02	4.06	<0.01
<i>H.courbaril</i> .NQ.3- <i>H.courbaril</i> .NQ.2	-6.72e-02	8.87e-02	-0.75	1.0000
<i>H.courbaril</i> .Q.3- <i>H.courbaril</i> .Q.2	-4.34e-01	6.26e-02	-6.92	<0.01
<i>M.pubescens</i> .NQ.3- <i>M.pubescens</i> .NQ.2	-6.57e-02	8.49e-02	-0.77	1.0000
<i>M.pubescens</i> .Q.3- <i>M.pubescens</i> .Q.2	-5.53e-02	5.70e-02	-0.97	1.0000
<i>T.vulgaris</i> .NQ.3- <i>T.vulgaris</i> .NQ.2	1.11e-01	5.70e-02	1.95	0.8952
<i>T.vulgaris</i> .Q.3- <i>T.vulgaris</i> .Q.2	-3.86e-02	3.23e-02	-1.19	0.9996

Tabela 6. Resultado do Teste de Tukey para o crescimento relacionando tratamento e espécies para os indivíduos com dois e três anos de idade e idade, tratamento e espécie para as espécies com indivíduos nas duas idades.

Tukey's test	Estimate	Std.Error	Z-value	Pr(> z)
2anos				
<i>A.tomentosum</i> .Q- <i>A.tomentosum</i> .NQ	-0.305191	0.054996	-5.55	<0.01
<i>E.dysenterica</i> .Q- <i>E.dysenterica</i> .NQ	-0.965090	0.166339	-5.80	<0.01
<i>E.glomerulatus</i> .Q- <i>E.glomerulatus</i> .NQ	-0.890750	0.124402	-7.16	<0.01
<i>H.courbaril</i> .Q- <i>H.courbaril</i> .NQ	-0.631726	0.051473	-12.27	<0.01
<i>M.claussenii</i> .Q- <i>M.claussenii</i> .NQ	-0.229045	0.329651	-0.69	1.0000
<i>M.opacum</i> .Q- <i>M.opacum</i> .NQ	-0.941062	0.415143	-2.26	0.5600
<i>M.pubescens</i> .Q- <i>M.pubescens</i> .NQ	-0.523065	0.045913	-11.39	<0.01
<i>T.vulgaris</i> .Q- <i>T.vulgaris</i> .NQ	-1.332924	0.218834	-6.09	<0.01
3anos				
<i>B.capitata</i> .Q- <i>B.capitata</i> .NQ	-0.1288967	0.2628202	-0.49	1.0000
<i>D.alata</i> .Q- <i>D.alata</i> .NQ	-0.7345865	0.3429154	-2.14	0.9062
<i>E.contortisiliquum</i> .Q- <i>E.contortisiliquum</i> .NQ	-0.1192915	0.2510859	-0.47	1.0000

<i>E.dysenterica.Q-E.dysenterica.NQ</i>	-0.9453186	0.2007702	-4.71	<0.01
<i>E.glomerulatus.Q-E.glomerulatus.NQ</i>	-0.3279167	0.1927460	-1.70	0.9938
<i>H.courbaril.Q-H.courbaril.NQ</i>	-0.2969987	0.2575527	-1.15	1.0000
<i>J.caroba.Q-J.Caroba.NQ</i>	0.1712255	0.1929923	0.89	1.0000
<i>M.pubescens.Q-M.pubescens.NQ</i>	-0.3466353	0.2163531	-1.60	0.9973
<i>P.reticulata.Q-P.Reticulata.NQ</i>	-0.0216557	0.2659538	-0.08	1.0000
<i>S.lycocarpum.Q-S.lycocarpum.NQ</i>	0.0488164	0.1459457	0.33	1.0000
<i>T.vulgaris.Q-T.vulgaris.NQ</i>	0.5974051	0.2875784	2.08	0.9301
<i>S.romanzoffiana.Q-S.Romanzoffiana.NQ</i>	-0.1524282	0.2835562	-0.54	1.0000
<i>T.argentea.Q-T.Argentea.NQ</i>	-0.0173719	0.2763764	-0.06	1.0000
	5spp(2x3anos)			
<i>E.dysenterica.NQ.3-E.dysenterica.NQ.2</i>	0.233654	0.186594	1.25	0.9992
<i>E.dysenterica.Q.3-E.dysenterica.Q.2</i>	0.253425	0.180535	1.40	0.9996
<i>E.glomerulatus.NQ.3-E.glomerulatus.NQ.2</i>	0.013890	0.176942	0.08	1.0000
<i>E.glomerulatus.Q.3-E.glomerulatus.Q.2</i>	0.576724	0.140234	4.11	<0.01
<i>H.courbaril.NQ.3-H.courbaril.NQ.2</i>	0.146285	0.186791	0.78	1.0000
<i>H.courbaril.Q.3-H.courbaril.Q.2</i>	0.481012	0.168304	2.85	0.2571
<i>M.pubescens.NQ.3-M.pubescens.NQ.2</i>	0.019739	0.177408	0.11	1.0000
<i>M.pubescens.Q.3-M.pubescens.Q.2</i>	0.196169	0.115764	1.69	0.9696
<i>T.vulgaris.NQ.3-T.vulgaris.NQ.2</i>	0.696123	0.125357	5.55	<0.01
<i>T.vulgaris.Q.3-T.vulgaris.Q.2</i>	2.626451	0.335724	7.82	<0.01

