



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**EFEITO DO FOGO ANUAL NA MORTALIDADE E NO
BANCO DE SEMENTES DE *Andropogon gayanus* (Kunth) e
Melinis minutiflora (Beauv) NO PARQUE NACIONAL DE
BRASÍLIA**

Marcelo da Silva Marinho

Brasília, 2013



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**EFEITO DO FOGO ANUAL NA MORTALIDADE E NO
BANCO DE SEMENTES DE *Andropogon gayanus* (Kunth) e
Melinis minutiflora (Beauv) NO PARQUE NACIONAL DE
BRASÍLIA**

Marcelo da Silva Marinho

Orientadora: Profa. Heloisa Sinatora Miranda

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação do Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial a obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Brasília, junho de 2013.



Tese de Doutorado

MARCELO DA SILVA MARINHO

Título:

“Efeito do fogo anual na mortalidade e no banco de sementes de *Andropogon gayanus* Kunth. e *Melinis Minutiflora* Beauv. no Parque Nacional de Brasília”.

Banca Examinadora:

Prof. Dra. Heloisa Sinatora Miranda
Presidente / Orientadora
ECL/UnB

Prof. Dra. Vânia Regina Pivello
Membro Titular
USP

Prof. Dra. Isabel Belloni Schmidt
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dr. Carlos Romero Martins
Membro Titular
IBAMA

Prof. Dr. Raimundo Paulo B. Henriques
Membro Titular
ECL/UnB

Prof. Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
Suplente
BOT/UnB

Brasília, 17 de junho de 2013.

Dedico esta Tese ao meu querido e amado tio **Severino Gomes da Silva Sobrinho** (*in memoriam*), representando toda a minha família e ao eterno amigo de infância **Leonardo de Castro Brarata** (*in memoriam*)

Agradecimentos

Agradeço a **DEUS**, por tudo que tenho e pelo que sou. Pela oportunidade concedida de desenvolver este trabalho, de acordar todos os dias com saúde e de simplesmente poder VIVER segundo a sua vontade.

A **CAPES**, pelo apoio financeiro concedido.

Agradeço a Professora **Heloisa Sinatora Miranda**, pela orientação, paciência, sensibilidade como ser humano e até mesmo pelos inúmeros “puxões de orelha” que serviram para o meu crescimento pessoal e profissional. Agradeço principalmente pela oportunidade de conhecê-la e aprender, crescer, desenvolver, evoluir...

A minha amada e querida esposa **Mariana Fernandes de Amorim** por todo carinho que sempre fez questão de demonstrar, mesmo nos meus momentos de irritação e estresse, pela sua paciência nos meus momentos de ausência e principalmente por suas palavras de amor incondicional diante de todos os obstáculos. Eu te amo profundamente.

Aos meus queridos pais **Maurício Marinho** e **Maria Anunciada da Silva Marinho**, pelo incentivo em continuar meus estudos, muitas vezes em sacrifício próprio. Obrigado pela oportunidade de chegar até aqui.

Aos colegas de Laboratório, especialmente a **Dra. Naomi Sato** (pelo auxílio técnico em todas as etapas deste trabalho, ajuda com as análises estatísticas e valiosos ensinamentos técnicos), **Felipe Aires** (pelas instruções nas coletas de campo, ajuda com as primeiras análises), **Stefano Aires** (pelas instruções nas coletas de inflorescências e ensinamentos técnicos), **Alexandre Palermo** (pelas conversas, ajuda nas análises estatísticas e ensinamentos técnicos). Eu aprendi MUITO com todos, e esse trabalho é de vocês.

Aos colegas: **Neander, Zélia, Geraldinho, Amílson, Vicentinho, Henrique, Iriode, Leonardo e Cláudio (Xico)** pelos momentos compartilhados na UnB.

Aos técnicos do Laboratório de Ecologia do Fogo, em especial ao **Rochinha** (Pelas inúmeras idas à campo no início do projeto e ajuda nas coletas) e ao amigo **Thales** - *in memoriam* - que tanto nos faz falta (pelas conversas, palavras e auxílio nas idas à campo).

Agradeço ao Dr. **Carlos Romero Martins** por ter conversado comigo pela primeira vez sobre a espécie *Melinis minutiflora* (em 2004) quando eu ainda nem fazia parte do PPG-Ecologia e principalmente por ter publicado suas pesquisas de Bioinvasão que juntamente a outros estudos serviram de referencial para este trabalho.

Aos professores **Carlos Augusto Cordeiro Costa** (UFRA/PA) e **Paulo Ernane Nogueira da Silva** (UnB/DF) pela importante contribuição como orientadores de graduação (PET-Agronomia) e Mestrado (Ciências Florestais).

Agradeço ao **ICMBio** pela permissão para a realização do trabalho na área do Parque Nacional de Brasília, e, especialmente, a Brigada de Combate a Incêndios do **PrevFogo/IBAMA** pela realização das queimadas prescritas nos anos de 2009, 2010 e 2011.

À **Universidade de Brasília**, ao **Instituto de Biologia**, ao **Departamento de Ecologia** pela infra-estrutura concedida e apoio de todos os docentes, em especial os professores que ministraram as disciplinas cursadas durante o curso: **Prof. Aldicir Scariot** (manejo da biodiversidade), **Profa. Cláudia Padovesi** (Gestão Ambiental), **Prof. Carlos Hiroo Saito** (Educação Ambiental), **Prof. Emerson Vieira** (Ecologia de Comunidades), **Profa. Heloisa Miranda** (Ecologia do Fogo e Métodos em Ecologia), **Prof. José Felipe Ribeiro** (Ecologia da Biodiversidade), **Prof. Jonh Hay** (Ecologia de populações), **Prof. Mário Almeida** (Ecologia de Comunidades), **Prof. Mudayatan Haridasan** (Vegetação e Fatores Edáficos).