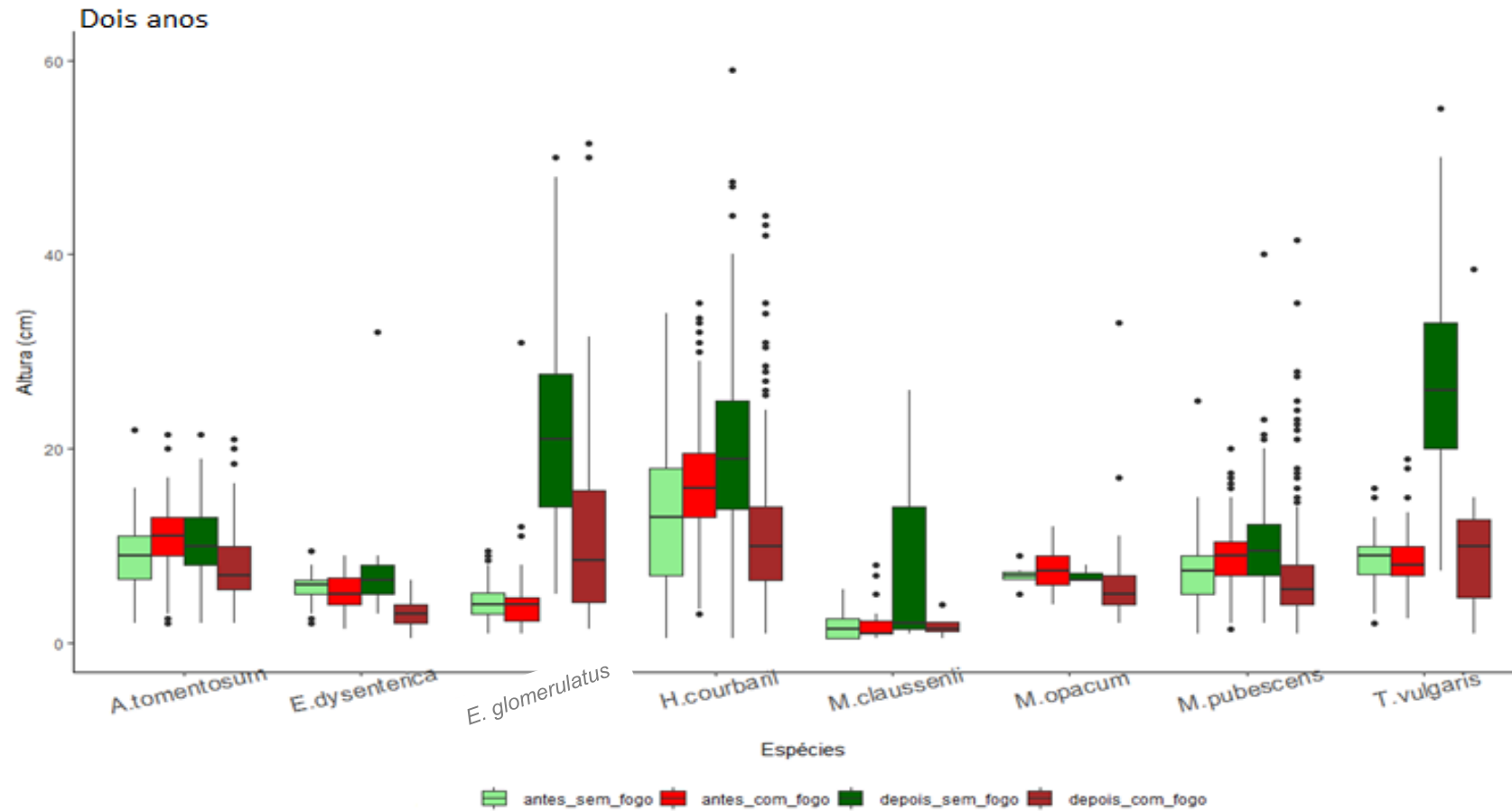


Figura 4. Altura dos indivíduos por espécie, aos dois anos no momento da queimada, no controle (verde) e queimado (vermelho), antes (cores claras) da queima e um ano após a queima (cores escuras). (Legenda= antes_sem_fogo= tratamento sem fogo antes da ocorrência da queima; antes_com_fogo=tratamento com fogo antes da ocorrência da queima; depois_sem_fogo= tratamento sem fogo após um ano; depois_com_fogo= tratamento com fogo após um ano).

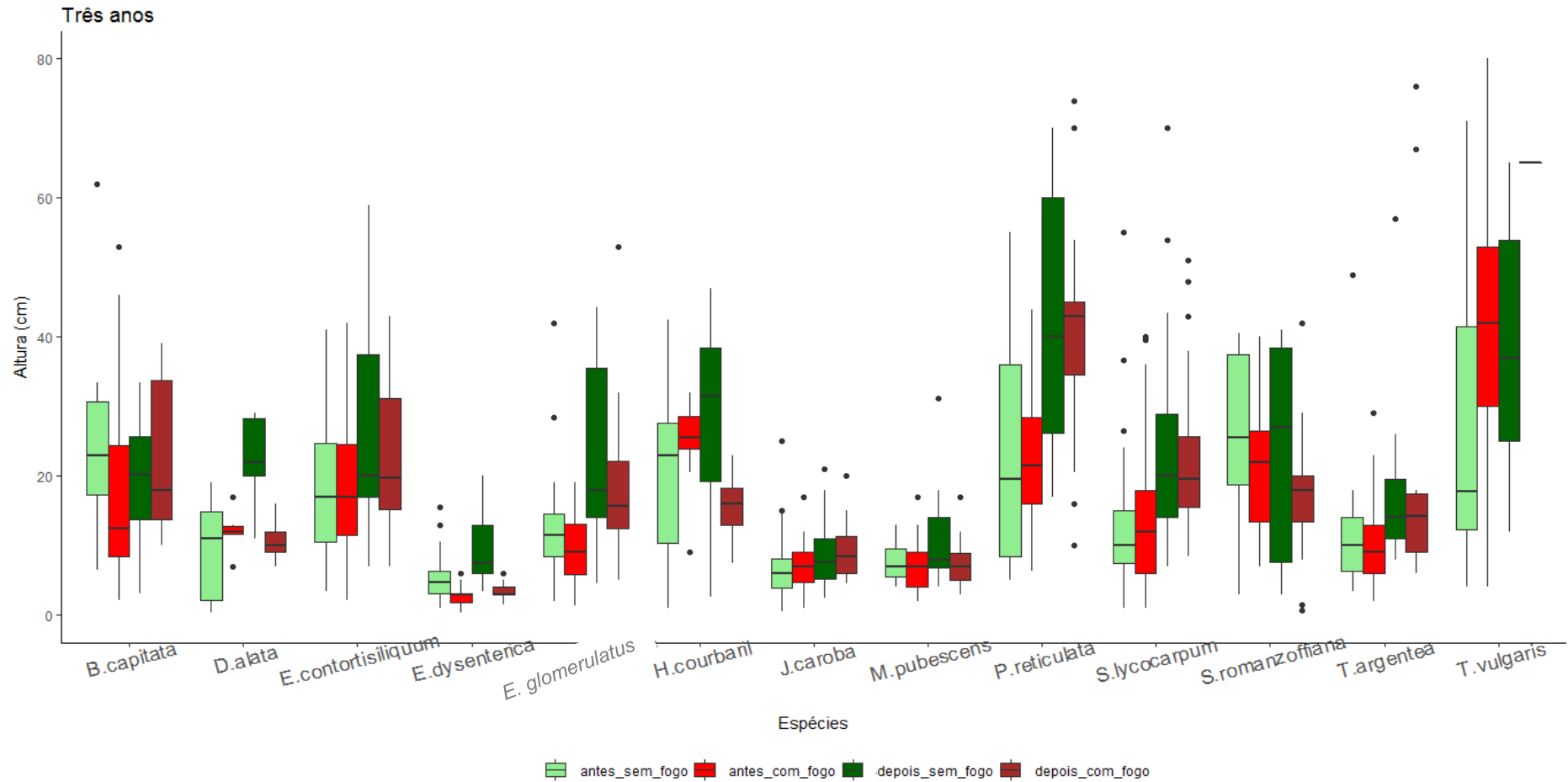


Figura 5. Altura dos indivíduos por espécie, aos três anos de idade no momento da queimada, no controle (verde) e queimado (vermelho), antes (cores claras) da queima e um ano após a queima (cores escuras). (Legenda= antes_sem_fogo= tratamento sem fogo antes da ocorrência da queima; antes_com_fogo=tratamento com fogo antes da ocorrência da queima; depois_sem_fogo= tratamento sem fogo após um ano; depois_com_fogo= tratamento com fogo após um ano).