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	14
2. MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1. Espécies estudadas	22
2.2. Área de estudo	24
2.3. Caracterização da queimada	25
2.3.1. <i>Eficiência de combustão</i>	25
2.3.2. <i>Temperatura do solo</i>	26
2.3.3. <i>Temperatura do ar</i>	27
2.4. Cobertura vegetal	27
2.5. Biomassa combustível	28
2.6. Mortalidade de indivíduos adultos	29
2.7. Banco de sementes	30
2.7.1. <i>Estimativa da proporção de sementes cheias e germinação de Andropogon gayanus</i>	30
2.7.2. <i>Deposição de sementes de Andropogon gayanus</i>	31
2.7.3. <i>Banco de sementes no solo</i>	33
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
3.1. Caracterização das queimadas	36
3.1.1. <i>Eficiência de combustão</i>	36
3.1.2. <i>Temperatura do solo</i>	37

3.1.3. <i>Temperatura do ar</i> -----	39
3.2. Biomassa combustível -----	43
3.2.1. <i>Subárea de Andropogon gayanus</i> -----	43
3.2.2. <i>Subárea de Melinis minutiflora</i> -----	44
3.3. Mortalidade de indivíduos adultos -----	49
3.3.1. <i>Subárea de Andropogon gayanus</i> -----	49
3.3.2. <i>Subárea de Melinis minutiflora</i> -----	49
3.4. Banco de sementes -----	55
3.4.1. <i>Estimativa da proporção de sementes cheias e germinação de Andropogon gayanus</i> -----	55
3.4.2. <i>Banco de sementes no solo</i> -----	57
3.4.2.1. <i>Subárea de Andropogon gayanus</i> -----	57
3.4.2.2. <i>Subárea de Melinis minutiflora</i> -----	59
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS -----	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	65

Lista de Figuras

Figura 1. Localização do Parque Nacional de Brasília e as demais unidades de conservação que constituem a Reserva da Biosfera do Cerrado -----	24
Figura 2. Manchas de <i>Andropogon gayanus</i> e <i>Melinis minutiflora</i> após queimada, em setembro de 2010, em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. As bandeiras sinalizam os indivíduos marcados para estudo de mortalidade -----	29
Figura 3. Sementes de <i>Andropogon gayanus</i> depositadas na superfície do solo em área de cerrado ralo, após queima em setembro de 2011, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -----	32
Figura 4. Contagem e separação das sementes de <i>Andropogon gayanus</i> coletadas em área de cerrado ralo, após queima em setembro de 2011, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -----	32
Figura 5. Coleta de solo para estudo do banco de sementes após queimada, em setembro de 2010, em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -----	33
Figura 6. Disposição dos pratos utilizados para o estudo de banco de sementes no solo coletado em área de cerrado ralo, antes e após queima em setembro de 2010, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF (a); plântulas de dicotiledôneas (b); plântula de <i>Andropogon gayanus</i> (c) -----	34
Figura 7. Variações de temperaturas de solo a 1 cm de profundidade, em subárea caracterizada pela dominância de <i>Andropogon gayanus</i> durante a primeira queimada controlada em 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -----	38
Figura 8. Variações de temperaturas de solo a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade, em subárea caracterizada pela dominância de <i>Melinis minutiflora</i> durante a primeira queimada controlada em 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. --	38
Figura 9. Variações de temperaturas de ar a 1 cm, 60 cm e 160 cm, em subárea caracterizada pela dominância de <i>Andropogon gayanus</i> durante a primeira queimada controlada de 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -----	40

- Figura 10.** Variações de temperaturas de ar a 1 cm, 60 cm e 160 cm, em subárea caracterizada pela dominância de *Melinis minutiflora* durante a primeira queimada controlada de 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 40
- Figura 11.** Indivíduos vivos de *Melinis minutiflora* em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, submetida a queimadas prescritas nos anos de 2009, 2010 e 2011. P = indivíduos de *M. minutiflora* com área basal $\leq 110 \text{ cm}^2$; M = indivíduos com área basal entre 110 cm^2 e 210 cm^2 e G = indivíduos com área basal maior que 210 cm^2 (n=50). ----- 50
- Figura 12.** Subárea dominada pela espécie *Andropogon gayanus* em área de cerrado ralo, após queima de 2010, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF (a); Touceira de *Andropogon gayanus* após passagem do fogo em 2010 (b). ----- 52
- Figura 13.** Variações do número de sementes germinadas/m² de *A. gayanus* antes da passagem do fogo (AF) e depois da passagem do fogo (DF) nas queimadas controladas de 2009, 2010 e 2011 realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 58
- Figura 14.** Variações do número de sementes germinadas/m² de *M. minutiflora* antes da passagem do fogo (AF) e depois da passagem do fogo (DF) nas queimadas controladas de 2009, 2010 e 2011 realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. -- 60
- Figura 15.** Dinâmica da cobertura vegetal de *Andropogon gayanus* no período de 2009 a 2011, nas subáreas dominadas por *Andropogon gayanus* (A) e *Melinis minutiflora* (M) em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 63
- Figura 16.** Dinâmica da cobertura vegetal de *Melinis minutiflora* no período de 2009 a 2011, nas subáreas dominadas por *Andropogonon gayanus* (A) e *Melinis minutiflora* (M) em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 63