Discussão

A seleção de espécies é uma etapa fundamental na restauração ecológica, mas a maioria dos estudos existentes tem levado em consideração a disponibilidade de sementes como principal fator na determinação das espécies empregadas na restauração. Outras espécies são escolhidas por seu valor econômico, existindo uma grande necessidade de incluir espécies com características funcionais que propiciem maior sucesso da restauração (Palma & Laurance, 2015). Os estudos de restauração ecológica são realizados principalmente em ecossistemas florestais, existindo, portanto, um maior conhecimento do sucesso destes programas para estes ambientes do que para savanas onde ainda os estudos são escassos (Palma & Laurance, 2015). Mesmo em savanas, existe uma preferência da utilização de espécies florestais nos programas de restauração, por possuírem crescimento mais rápido em relação as espécies de savana, que de maneira geral, possuem crescimento bastante lento (Silva *et. al.*, 2015). No entanto, espécies de floresta possuem menor resistência ao fogo e ao estresse ambiental característicos das savanas dependendo mais do sombreamento por outras plantas, apresentando um desempenho inferior em ambientes de savana, o que pode levar ao fracasso do esforço da restauração (Hoffmann, 2000; Hoffmann et al., 2004; Silva et al., 2015).

Outro ponto importante quando se pretende restaurar ambientes savanicos como o Cerrado é levar em consideração a importancia dos componetes arbustivos e herbáceo deste Bioma, podendo corresponder a 87% da flora nas fitofisionomias mais abertas (Mendonça *et al.*, 2008). Portanto as técnicas devem ser conduzida visando a restauração de todos os estratos e os métodos desenvolvidos para ecossistemas florestais podem não ser adequados para a restauração de savanas (Sampaio *et al.*, 20015). A

semeadura direta é uma técnica bastante vantajosa neste sentido permitindo a reintrodução de diferentes formas de vida (Pellizzaro *et al.*, 2017).

Neste estudo, a sobrevivência das plântulas foi alta, sendo de 77% para os indivíduos que não passaram pelo fogo e 69% dos indivíduos que foram queimados. Pellizzaro *et al.* (2017) encontrou uma sobrevivência alta para estas e outras espécies de Cerrado, variando entre 25% a 100% em seu primeiro ano de vida após a semeadura e de 37 a 100% entre o primeiro e o segundo ano após semeadura. Silva *et al.* (2015) encontrou sobrevivência de 74% e 64% respectivamente após um e dois anos da semeadura para seis espécies, incluindo três também presentes neste estudo.

A sobrevivência das plântulas variou principalmente entre as espécies, e a diferença na mortalidade das plântulas entre os tratamentos só foi significativa para plântulas de *E. dysenterica* queimadas aos dois anos, que apresentaram mortalidade mais elevada no tratamento sem fogo, *T. vulgaris* queimadas aos dois e três anos e *S. lycorcapum*, que só tinha indivíduos com três anos de idade no momento da queima, em que ambas apresentaram maior mortalidade no tratamento com fogo.

As principais estratégias de escape ao fogo por espécies lenhonhas em savanas são investimento em crescimento e espessamento da casca. No entanto, em savanas neotropicais a ausência de grandes herbívoros como ocorre em savanas africanas propicia o acúmulo de combustível e conseqüentemente ocorrência de queimadas mais intensas. Por isso espécies arbóreas de Cerrado investem principalmente no espessamento da casca para sobreviverem ao fogo (Dantas & Pausas, 2013). A espessura da casca é amplamente dependente do diâmetro basal (Hedge *et al.*, 1998; Hoffmann & Solbrig, 2003). Hoffmann & Solbrig (2003) em estudo com espécies lenhosas do Cerrado observaram que o fogo causaria 100% de topkill em indivíduos com diâmetro <4mm e o diâmetro necessário para que pelo menos 50% dos indivíduos

sobrevivessem variava entre 37 a 46 mm, dependendo da espécie, em queimadas de baixa intensidade, existindo uma relação significativa entre o diâmetro e a mortalidade dos indivíduos com os menores indivíduos apresentando maior mortalidade.

Somente para *E. dysenterica* a mortalidade foi maior no tratamento sem fogo, já para os indivíduos de *E. dysenterica* mais velhos, com três anos de idade no momento do fogo, não houve diferença significativa entre tratamentos, com uma mortalidade no tratamento sem fogo apenas um pouco maior do que para o tratamento com fogo.

A espécie *E. dysenterica* ocorre tanto no cerrado e cerradões, apresentando desenvolvimento bastante lento (Tabela 1,2), as áreas estudadas apresentavam uma grande cobertura de gramíneas exóticas em volta das linhas de plantio o que pode explicar a mortalidade de *E. dysenterica* e também a mortalidade de outras espécies, tanto pelo bloqueio da luminosidade como pela competição com as gramíneas por recursos, já que o fogo não foi a principal causa da morte para a maioria das espécies.

A altura após um ano e sobrevivência de plântulas arbóreas em ambientes savânicos são limitados por diversos fatores, o estresse hídrico causado pela sazonalidade das precipitações, a baixa disponibilidade de nutrientes no solo, ocorrência de estiagem (veranicos) durante a estação chuvosa, interações biológicas como herbivoria e patógenos, competição com o estrato herbáceo, principalmente gramíneas exóticas, por luz e nutrientes e presença de queimadas frequentes (Bond *et al.*, 2005; Hoffmann 2000; Oliveira & Silva 1993; Braz *et al.* 2000; Nardoto *et al.*, 1998).

Tachigali vulgaris e *Solanum lycorcapum* foram as únicas espécies que apresentaram mortalidade significativa devido ao fogo, as duas espécies são típicas colonizadoras iniciais, que colonizam rapidamente áreas abertas e degradadas, como crescimento rápido (Lorenzi, 2000; Carvalho, 2005), muito provavelmente investem

mais em crescimento do que em sobrevivência e por isso são pouco tolerantes ao fogo, ao menos nestes estágios iniciais de vida.

Espécies de savanas são mais capazes de sobreviver ao fogo do que espécies florestais devido sua capacidade de armazenar biomassa em órgãos subterrâneos, mas na ausência do fogo espécies de floresta conseguem sobreviver em savanas, e a cobertura de outras espécies pode aumentar o sucesso de espécies florestais em savanas (Hoffmann *et al.*, 2000; Hoffmann *et al.*, 2004). Neste estudo, nem todas espécies características de mata foram prejudicadas pelo fogo, talvez porque nenhuma espécie estudada era restrita a ambientes florestais, ocorrendo também em diferentes fitofisionomias de savanas.

Apesar da grande sobrevivência de espécies típicas do Cerrado ao fogo a maior parte das plântulas passam por topkill (morte da parte aérea), rebrotando posteriormente da base (Hoffmann & Solbrig, 2003; Gignoux *et al.*, 1997, Higgins *et al.*, 2007; Hoffmann & Moreira, 2002). A perda da parte aérea representa um efeito negativo do fogo ao crescimento das plantas, que ficam retidas em tamanhos reduzidos e persistindo como plântulas, muitas vezes por décadas, sem conseguir atingir maturidade sexual (Hoffmann & Solbrig, 2002; Higgins *et al.*, 2000; Hoffmann & Moreira, 2002, Prior *et al.*, 2010; Bond, 2008). Portanto, além da capacidade de rebrota a taxa de crescimento da rebrota é uma característica importante para permitir o desenvolvimento do indivíduo antes da próxima queima (Hoffmann & Solbrig, 2002; Gignoux *et al.*, 1997; Wakeling & Bond, 2011). Em savanas, os indivíduos serão recrutados para a população adulta apenas depois de conseguir escapar a zona de influência da chama (Higgins *et al.*, 2000).