Lista de Tabelas

- Tabela 1.** Quantificação do combustível vivo e morto disponível na subárea de *Andropogon gayanus* antes e após da passagem do fogo e eficiência de combustão em queimadas controladas em 2009, 2010 e 2011, realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 36
- Tabela 2.** Quantificação do combustível vivo e morto disponível na subárea de *Melinis minutiflora* antes e após da passagem do fogo e eficiência de combustão em queimadas controladas em 2009, 2010 e 2011, realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. ----- 37
- Tabela 3.** Biomassa combustível do estrato rasteiro em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, invadida com *Andropogon gayanus* e submetida as queimadas controladas em setembro de 2009, 2010 e 2011. O combustível foi quantificado antes da queima e seis meses após a queima. ----- 43
- Tabela 4.** Biomassa combustível do estrato rasteiro em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, invadida com *Melinis minutiflora* e submetida as queimadas controladas em setembro de 2009, 2010 e 2011. O combustível foi quantificado antes da queima e seis meses após a queima. ----- 45

RESUMO

O fogo é comum na região do Cerrado e sua ocorrência pode favorecer o estabelecimento de espécies invasoras, que podem alterar o regime de queima na região propiciando a expansão destas espécies, que estão atualmente em praticamente todas as Unidades de Conservação. Este trabalho investigou o efeito de queimadas anuais, na mortalidade de indivíduos adultos de *Melinis minutiflora* e *Andropogon gayanus*, no banco de sementes, na recuperação de biomassa e na cobertura vegetal destas espécies para avaliar a possibilidade do seu uso como uma forma de manejo destas espécies. Foram realizadas queimadas em setembro de 2009, 2010 e 2011 em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília/DF, onde foram selecionadas duas subáreas dominadas por cada uma das espécies. Durante a queimada de 2009, foram medidas temperaturas do solo (1, 5 e 10cm) e do ar (1, 60 e 160cm). A recuperação da biomassa foi acompanhada semestralmente e a recuperação de cobertura vegetal foi acompanhada a cada três meses. Para o acompanhamento da mortalidade, 50 indivíduos de cada espécie foram monitorados, cada touceira foi considerada como um indivíduo. O efeito do fogo no banco de sementes foi avaliado comparando o número de plântulas que emergiram de vinte amostras de solo coletadas em cada subárea, sendo dez coletadas antes e dez imediatamente após a passagem do fogo. Nas duas subáreas, a temperatura máxima do solo durante a queimada foi a 1 cm e do ar a 160 cm, sendo de 28°C e 476°C na subárea de *M. minutiflora* e de 30°C e 496°C na de *A. gayanus*. A 1 cm acima do solo o tempo de residência do fogo foi de 220 segundos na subárea de *M. minutiflora* e de 91 segundos na de *A. gayanus*. Um ano após a passagem do fogo, indivíduos de *A. gayanus* recuperaram sua biomassa, o que não ocorreu com *M. minutiflora*. Para cada uma das três queimadas, a mortalidade de indivíduos de *M. minutiflora* foi de ≈26%, cerca de 2,2 a 3,5 vezes maior do que para *A. gayanus*. O banco de sementes de *M. minutiflora* foi reduzido, em dois anos, em mais de 50% com o fogo anual, o que não foi observado para *A. gayanus* que repôs seu banco de sementes a cada ano. O estudo de cobertura vegetal mostrou que *A. gayanus* é mais eficiente na ocupação dos espaços abertos pós-fogo quando comparada a *M. minutiflora*. Além disso, a baixa mortalidade de indivíduos, a rápida recuperação da biomassa e o pequeno efeito no banco de sementes indicam que o fogo não é eficiente para o seu controle. Para *M. minutiflora* o fogo anual se mostrou uma ferramenta de manejo eficiente para seu controle, sendo recomendada a continuação do tratamento com fogo anual por pelo menos oito anos, período em que as sementes desta espécie ficam viáveis.

Palavras-Chave: capim-andropogon; capim-gordura; cerrado-ralo; savana; invasão biológica; espécie exótica invasora.

ABSTRACT

Fire is common in Cerrado region and its use may favor the establishment of invasive species, which may alter the burning regime on this area, promoting the expansion of these species, that are currently present in all Conservation Units. This work investigated the effect of annual burnings on the mortality of *Melinis minutiflora* and *Andropogon gayanus* adult individuals, on the seed bank, on the recovery of biomass and on vegetation coverage, in order to evaluate the possibility of its use as a means of management of these species. Burnings took place in 2009, 2010 and 2011, in a Thin Cerrado area at Brasilia National Park, DF, where two subareas dominated by each one of the species were selected. During the burning in 2009, it was measured the temperatures of both soil and air. The biomass recovery was monitored every six months and the vegetation coverage was monitored every three months. For the follow-up monitoring, 50 individuals of each species were monitored, being each clump considered an individual. The effect on the seed bank was evaluated considering the number of seedlings that emerged from twenty samples of soil collected in each subarea, being ten of them collected before and the other ten collected right after the fire passage. On both subareas, the maximum temperatures were of 10 cm for the soil and of 160 cm for the air, being of 28°C and 476°C at the *M. minutiflora* subarea and of 30°C and 496°C at the *A. gayanus* subarea. At 1 cm above the soil, fire residence time was of 220 seconds in *M. minutiflora* subarea and of 91 seconds in *A. gayanus*. One year after the passage of fire, individuals of *A. gayanus* regained their biomass, what was not observed with *M. minutiflora*. For each one of the three burnings, the mortality of *M. minutiflora* was ≈ 26%, about 2.2 to 3.5 times higher than that of *A. gayanus*. The seed bank of *M. minutiflora* was reduced, in two years, in more than 50% with the annual fire, what was not observed for *A. gayanus*, which restored its seed bank each year. The vegetation coverage study showed that *A. gayanus* is more efficient in the occupation of post-fire open spaces. Furthermore, the low mortality of individuals, the quick recovery of biomass and low effect on the seed bank indicate that the fire is not efficient for its control. For *M. minutiflora* annual fire proved to be an effective management tool for its control, being recommended the continuation of treatment with annual fire for at least an eight-year period, during which the seeds of this species are viable.