Neste trabalho todos os indivíduos submetidos a queima sofreram topkill, menos os indivíduos sobreviventes de *T. vulgaris*, que resistiram ao fogo sem perder a parte

aérea. Os sete indivíduos de *T. vulgaris* que sobreviveram quando queimados aos dois anos de idade tinham uma altura média de $8,21 \pm 3,76$ (média \pm P) cm, e com este tamanho eram muito pequenas para sobreviver ao fogo. Portanto, os indivíduos encontrados um ano após o fogo ($9,31 \pm 7,13$ cm de altura) provavelmente se estabeleceram depois da queimada, de sementes remanescentes da semeadura de novembro de 2012, já que esta espécie tem potencial de formar banco de sementes persistente no solo (Tabela 1). Já os cinco indivíduos de *T. vulgaris* que sobreviveram após terem sido queimados aos três anos de idade, possuíam altura média $59,30 \pm 21,26$ cm antes do fogo e não perderam a parte aérea devido à queima, apresentando altura média de $97,60 \pm 23,90$ cm um ano após o fogo. Os demais indivíduos desta espécie perderam a parte aérea e morreram após o fogo, e tinham média de altura $42,93 \pm 19,70$ cm.

O fogo teve um impacto negativo sobre o tamanho de todas as espécies. Para os indivíduos que no momento do fogo possuíam dois anos de idade, as alturas dos indivíduos do tratamento com fogo foram significativamente inferiores aos do tratamento sem fogo e para maioria das espécies as plântulas não conseguiram atingir sua altura pré-fogo, um ano após a queima (Figura 2). Já para os indivíduos com três anos no momento da queima, apenas *E. dysenterica* teve diferença significativa na altura dos indivíduos um ano após o fogo entre os tratamentos. Provavelmente indivíduos mais velhos possuem maior capacidade de se recuperar após o fogo. Algumas espécies não só recuperaram a altura que possuíam antes do fogo como também, tiveram alguns indivíduos superando a altura pré-fogo (Figura 3). O que pode ser explicado pelo crescimento compensatório, quando as plantas realocam produtos fotossintéticos e/ou utilizam recursos armazenados em tecidos e órgãos, como resposta a perda de folhas e tecidos, podendo assim recuperar dos danos através da produção e

crescimento de rebrotas (Dangerfield & Modukanele, 1996; McNaughton, 1983). Hoffmann & Solbrig (2003) em estudo com sete espécies de arbóreas do Cerrado, encontraram que apesar de ter ocorrido 100% de topkill nos indivíduos presentes nas menores classes de tamanho estudadas, a maior parte alcançou seu tamanho pré-queima após um ano.

De maneira geral, os resultados observados corroboram todas as hipóteses levantadas neste trabalho. Todas as variáveis utilizadas, menos a idade sozinha, foram significativas tanto para a sobrevivência quanto para o crescimento dos indivíduos. Os resultados aqui encontrados indicam que a espécie é o principal fator determinante da sobrevivência das plantas estudadas, portanto a seleção das espécies empregadas na restauração é uma etapa muito importante para garantir seu sucesso.

O fogo não foi fator significativo na sobrevivência para maioria das espécies, mas retardou o crescimento dos indivíduos mais jovens e manteve os indivíduos mais velhos com alturas aproximadas às anteriores à queima, mantendo os indivíduos retidos nas mesmas estaturas por mais tempo. Portanto, mesmo o fogo não sendo determinante na sobrevivência das plantas seu efeito sobre o crescimento deve ser considerado.

Em um intervalo muito pequeno entre queimadas os indivíduos podem não se desenvolver permanecendo pequenos e sujeitos a outros fatores de mortalidade, já que a mortalidade foi considerável para muitas espécies mesmo sem a presença do fogo.

Para as espécies utilizadas neste estudo, a sobrevivência, independente do tratamento, variou muito, *A. tomentosum*, *H. coubaril* var. *stilbocarpa*, *M. pubescense*, e *S. romanzoffiana* tiveram mortalidade inferior a 10%, sendo altamente recomendadas para plantios de restauração. Já as espécies *A. bracteata* e *T. vulgaris* apresentaram mortalidade superior a 80%, não sendo, portanto, espécies recomendadas para restauração em áreas com alta probabilidade de ocorrência de fogo nos primeiros anos

após o plantio, as demais espécies tiveram sobrevivências variando de 46% a 77%, permitindo a manutenção destas espécies nas áreas restauradas.

Conclusão Geral

Este trabalho fornece uma pequena ampliação do conhecimento do impacto do fogo nas diferentes etapas da restauração ecológica em ambientes savânicos, tanto como ferramenta de manejo de gramíneas exóticas invasoras como na sobrevivência e crescimento de espécies lenhosas nativas. Algumas recomendações podem ser feitas, com objetivo de aumentar o sucesso de programas de restauração ecológica.

O fogo estimulou a germinação sincrônica de sementes presentes no banco de sementes do solo de *Urochloa* spp., mas após isso a germinação ficou reduzida. Isto pode significar que o fogo é eficiente como estratégia de esgotamento do banco de sementes, principalmente na superfície do solo e nos primeiros milímetros de profundidade. Além disso, a morte das sementes nos indivíduos adultos que serão queimados pode reduzir a quantidade de sementes disponíveis para germinar no futuro.

De forma integrada ao fogo, após a queima, a gradagem é eficiente na eliminação da parte radicular e/ou das rebrotas das touceiras de gramíneas exóticas (indivíduos adultos). Quanto a utilização de gradagem para manejo do banco de sementes, é necessário ter cautela, pois ele tanto expõe as sementes enterradas em maiores profundidades quanto enterra as sementes em menores profundidades. Neste estudo, uma gradagem ocasionou aumento no número de sementes germinadas/m² de *Urochloa* spp., já a segunda gradagem causou redução no número de sementes germinadas/m². Portanto, recomendamos que sejam realizadas pelo menos duas gradagens.

O tratamento com duas gradagens foi mais eficiente para reduzir o banco de sementes de *Urochloa* spp. que queimar e gradar, como não testamos queimar e gradar duas vezes, não podemos afirmar que esta seria a melhor alternativa, mas visto que tanto

a área queimada recentemente quanto a área queimada no ano anterior apresentou menor quantidade de sementes germinadas/m², possivelmente queimar e gradiar duas vezes seja uma boa alternativa, até porque dependendo da época, o gradeamento sem uma queimada prévia, pode acarretar a incorporação de mais sementes ao banco do solo.

O fogo não foi fator significativo na sobrevivência para maioria das espécies, mas retardou significativamente o crescimento principalmente das plântulas mais jovens, mantendo os indivíduos com alturas inferiores às alturas pré-fogo, enquanto os indivíduos mais velhos demonstraram ter maior capacidade de recuperação. Algumas espécies apresentaram crescimento compensatório após a queima.

A espécie foi o principal fator determinante da sobrevivência dos indivíduos estudados. Já para a altura após um ano a espécie foi o principal fator determinante dos indivíduos com três anos no momento do fogo, para os indivíduos de dois anos, o principal fator foi o tratamento. A maioria das espécies lenhosas nativas utilizadas neste estudo é capaz de rebrotar após a passagem do fogo. Portanto, a seleção das espécies empregadas na restauração é uma etapa muito importante para garantir seu sucesso, selecionar espécies resistentes ao fogo e excluir o fogo nas etapas iniciais do processo de restauração aumentarão as chances do seu sucesso em savanas.

Somente estudos de longo prazo poderão elucidar com segurança o efeito do fogo no manejo do banco de sementes de *Urochloa* spp. e a quantidade de gradagens necessárias para reduzir seu banco de sementes no solo. Por enquanto podemos sugerir que um manejo intensivo e integrado, associando diversas técnicas de manejo de gramíneas exóticas, incluindo fogo e gradagens repetidas podem ser favoráveis no combate das gramíneas exóticas invasoras, e a seleção de espécies resistentes ao fogo

podem aumentar as chances do sucesso de programas de restauração ecológica de savanas.

Bibliografia

- Allen, H. D. (2008). Fire: plant functional types and patch mosaic burning in fire-prone ecosystems. *Progress in Physical Geography*, 32(4), 421-437.
- Almeida-Neto, M., Prado, P. I., Kubota, U., Bariani, J. M., Aguirre, G. H., & Lewinsohn, T. M. (2010). Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*, 209(1), 109-122.
- Andersen, A. N., Cook, G. D. and Müller, W. J. (2003): Synthesis: fire ecology and adaptive conservation management. In Andersen, A. N., Cook, G. D. and Williams, R. J., editors, *Fire in tropical savannas*, New York: Springer-Verlag, 153-64.
- Anderson, T. M., Schütz, M., & Risch, A. C. (2011). Seed germination cues and the importance of the soil seed bank across an environmental gradient in the Serengeti. *Oikos*, 121(2), 306-312.
- Andrade, L. A. Z., & Miranda, H. S. (2014). The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. *Plant Ecology*, 215(10), 1199-1209.
- Andrade, L.A.Z.; Neto, W.N. & Miranda, H.S. (2002). Effects of fire on the soil seed bank in a cerrado sensu stricto in central Brazil. In: Viegas, D.X. (ed). *Forest fire research and wildland fire safety*, Millpress, Rotterdam.
- Augustine, D. J., Derner, J. D., & Smith, D. P. (2014). Characteristics of burns conducted under modified prescriptions to mitigate limited fuels in a semi-arid grassland. *Fire Ecology*. 10(2): 36-47.
- Auld, T. D. & Bradstock, R. A. (1996). Soil temperatures after the passage of a fire: do they influence the germination of buried seeds? *Australian Journal of Ecology*, 21:106-109.
- Barbosa, E. G. (2009). Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Bond, W. J. (2008). What limits trees in C4 grasslands and savannas? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39, 641-659.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.
- Bond, W. J., & Midgley, J. J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution*, 16(1), 45-51.
- Bond, W. J., Woodward, F. I., & Midgley, G. F. (2005). The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New phytologist*, 165(2), 525-538.

- Bowman, D. M., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A. & Johnston, F. H. (2009). Fire in the Earth system. *Science*, 324(5926), 481-484.
- Braz, V. S., Kanegael, M. F., & Francol, A. C. (2000). Estabelecimento e desenvolvimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Acta Botanica Brasilica*, 14(3), 27-35.
- Brooks, M.L., D'Antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., Hobbs R. J., Pellant M, Pyke D. (2004) Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54:677–688.
- Brooks, K. J., Setterfield, S. A., & Douglas, M. M. (2010). Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. *Restoration Ecology*, 18(2), 188-197.
- Brooks, M. L., & Lusk, M. (2008). Fire management and invasive plants: a handbook for land managers. United States Fish and Wildlife Service, Arlington.
- Brooks, M. L., D'antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., Di Tomaso, J. M., & Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54(7), 677-688.
- Brooks, M. L. (2006). The use of fire as a tool for controlling invasive plants. In JFSP Project Number 06-S-01, Final Report. Henderson NV.
- Calegari, L., Martins, S. V., Campos, L. C., Silva, E., & Glerian, J. M. (2013). Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. *Revista Árvore*, 37(5), 871-880.
- Campos-Filho, E. M., Da Costa, J. N., De Sousa, O. L., & Junqueira, R. G. (2013). Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of sustainable forestry*, 32(7), 702-727.
- Carmona, R. (1992). Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. *Planta daninha*, 10(1/2), 5-16.
- Câmara, H.H.L.L. & Stacciarini-Seraphin, E (2002) Germinação de sementes de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu sob diferentes períodos de armazenamento e tratamento hormonal. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 32:21-28.
- Carvalho, P. E. R., (2005). Espécies de uso múltiplos: Taxi-branco. Circular técnica 111. Embrapa Florestas.
- Clements, D. R., Benott, D. L., Murphy, S. D., & Swanton, C. J. (1996). Tillage effects on weed seed return and seedbank composition. *Weed Science*, 314-322.
- Dangerfield, J. M., & Modukanele, B., (1996). Over compensation by *Acacia erubescens* in response to simulated browsing. *Journal of Tropical Ecology*, 12(06), 905-908.

- Castro-Neves, B. M., & Miranda, H. S. (1996). Efeitos do fogo no regime térmico do solo de um campo sujo de cerrado. Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Universidade de Brasília, Brasília, 20-30.
- Christoffoleti, P. J., & Caetano, R. S. X. (1998). Soil seed banks. *Scientia agricola*, 55(SPE), 74-78.
- Clarke, P. J., & Dorji, K. (2008). Are trade-offs in plant resprouting manifested in community seed banks. *Ecology*, 89(7), 1850-1858.
- Clarke, S. & French, K. (2005). Germination response to heat and smoke of 22 Poaceae species from grassy woodlands. *Australian Journal of Botany*, 53: 445-454.
- Cole, R. J., Holl, K. D., Keene, C. L., & Zahawi, R. A. (2011). Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1590-1597.
- Coutinho, L. M. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In: Huntley, B. J.; Walker, B. (Ed.). *Ecology of Tropical Savanna*. Ecological Studies, v. 42. Berlin: Springer Verlag, 1982. p. 273-291.
- Coutinho, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: Goldammer, J. G. (Ed.). *Fire in the Tropical Biota - Ecosystem Processes and Global Challenges*. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 82-105. (Ecological Studies, v. 8A)
- Crawley, M. J. (2013). *The R book*. Second edition.
- Dayamba, S. D., Tigabu, M., Sawadogo, L., Oden, P. (2008). Seed germination of herbaceous and woody species of the Sudanian savanna-woodland in response to heat shock and smoke. *For. Ecol. Mgt.* 256, 462-470
- Dantas, V. D. L., & Pausas, J. G. (2013). The lanky and the corky: fire-escape strategies in savanna woody species. *Journal of Ecology*, 101(5), 1265-1272.
- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics*, 23, 63-87.
- Dangerfield, J. M., & Modukanele, B. (1996). Over compensation by *Acacia erubescens* in response to simulated browsing. *Journal of Tropical Ecology*, 12(06), 905-908.
- D'Antonio, C., & Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4), 703-713.