Keywords: andropogon grass, fatty grass, thin-cerrado; savannah; biological invasions; invasive alien species

1. INTRODUÇÃO

O fogo está presente no planeta desde que as plantas terrestres surgiram, há mais de 400 milhões de anos, influenciando padrões de distribuição e estrutura da vegetação, ciclo de carbono e o clima, em escala local e global. O fogo tornou-se mais frequente há cerca de 10 milhões de anos, quando as gramíneas C₄ passaram a ocupar grandes áreas, dominando ecossistemas e fornecendo grandes quantidades de biomassa combustível (Bowman *et al.* 2009; Simon *et al.* 2009) que, juntamente com o oxigênio da atmosfera e fontes de ignição, formam os elementos essenciais para a ocorrência de fogo. Dado o longo período de coexistência com as comunidades vegetais, o fogo se tornou um fator inerente e de importância ecológica, uma vez que pode afetar o estabelecimento, crescimento e reprodução de espécies vegetais (Whelan 1995).

O fogo ocorre, em maior frequência, em regiões onde se observa maior quantidade de biomassa seca, que serve de combustível para sua propagação, característica dos ecossistemas savânicos (Bond & Keeley 2005; Bowman *et al.* 2009). Simon *et al.* (2009) sugerem que a ocorrência de fogo na região do Cerrado teve início no mesmo período que surgem os primeiros registros das gramíneas C₄. Entretanto, o registro físico mais antigo da ocorrência de fogo no Brasil Central data apenas de 32 mil anos A.P. (Salgado-Laboriau & Ferraz-Vincentini 1994). Neste período, incêndios naturais eram causados por raios, já que o registro mais antigo para a presença do homem no Brasil central data de 12 mil anos A.P. (Neves & Piló 2008).

O Cerrado caracteriza-se por apresentar clima estacional, onde um período chuvoso, entre outubro e abril, é seguido por um período seco, entre maio e setembro. A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm e as temperaturas médias variam entre 22°C e 27°C. De acordo com Ribeiro & Walter (2008), a vegetação do domínio fitogeográfico do Cerrado apresenta fisionomias que englobam formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão); formações savânicas (cerrado sentido restrito, parque de cerrado, cerrado aberto, palmeiral e vereda) e formações campestres (campo sujo, campo rupestre e campo limpo). Sobretudo nas formações savânicas e campestres, ocorre uma grande produção de biomassa durante o período de chuvas, que seca ou morre durante a estação seca (Neto *et al.* 1998) favorecendo a ocorrência de queimadas e incêndios que, dependendo da frequência, podem resultar em mudanças florísticas e estruturais da vegetação.

De forma geral, as queimadas de Cerrado são rápidas e de superfície, consumindo principalmente a biomassa do estrato rasteiro (Cesar 1980; Coutinho 1990; Miranda *et al.* 2010), a altura média das chamas varia entre 1,2 m e 2,9 m (Castro & Kauffman 1998) e as temperaturas mais altas são, geralmente, registradas a 60 cm de altura, enquanto que as temperaturas do solo são mais elevadas na superfície e tendem a reduzir de acordo com o aumento da profundidade (Miranda *et al.* 1993). Embora se tenha bastante informação sobre o comportamento do fogo, pouco se sabe sobre o regime de queima, ou seja, a época e a frequência em que o fogo ocorre. Ramos Neto & Pivello (2000) e França *et al.* (2007) relatam que, no Cerrado, incêndios naturais ocorrem principalmente por raios, na época de transição entre a

estação seca e a chuvosa. Entretanto, a conversão de áreas de Cerrado com fins agropecuários tem alterado o regime natural de queima, com queimadas sendo realizadas na estação seca, a intervalos de um a quatro anos (Coutinho 1990). A alteração na época da queima e, conseqüentemente, no regime de queima, deve ser levada em consideração na análise dos efeitos do fogo na composição e estrutura da vegetação, uma vez que um grande número de espécies nativas florescem e/ou dispersam as sementes na estação seca (Coutinho 1990; Munhoz & Felfili 2005), o que pode acelerar as mudanças florísticas e estruturais na vegetação (Miranda *et al.* 2009). Além disso, as alterações causadas nos ecossistemas pelas queimadas podem favorecer a invasão por gramíneas africanas (San José & Farinas 1991; D'Antonio & Vitousek 1992; Pivello *et al.* 1999a; Williams & Baruch 2000). Devido à sua alta produtividade, gramíneas exóticas como *Melinis minutiflora* P. Beauv, *Andropogon gayanus* Kunth, *Urochloa decubens* Stapf e *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf, comuns no Cerrado, acumulam grandes quantidades de biomassa, que favorecem a ocorrência de incêndios (D'Antonio & Vitousek 1992; Pivello *et al.* 1999a; Martins 2006; Martins *et al.* 2007), podendo alterar o regime de fogo nas áreas invadidas, tornando fundamental o conhecimento sobre esse grupo de espécies e também o do fogo sobre elas.