- De Andrade, L. A. Z., & Miranda, H. S. (2014). The dynamics of the soil seed bank after a fire event in a woody savanna in central Brazil. *Plant ecology*, 215(10), 1199-1209.
- De Castro, E. A., & Kauffman, J. B. (1998). Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of tropical ecology*, 14(03), 263-283.
- De Sá Dechoum, M., & Ziller, S. R. (2013). Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, 26(1), 69-77.
- De Poorter, M., Pagad, S., & Ullah, M. I. (2007). Invasive alien species and protected areas: a scoping report. Part 1. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to invasive alien species management and means to address those impediments. Global Invasive Species Programme, Invasive Species Specialist Group.
- Di Tomaso, J. M. (2006). Control of invasive plants with prescribed fire. The use of fire as a tool for controlling invasive plants. California Invasive Plant Council, Berkeley, 7-18.
- Douglas, G. B., Dodd, M. B., & Power, I. L. (2007). Potential of direct seeding for establishing native plants into pastoral land in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 143-153.
- Doust, S. J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2006). Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, 234(1), 333-343.
- Favero, C., Jucksch, I., Alvarenga, R. C., & Costa, L. D. (2001). Modificações na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(11), 1355-1362.
- Ferreira, L. V., Parolin, P., Matos, D. C., Cunha, D. A., Chaves, P. P., & Neckel, S. O. (2016). The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) RD Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88, 589-597.
- Fichino, B. S., Dombroski, J. R., Pivello, V. R., & Fidelis, A. (2016). Does fire trigger seed germination in the Neotropical Savannas? Experimental tests with six Cerrado species. *Biotropica*.
- Fidelis, A., Lyra, M. F. D. S., & Pivello, V. R. (2013). Above-and below-ground biomass and carbon dynamics in Brazilian Cerrado wet grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 24(2), 356-364.
- Florido, F. G. Controle de plantas competidoras na restauração ecológica. (2015). Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

- Foster, B. L., & Tilman, D. (2003). Seed limitation and the regulation of community structure in oak savanna grassland. *Journal of Ecology*, 91(6), 999-1007.
- Foxcroft, L. C., Pyšek, P., Richardson, D. M., & Genovesi, P. (2013). Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges. *Invading nature—Springer series in invasion ecology*, 7.
- Foxcroft, L. C., Richardson, D. M., Rejmánek, M., & Pyšek, P. (2010). Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects. *Biological Invasions*, 12(12), 3913-3933.
- Frances, A. L., Reinhardt Adams, C., & Norcini, J. G. (2010). Importance of Seed and Microsite Limitation: Native Wildflower Establishment in Non-native Pasture. *Restoration Ecology*, 18(6), 944-953.
- Freitas, G. D., Pivello, V. R., Pivello, V., & Varanda, E. (2005). A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo). *Ecologia e Conservação*, 283-296.
- Frost, P. G. H. (1984). The responses and survival of organisms in fire-prone environments. In *Ecological effects of fire in South African ecosystems* (pp. 273-309). Springer Berlin Heidelberg.
- Frost, P., Medina, E., Menaut, J. C., Solbrig, O. T., Swift, M., & Walker, B. (1986). Responses of Savannas to Stress and Disturbance: a Proposal for a Collaborative Programme of Research. *Biology International, Special Issue, No.10*. International Union of Biological Sciences: Paris.
- Funk, J. L., Cleland, E. E., Suding, K. N., & Zavaleta, E. S. (2008). Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in ecology & evolution*, 23(12), 695-703.
- Gardner, T. A. (2006). Tree–grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. *Journal of Biogeography*, 33(3), 448-463.
- Garwood, N. C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. *Ecology of soil seed banks*, 149, 210.
- Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Damasco, G., Haridasan, M., Franco, A. C., & Hoffmann, W. A. (2011). Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. *Journal of Vegetation Science*, 22(2), 312-321.
- Gignoux, J., Clobert, J., & Menaut, J. C. (1997). Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia*, 110(4), 576-583.

- Gioria, M., Pyšek, P., & Moravcova, L. (2012). Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia*, 84(2), 327-350.
- Glasspool, I. J., Edwards, D., & Axe, L. (2004). Charcoal in the Silurian as evidence for the earliest wildfire. *Geology*, 32(5), 381-383.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V. R., Bautista, S., Zupo, T., Rissi, M. N., & Fidelis, A. (2015). How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions*, 17(1), 423-431.
- Hedge, V., Chandran, M.D.S., Gadgil, M., (1998). Variation in bark thickness in a tropical forest community of Western Ghats in India. *Funct. Ecol.* 12, 313-318.
- Higgins, S. I., Bond, W. J., & Trollope, W. S. (2000). Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88(2), 213-229.
- Higgins, S. I., Bond, W. J., February, E. C., Bronn, A., Euston-Brown, D. I., Enslin, B., & Scheiter, S. (2007). Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecology*, 88(5), 1119-1125.
- Hoffmann, W. A. (1996). The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. *Journal of Ecology*, 383-393.
- Hoffmann, W. A. (1998). Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 35(3), 422-433.
- Hoffmann, W. A. (1999). Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. *Ecology*, 80(4), 1354-1369.
- Hoffmann, W. A. (2000). Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species 1. *Biotropica*, 32(1), 62-69.
- Hoffmann, W. A., & Moreira, A. G. (2002). The role of fire in population dynamics of woody plants. *The Cerrados of Brazil. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*, 159-177.
- Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M., Silva, F. J., Azevedo, I. N., Marinho, M. D. S., Albuquerque, A. M. S., & Moreira, S. P. (2004). Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna–forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 10(2), 99-103.
- Hoffmann, W. A., Adasme, R., Haridasan, M., T de Carvalho, M., Geiger, E. L., Pereira, M. A., & Franco, A. C. (2009). Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*, 90(5), 1326-1337.

- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C., Lau, O. L., & Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology letters*, 15(7), 759-768.
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, H. V Lin, and Ivan A. Samuels. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* 8(4):339–49.
- Holmes, P. M. (2002). Depth distribution and composition of seed-banks in alien-invaded and uninvaded fynbos vegetation. *Austral Ecology*, 27(1), 110-120.
- Horowitz, C., dos Santos Oliveira, A., da Silva, V., Pacheco, G., & Sobrinho, R. I. (2013). Manejo da flora exótica invasora no Parque Nacional de Brasília: contexto histórico e atual. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 217-236.
- Ikeda, F. S., Victoria Filho, R., Vilela, L., Marchi, G., Cavalieri, S. D., & Silva, A. A. (2013). Emergence and initial growth of *Urochloa* Cultivars at different sowing depths. *Planta Daninha*, 31(1), 71-78.
- INMET. 2009. Normais Climatológicas Do Brasil 1961-1990.
- International seed testing association. (2008). International Rules for Seed Testing. Seed Science and Technology, Edition 2008.
- Kanegae, M. F., Braz, V. D. S., & Franco, A. C. (2000). Efeitos da seca sazonal e disponibilidade de luz na sobrevivência e crescimento de *Bowdichia virgilioides* em duas fitofisionomias típicas dos cerrados do Brasil Central. *Revista Brasileira de Botânica*, 23(4), 459-468.
- Kershaw AP, Clark JS, Gill AM, D’Costa DM. 2002. A history of fire in Australia. In: Bradstock RA, Williams JE, Gill AM, eds. *Flammable Australia: the Fire Regimes and Biodiversity of a Continent*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 3–25.
- Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, 16(8), 406-411.
- Klink, C. A. (1996). Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado. *Journal of tropical Ecology*, 12(1), 139-147.
- Klink, C. A., & Joly, C. A. (1989). Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. *Biotropica*, 30-34.
- Klimesová, J., Klimes, L., 2007. Bud banks and their role in vegetative regeneration a literature review and proposal for simple classification and assessment. *Persp.Plant Ecol. Evol. Syst.* 8, 115–129.