As espécies exóticas podem ser classificadas em: i) *Espécies exóticas introduzidas*, cujo potencial de invasão é reconhecido em outros locais, porém sem expressão de invasão, ou seja, em estado latente; ii) *Espécies exóticas contidas*, são àquelas cujo potencial invasor é reconhecido pelo histórico de invasão em outros locais, porém se encontram, por controle humano, com a dispersão limitada em função do uso a que se destinam; iii) *Espécies exóticas*

estabelecidas, são as espécies cujo potencial invasor é reconhecido em outros locais e já se encontram em estágio de auto-regeneração em nível local; iv) *Espécies invasoras*, são as espécies que não têm inimigos naturais para limitar sua reprodução e/ou disseminação, resultando em um elevado potencial de colonização, ameaçando ecossistemas, habitats e espécies nativas (Randall 1996; Richardson *et al.* 2000). De acordo com Gurevitch & Padilla (2004) as espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo. No Brasil, em se tratando de degradação de áreas protegidas, as bioinvasões estão atrás apenas das alterações de habitat, principalmente do desmatamento (Pivello *et al.* 1999a; Martins 2006). Portanto, o conhecimento da biologia de espécies exóticas invasoras é a base para a implementação das estratégias apropriadas para seu manejo (Martins *et al.* 2009).

Willianson & Fitter (1996) relataram que o processo de invasão biológica ocorre em quatro fases distintas: o transporte (introdução da espécie), seu estabelecimento (fixação), sua expansão e o equilíbrio na comunidade. Apenas 0,1% das espécies introduzidas tornam-se invasoras, pois se considerarmos 1000 espécies introduzidas, apenas 100 conseguiriam sobreviver na natureza. Destas, 10 conseguiriam estabelecer uma população autosustentável, e a expansão para novas áreas seria atingida por apenas uma espécie. Mesmo assim, as espécies exóticas invasoras, por suas vantagens competitivas, exercem efeito de exclusão sobre as nativas pois, favorecidas pela ausência de competidores e pela degradação dos ambientes naturais, muitas vezes, ocupam os nichos das espécies nativas, (Richardson *et al.* 2000; Willians & Baruch 2000; Keane & Crawley 2002; Hoffmann *et al.* 2004; Brooks *et al.* 2004;

Santana & Encinas 2008; Zanin 2009) e às áreas protegidas (Pivello *et al.* 1999a, 1999b; Martins *et al.* 2004; Martins 2006; Hoffman & Haridasan 2008).

As invasões biológicas são um desafio crescente em nível mundial para a gestão da biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas, já que podem afetar direta e indiretamente as plantas nativas. Diretamente, quando as espécies invasoras tornam-se monopolizadoras de recursos limitados, como radiação, água e nutrientes e, indiretamente, quando as invasões de espécies exóticas promovem mudanças no ecossistema, alterando a estabilidade dos solos e a ciclagem de nutrientes, colonizando substratos abertos, bem como promovendo ou suprimindo o fogo (D'Antonio & Vitouseck 1992; Willians & Baruck 2000; Brooks *et al.* 2004). Portanto, o potencial de uma espécie de tornar-se invasora é o resultado da combinação dos atributos da espécie, das propriedades ecológicas do ambiente e dos distúrbios naturais ou das práticas de manejo às quais o ambiente é submetido (MacIntyre *et al.* 1995).

De acordo com Zanin (2009), os custos de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras são muito altos e os danos para o meio ambiente e para economia são significativos. Nesse contexto, levantamentos realizados nos Estados Unidos da América, Reino Unido, Austrália, África do Sul, Índia e Brasil atestam que as perdas econômicas anuais decorrentes da introdução de pragas nas culturas, nas pastagens e nas áreas de florestas atingem cifras que se aproximam dos 240 bilhões de dólares.

As invasões biológicas têm sido responsáveis por mudanças significativas na estrutura e na composição da vegetação em diferentes partes do mundo (San José & Fariñas 1991; D'Antonio & Vitouseck 1992; McNeely *et*

al. 2001) e na região central do Brasil observa-se o estabelecimento de espécies invasoras tanto de porte arbóreo-arbustivo quanto herbáceo. As espécies invasoras arbóreas foram introduzidas no Brasil Central para uso ornamental, essências florestais para silvicultura, atividade madeireira e estabilização de solo. Ziller (2001) e Zancheta & Diniz (2006) relatam que algumas espécies arbóreas exóticas já foram observadas com alto grau de disseminação no Brasil, como é o caso dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*. De acordo com Santana & Encinas (2008) diversas espécies invasoras arbustivas e arbóreas ocorrem em áreas de cerrado no Distrito Federal. Já para o estrato herbáceo, as gramíneas de origem africana, amplamente utilizadas para melhoramento de pastagens são as principais espécies invasoras. Botrel *et al.* (2002) relatam a presença de gramíneas invasoras dos gêneros *Urochloa* e *Cynodon* na Região do Vale do Paraíba em São Paulo. Também em São Paulo, Freitas & Pivello (2005) relatam a invasão de *Melinis minutiflora* em fragmentos de cerrado no Parque Nacional de Vassununga. No Distrito Federal, populações estabelecidas das gramíneas exóticas *Melinis minutiflora*, *Andropogon gayanus*, *Penisetum sp.*, *Melinis repens*, *Hyparrhenia rufa*, *Brachiaria decumbens* são encontradas em Unidades de Conservação, como o Parque Nacional de Brasília (Martins *et al.* 2004; Martins 2006; Zanin 2009) e Reserva Ecológica do IBGE (IBGE 2004; Aires 2009).

De forma geral, as gramíneas invasoras afetam o estabelecimento e o desenvolvimento de plântulas, interferindo no processo de sucessão ecológica, na estrutura do banco de sementes do solo, no regime hídrico e na frequência de fogo (D'Antonio & Vitousek 1992; Vitousek 1997; Willians & Baruch 2000; D'Antonio *et al.* 2001; D'Antonio & Meyerson 2002; Barger 2003; Martins *et al.*

2004, 2007, 2009; Martins 2006; Hoffmann & Haridasan 2008; Ikeda 2008; Carmona & Martins 2010). Essas gramíneas podem ainda alterar a intensidade do fogo, como consequência do aumento de biomassa combustível, com diferentes valores do calor efetivo de combustão (D'Antonio & Vitouseck 1992; Rossiter *et al.* 2003). Para savanas, Griffin & Friedeel (1984) apresentam valor de 15000 kJ/kg para os calores de combustão, ao passo que para *Melinis minutiflora* e *Andropogon gayanus* o calor de combustão são de respectivamente 24400 kJ/kg (Baruch & Gomes 1996) e 20000 kJ/kg (Rositer *et al.* 2003), o que pode resultar em queimadas mais intensas e com maior calor liberado nas áreas invadidas, podendo ser prejudicial às espécies nativas. Hughes *et al.* (1991) e D'Antonio *et al.* (2001) afirmam que incêndios freqüentes podem aumentar a abundância e a diversidade de espécies exóticas, resultando em um *feedback* positivo na relação entre a dominância das gramíneas exóticas e incêndios mais intensos. Entretanto, Williams & Baruch (2000), afirmam que existem evidências de que muitas espécies introduzidas podem ser controladas pelo fogo, como *Melinis minutiflora*, e *Pennisetum purpureum* (Parsons 1972; Bogdan 1977; Skerman & Riveros 1992; Klink 1994). De acordo com Filgueiras (1990), Pivello & Norton (1996) e Martins (2006) a espécie *M. minutiflora* é tolerante ao fogo, entretanto, para Williams & Baruch (2000) a espécie não é tolerante ao fogo, assim como para D'Antonio *et al.* (2001) que registraram a mortalidade de indivíduos adultos (de 70% a 100%) em áreas queimadas no Hawaii. Já *A. gayanus* caracteriza-se por apresentar excelente rebrota após o fogo, sendo, dessa forma, considerada tolerante ao mesmo (Andrade *et al.* 1983, 1984; Thomas *et al.* 1981; Williams & Baruch 2000; Rositer *et al.* 2003). Entretanto, para o Cerrado, não foram

encontrados trabalhos relacionando o fogo com a morte de indivíduos adultos de *M. minutiflora* e de *A. gayanus*.

Para avaliar a possibilidade do uso do fogo como uma forma de manejo de *M. minutiflora* e de *A. gayanus*, este trabalho teve como objetivo investigar o efeito de queimadas anuais, no final da estação seca, na mortalidade de indivíduos adultos, no banco de sementes, na recuperação da biomassa e na cobertura vegetal destas espécies em uma área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília/DF.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Espécies estudadas

Melinis minutiflora e *Andropogon gayanus* foram introduzidas no território brasileiro acidentalmente, e/ou para fins comerciais de formação de pastagens, espalhando-se por grandes extensões de ecossistemas naturais deslocando espécies nativas, sendo consideradas problemas em Unidades de Conservação (Pivello *et al.* 1999a, 1999b; Martins *et al.* 2004; Martins 2006; Zanin 2009)., Filgueiras (1990) e D'Antonio & Vitousek (2002) descrevem a espécie africana *M. minutiflora* como agressiva (alta produção de biomassa, alta produção de sementes, alta percentagem de sementes viáveis e alto índice de germinação de sementes), o que favorece seu estabelecimento, colonização e expansão sobre o cerrado nativo. Adaptada a solos ácidos e de baixa fertilidade, *M. minutiflora* é conhecida popularmente como capim-gordura, capim-meloso, capim-catingueiro, capim-melado, capim-gordo e capim-de-frei-luiz (Lorenzi 1991). A propagação da espécie pode ser feita por sementes e de forma vegetativa através de estolões. É uma planta perene, C₄, atingindo altura de 0,40 a 0,60 m podendo chegar a até 1,60 m ou mais, possuindo caule do tipo colmo proveniente de uma base emaranhada pouco ramificada. Suas folhas apresentam pêlos glandulares que exalam óleo e cheiro característico e as raízes são emitidas a partir de entrenós inferiores (Lorenzi 1991).

Na região de Brasília, a espécie floresce, no mês de maio apresentando uma inflorescência do tipo panícula terminal de 10 a 30 cm de comprimento, arroxeadada, com ramificações curtas (Lorenzi 1991). O número de inflorescência por metro quadrado pode chegar a 158 e o número de sementes cheias por

inflorescências é de 450, o que pode resultar em valores máximos de 71100 sementes/m². Em relação ao estabelecimento de plântulas, são reportados valores de 0,01% a 6,6% das sementes germinadas (Barger *et al.* 2003; Martins *et al.* 2009). Martins *et al.* (2007) afirmam, que para uma área no Parque Nacional de Brasília, protegida do fogo há 19 anos, a biomassa do capim-gordura variou entre 4,6 Mg/ha e 5,9 Mg/ha, correspondendo a 42% e 68% da biomassa total na área.