- Lacerda, M. J. R., Cabral, J. S. R., de Fátima Sales, J., Freitas, K. R., & Fontes, A. J. (2010). Seed dormancy-breaking of *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. *Semina: Ciências Agrárias*, 31(4), 823-828.
- Lahoreau, G., Barot, S., Gignoux, J., Hoffmann, W. A., Wakeling, S. A., & Williams, P. R. (2006). Positive effect of seed size on seedling survival in fire-prone savannas of Australia, Brazil and West Africa. *Journal of Tropical Ecology*, 22(06), 719-722.
- Le Stradic, S., Silveira, F. A., Buisson, E., Cazelles, K., Carvalho, V., & Fernandes, G. W. (2015). Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. *Austral Ecology*, 40(5), 537-546.
- Levine, J. M., Vila, M., Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grigulis, K., & Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 270(1517), 775-781.
- Lloret, F., Casanovas, C., & Peñuelas, J. (1999). Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root: shoot ratio, seed size and water and nitrogen use. *Functional Ecology*, 13(2), 210-216.
- Lorenzi, H. 2000. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. 3.Ed. Nova Odessa: Plantarum.
- Machado, V. M., Santos, J. B., Pereira, I. M., Lara, R. O., Cabral, C. M., & Amaral, C. S. (2013). Evaluation of the seed bank in a campestre cerrado area under recovery. *Planta Daninha*, 31(2), 303-312.
- Marinho, M. S., & Miranda, H. S. (2013). Efeito do Fogo Anual na Mortalidade e no Banco de Sementes de *Andropogon gayanus* Kunth. no Parque Nacional de Brasília/DF. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2), 149-158.
- Martins, A. F. (2011). Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu-SP (Doctoral dissertation, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz").
- Martins, C. R. (2006). Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado. (2006). 145 p. Tese de Doutorado-Universidade de Brasília.
- Martins, C. R., Hay, J. D. V., & Carmona, R. (2009). Potencial invasor de duas cultivares de *Melinis minutiflora* no cerrado brasileiro-características de sementes e estabelecimento de plântulas. *Revista Árvore*, 33(4), 713-722.
- Martins, C. R., Hay, J. D. V., Walter, B. M. T., Proença, C. E. B., & Vivaldi, L. J. (2011). Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(1), 73-90.

- Martins, C. R., Hay, J. D., Valls, J. F., Leite, L. L., & Henriques, R. P. B. (2007). Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil. *Natureza & Conservação*, 5(2), 23-30.
- Martins, L., & Silva, W. R. D. (2001). Comportamento da dormência em sementes de braquiária submetidas a tratamentos térmicos e químicos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(7), 997-1003.
- Martins, S. V., Almeida, D. D., Fernandes, L. V., & Ribeiro, T. M. (2008). Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. *Revista Árvore*, 32(6), 1081-1088.
- Matos, D. M. S., & Pivello, V. R. (2009). O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61(1), 27-30.
- Matos, M. R. B. (1994). Efeito do fogo sobre os regenerantes de *Blepharocalyx salicifolius* (HBK) Berg. (Myrtaceae) em cerrado aberto, Brasília, DF. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília.
- Matthews, S. (2005). América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. Secretaria do Programa Global de Espécies Invasoras, Nairobi.
- Mendonça, R.C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T; Silva J.M.C.; Rezende, A.V; Filgueiras, T.S.; Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies, p. 421-442. *In*: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (eds.) Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Cerrados. 1279p
- Myers, R. L. (2006). Convivendo com o Fogo-Manutenção dos ecossistemas e subsistência com o manejo integrado do fogo. The Nature Conservancy-Iniciativa Global para o Manejo do Fogo: Tallahassee, USA.
- Mc Naughton, S.J., (1983). Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos*.40:329-336.
- Midgley, J. J., Lawes, M. J., & Chamaillé-Jammes, S. (2010). Savanna woody plant dynamics: the role of fire and herbivory, separately and synergistically. *Australian Journal of Botany*, 58(1), 1-11.
- Miranda, A., C., Miranda, H. S., Dias, I., D., F., O., & de Souza Dias, B., F., (1993). Soil and air temperatures during prescribed cerated fires in Central Brazil. *Journal of tropical ecology*, 9(03), 313-320.
- Miranda, H. S. (2010). Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. Brasília-DF, Ibama.

- Miranda, H. S., Sato, M. N., Neto, W. N., & Aires, F. S. (2009). Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In *Tropical Fire Ecology* (pp. 427-450). Springer Berlin Heidelberg.
- Mohler, C. L., & Galford, A. E. (1997). Weed seedling emergence and seed survival: separating the effects of seed position and soil modification by tillage. *Weed Research*, 37(3), 147-155.
- Moreira, A. G. (2000). Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of biogeography*, 27(4), 1021-1029.
- Moreira, B., Tormo, J., Estrelles, E., & Pausas, J. G. (2010). Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. *Annals of botany*, 105(4), 627-635.
- Motta, C.P. (2017). Estudo de dinâmica populacional de uma gramínea invasora e um arbusto nativo: Implicações para a restauração ecológica no Cerrado. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.
- Nardoto, G. B., Souza, M. P., & Franco, A. C. (1998). Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. *Brazilian Journal of Botany*, 21(3).
- Nave, A. G., & Rodrigues, R. R. (2007). Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In Rodrigues, R. R. *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. Nova Science Publishers, New York, 103 -126.
- Oliveira, P. E., & Silva, J. C. (1993). Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 9(01), 67-79.
- Overbeck, G. E., Müller, S. C., Pillar, V. D., & Pfadenhauer, J. (2006). No heat-stimulated germination found in herbaceous species from burned subtropical grassland. *Plant Ecology*, 184(2), 237-243.
- Pacheco, L. P., Pires, F. R., Monteiro, F. P., Procópio, S. O., Assis, R. L. D., & Petter, F. A. (2010). Profundidade de sementeira e crescimento inicial de espécies forrageiras utilizadas para cobertura do solo. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, 34(5), 1211-1218.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18(4), 561-568.
- Paredes, M. V. F. (2016). Germinação de gramíneas nativas e invasoras do cerrado após exposição a pulsos de calor. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília.

- Pausas, J. G. (2015). Evolutionary fire ecology: lessons learned from pines. *Trends in Plant Science*, 20(5), 318-324.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593-601.
- Pausas, J. G., & Verdú, M. (2005). Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos*, 109(1), 196-202.
- Pausas, J. G., Bradstock, R. A., Keith, D. A., & Keeley, J. E. (2004). Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems *Ecology*, 85(4), 1085-1100.
- Pellizzaro, K F; Cordeiro, A; Alves, M, Motta, C; Rezende, G M, Silva, R P; Ribeiro, J; Sampaio, A B; Vieira, D L M; Schmid, I B. (2017). “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*.
- Pérez, E. M., & Santiago, E. T. (2001). Dinámica Estacional del Banco de Semillas en una Sabana en los Llanos Centro-Orientales de Venezuela 1. *Biotropica*, 33(3), 435-446.
- Petenon, D., & Pivello, V. R. (2008) Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. [Invasive plants: representativeness of research from tropical countries in the global context]. *Natureza & conservação*. 6, 65-77.
- Prior, L. D., Williams, R. J., & Bowman, D. M. (2010). Experimental evidence that fire causes a tree recruitment bottleneck in an Australian tropical savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 26(06), 595-603.
- Pivello, V.R. (2005). Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade, p. 403-413. *In*: Scariot, A.; Felfili, J.M. & Sousa-Silva, J.C. (orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. MMA. 439p.
- Pivello, V. R. (2006). Fire management for biological conservation in the Brazilian cerrado. *Savannas and Dry Forests: Linking people with Nature*. Aldershot, England: Ashgate Publishing, 129-154. (Mistry, J., & Berardi, A. (Eds.). (2006). *Savannas and dry forests: linking people with nature*. Ashgate Publishing, Ltd..)
- Pivello, V. R., Oliveras, I., Miranda, H. S., Haridasan, M., Sato, M. N., & Meirelles, S. T. (2010). Effect of fires on soil nutrient availability in an open savanna in Central Brazil. *Plant and Soil*, 337(1-2), 111-123.
- Pivello, V. R. (2011). Invasões biológicas no cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia. info*, 33.
- Pivello, V. R. (2011a). The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. *Fire ecology*, 7(1), 24-39.
- Pivello, V. R., Carvalho, V. M. C., Lopes, P. F., Peccinini, A. A., & Rosso, S. (1999a).

- Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado”(Brazilian Savanna) biological reserve. *Biotropica*, 31(1), 71-82.
- Pivello, V. R., Shida, C. N., & Meirelles, S. T. (1999b). Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 8(9), 1281-1294.
- Richardson, D. M., & Kluge, R. L. (2008). Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: role in invasiveness and options for management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10(3), 161-177.
- Rossiter, N. A., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., & Hutley, L. B. (2003). Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions*, 9(3), 169-176.
- Rossatto, D. R., Hoffmann, W. A., Silva, L. D. C. R., Haridasan, M., Sternberg, L. S., & Franco, A. C. (2013). Seasonal variation in leaf traits between congeneric savanna and forest trees in Central Brazil: implications for forest expansion into savanna. *Trees*, 27(4), 1139-1150
- RStudio Team (2016). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Salgado-Laboriau, ML & Ferraz-Vicentine, KR. (1994). Fire in the Cerrado 32.00 years ago. *Current Research in the Pleistocene*, v. 11, p. 85-87.
- Salazar, A., & Goldstein, G. (2014). Effects of fire on seedling diversity and plant reproduction (sexual vs. vegetative) in Neotropical savannas differing in tree density. *Biotropica*, 46(2), 139-147.
- Salazar, A., Goldstein, G., Franco, A. C., & Miralles-Wilhelm, F. (2011). Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. *Seed Science Research*, 21(02), 103-116.
- Salazar, A., Goldstein, G., Franco, A. C., & Miralles-Wilhelm, F. (2012a). Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecology*, 213(2), 273-287.
- Salazar, A., Goldstein, G., Franco, A. C., & Miralles-Wilhelm, F. (2012b). Differential seedling establishment of woody plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. *Journal of Ecology*, 100(6), 1411-1421.
- Sampaio, A. B., & Schmidt, I. B. (2014). Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, (2), 32-49.
- Sampaio, A. B.; Vieira, D. L. M.; Cordeiro, A. O. de O.; Aquino, F. de G.; Sousa, A. de P.; Albuquerque, L. B. de; Schmidt, I. B.; Ribeiro, J. F.; Pellizzaro, K. F.; Sousa F. S. de; Moreira, A. G.; Santos, A. B. P. dos; Rezende, G. M.; Silva, R. R. P.;

- Alves, M.; Motta, C. P.; Oliveira, M. C.; Cortes, C. de A.; Ogata, R..(2015). Guia de Restauração Do Cerrado Volume 1 – Semeadura Direta. Brasília/DF.
- Sankaran, M., Ratnam, J., & Hanan, N. P. (2004). Tree–grass coexistence in savannas revisited—insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters*, 7(6), 480-490.
- Scott, A. C., & Glasspool, I. J. (2006). The diversification of Paleozoic fire systems and fluctuations in atmospheric oxygen concentration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(29), 10861-10865.
- Scott, K., Setterfield, S., Douglas, M., & Andersen, A. (2010). Soil seed banks confer resilience to savanna grass-layer plants during seasonal disturbance. *Acta Oecologica*, 36(2), 202-210.
- SER, Society for Ecological Restoration International. (2004). *Princípios Da SER International Sobre a Restauração Ecológica*. Tucson: Society for Ecological Restoration International
- Setterfield, S. A. (2002). Seedling establishment in an Australian tropical savanna: effects of seed supply, soil disturbance and fire. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), 949-959.
- Silva, J.F., Raventós, J. & Caswell, H. (1990). Fire and fire exclusion effects on the growth and survival of two savanna grasses. *Acta Oecologica*, (11: 783-800.
- Silva, R. R., Oliveira, D. R., da Rocha, G. P., & Vieira, D. L. (2015). Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology*, 23(4), 393-401.
- Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., & Hughes, C. E. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(48), 20359-20364.
- Simpson, R. L., Leck, M. A., & Parker, V. T. (1989). Seed banks: general concepts and methodological issues. *Ecology of soil seed banks*, 3(8).
- Thomas, P. B., Morris, E. C., & Auld, T. D. (2007). Response surfaces for the combined effects of heat shock and smoke on germination of 16 species forming soil seed banks in south-east Australia. *Austral Ecology*, 32(6), 605-616.
- Trollope, W. S. W., Trollope, L. A., & Hartnett, D. C. (2002). *Fire behaviour a key factor in the fire ecology of African grasslands and savannas*. Forest Fire Research and Wildland Fire Safety, Millpress, Rotterdam.
- Usberti, R. (1990). Determinação do potencial do armazenamento de lotes de sementes do *Brachiaria decumbens* pelo teste de envelhecimento acelerado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 25(5), 691-699.

- Viani, R. A., Rodrigues, R. R., Dawson, T. E., & Oliveira, R. S. (2011). Savanna soil fertility limits growth but not survival of tropical forest tree seedlings. *Plant and soil*, 349(1-2), 341-353.
- Visser, V., Wilson, J. R., Fish, L., Brown, C., Cook, G. D., & Richardson, D. M. (2016). Much more give than take: South Africa as a major donor but infrequent recipient of invasive non-native grasses. *Global Ecology and Biogeography*, 25(6), 679-692.
- Wakeling, J. L., Cramer, M. D., & Bond, W. J. (2010). Is the lack of leguminous savanna trees in grasslands of South Africa related to nutritional constraints? *Plant and soil*, 336(1-2), 173-182.
- Wakeling, J. L., Staver, A. C., & Bond, W. J. (2011). Simply the best: the transition of savanna saplings to trees. *Oikos*, 120(10), 1448-1451.
- Walter, B. M. T., Carvalho, A. M., & Ribeiro, J. F. (2008). O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In Sano, S. M.; Almeida, S. P.; Ribeiro, J. F. *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília: Embrapa, 21-45.
- Williams, D. G., & Baruch, Z. (2000). African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological invasions*, 2(2), 123-140.
- Williams, P. R., Congdon, R. A., Grice, A. C., & Clarke, P. J. (2005). Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire. *Austral Ecology*, 30(1), 79-90.
- Williams, P.R., Congdon, R.A., Grice, A.C., Clarke, P.J. (2003). Fire-related cues break seed dormancy of six legumes of tropical eucalypt savannas in north-eastern. *Aust. Ecol.* 28, 507e514
- Wittenberg, R., & Cooch, M. J. (Eds.). (2001). *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CABI.
- Ziller, S.R. (2005). Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. Páginas: 34 – 52 in Campos, J. B., M. G. P. Tossulino, e C. R. C. Müller, editors. *Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Paraná.
- Ziller, S.R. & Dechoum, M.S. (2013). Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 4-31
- Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. and Smith, G. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York.