Andropogon gayanus é uma gramínea perene, originária do noroeste da África (Andrade *et al.* 1983) e que se encontra amplamente difundida em áreas com solos ácidos e de baixa fertilidade, desenvolvendo-se melhor em solos profundos e bem drenados. Desenvolve-se bem em áreas sujeitas a estação seca prolongada, tolerando até nove meses sem chuva (Filgueiras 1990; Williams & Baruch 2000). De acordo com Andrade *et al.* (1983, 1984) e Thomas *et al.* (1981), a introdução desta espécie no Brasil ocorreu a partir de 1940, com fim comercial de formação de pastagens, tendo tido boa aceitação por apresentar boa palatabilidade, razoável valor nutritivo e resistência ao pisoteio. É uma forrageira, C₄, ereta, que cresce formando touceiras de até 1 m de diâmetro, produzindo perfilhos com altura variando de 1 a 3 m e é conhecida popularmente como capim-andropogon e/ou capim-gambá (Lorenzi 1991). Sua propagação pode ser feita tanto por sementes quanto de forma vegetativa (Lorenzi 1991; Williams & Baruch 2000). Indivíduos adultos podem produzir entre 27 e 70 inflorescências, com produção potencial de 15000 a 244000 sementes, com valor médio de 77000 sementes (Flores *et al.* 2005). De acordo com Lorenzi (1991), a espécie produz entre 40 a 150 kg de sementes/ha. Embora a produção de sementes seja alta, a viabilidade destas varia entre 46%

e 65% (Flores 1999 in NT Weed Risk Assessment 2008) e a taxa de sobrevivência de plântulas é baixa, cerca de 1,7% (Flores *et al.* 2005), assim como para *M. minutiflora* (Martins *et al.* 2004).

2.2. Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em ~~área de preservação permanente~~ unidade de conservação do bioma Cerrado: o Parque Nacional de Brasília, localizado entre as coordenadas 15°35' a 15°45'S e 47°55' a 48°05'W, distante cerca de 25 km do centro de Brasília/DF (Figura 1).

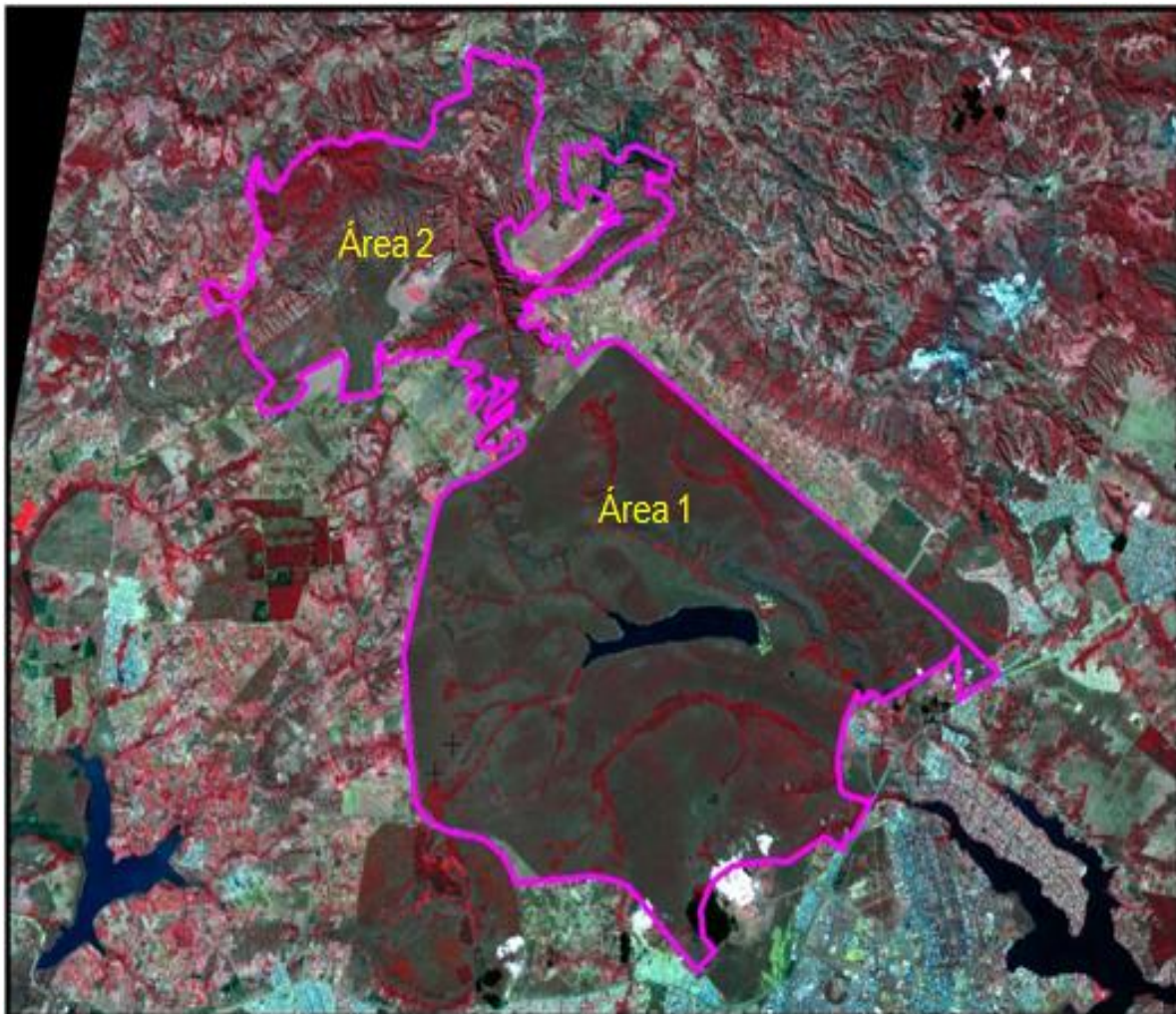


Figura 1. Localização do Parque Nacional de Brasília (Parna de Brasília / Núcleo de Pesquisa e Manejo).

Com área de 41000 ha, o Parque encontra-se próximo a outras Unidades de Conservação: Jardim Botânico, Fazenda Água Limpa e Reserva Ecológica do IBGE, que, juntos, formam a Reserva da Biosfera do Cerrado, criada em 1993 pela UNESCO no Distrito Federal. O clima na região do Parque, na caracterização de Köppen, é Aw, com verões chuvosos e invernos secos (UNESCO 2002).

Segundo Martins *et al.* (1997) no período de 2002 a 2006, foram registradas 28 espécies de gramíneas exóticas no Parque Nacional de Brasília, representando 19% do total das gramíneas inventariadas para a Unidade de Conservação. Dentre as gramíneas exóticas identificadas, predominam as de origem africana (61%), sendo que dessas, *Andropogon gayanus*, *Hyparrhenia rufa*, *Menilinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* foram encontradas em todas as áreas do Parque (áreas abertas ao público, zonas intangíveis, zonas primitivas, zonas de recuperação com solo compactado e zonas de recuperação com solo descompactado).

Este trabalho foi realizado em uma zona de uso intensivo (Martins *et al.* 2007) de 60 m x 90 m de Cerrado Ralo invadida por *M. minutiflora* e *A. gayanus*. A metodologia utilizada para avaliar o efeito de queimadas anuais, no final da estação seca, em *M. minutiflora* e *A. gayanus* é descrita a seguir.

2.3. Caracterização da queimada

2.3.1. Eficiência de combustão

A eficiência de queima (E) durante as queimadas foi calculado de acordo com a Equação (1), onde W_{antes} é o peso seco do combustível coletado antes da queimada e W_{depois} é o peso seco do combustível não consumido. O

combustível fino foi coletado antes e depois da queima. Para isso, todo o combustível fino contido em uma parcela de 50 cm x 50 cm foi coletado. Para cada área estudada, com invasão de *M. minutiflora* e de *A. gayanus*, 20 amostras foram coletadas, sendo dez quadrados antes e dez após a passagem do fogo. O material coletado foi levado ao Laboratório de Ecologia do Fogo da Universidade de Brasília para determinação da composição (gramíneas nativas, gramíneas exóticas e dicotiledôneas vivas e mortas). O material coletado foi colocado em estufa a 80°C durante 48 horas para determinação da massa seca.

$$E = (W_{\text{antes}} - W_{\text{depois}}) / W_{\text{antes}} \quad (1)$$

Com os valores de combustível consumido ($W = W_{\text{antes}} - W_{\text{depois}}$) e do calor efetivo de combustão (h) foi calculado o calor liberado (H) por unidade de área (Wright & Bailey 1982), de acordo com a equação (2), sendo que o calor efetivo de combustão considerado foi de 24400 kJ/kg para *M. minutiflora* (Baruch & Gomes 1996) e de 20000 kJ/kg para *A. gayanus* (Rositer *et al.* 2003).

$$H = h \cdot W \quad (2)$$

2.3.2. Temperatura do solo

No presente trabalho, as temperaturas do solo foram medidas na primeira queimada, em 2009, a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade, com termopares tipo “k” (cromel-alumel, 32 swg), instalados horizontalmente e conectados a um sistema automático de aquisição de dados (data logger, 21X,

Campbell Inc. Lincoln, USA), programado para registrar as temperaturas do solo a cada 2 minutos durante a passagem do fogo (Miranda *et al.* 1993; Castro Neves & Miranda 1996; Castro Neves 2000).

2.3.3. Temperatura do ar

Para caracterizar as queimadas estudadas no presente trabalho, temperaturas do ar foram medidas durante a queimada de 2009, com termopares tipo “k” (cromel-alumel, 30 swg), soldadas em arco-voltaico, com cabos termicamente isolados e presos a uma haste de metal fixados a 1 cm, 60 cm e 160 cm. Os sensores foram conectados a um sistema automático de aquisição de dados (data logger, 21X, Campbell Inc. Lincoln, USA), programado para registrar as temperaturas do ar a cada segundo durante a passagem do fogo (Miranda *et al.* 1993; Castro Neves & Miranda 1996; Castro Neves 2000).

2.4. Cobertura Vegetal

Para quantificar a cobertura vegetal, foi utilizado o método de intersecção na linha que, segundo Kent & Coker (1992), consiste em traçar linhas sobre a vegetação a ser amostrada registrando o comprimento da linha que é interceptado por indivíduos das espécies estudadas, estimando a proporção da área coberta por aquela espécie. O método de intersecção na linha é indicado em ambientes onde a vegetação é esparsa como nos meses após a queimada.

A medida da cobertura vegetal da área de estudo, foi avaliada bimestralmente em 11 linhas de 90 m de comprimento. Em cada linha, foi

registrada a ocorrência de gramíneas nativas, dicotiledôneas, *M. minutiflora* e *A. gayanus*, assim como as combinações desses componentes. Estes valores foram utilizados para calcular a cobertura total da área, assim como a contribuição de cada componente para a cobertura total.

2.5. Biomassa Combustível

Para a coleta de biomassa combustível, foi considerada a heterogeneidade na distribuição das espécies presentes na área experimental. Para isso, foram utilizados os dados de cobertura vegetal, a fim de estabelecer a localização de subáreas em que havia dominância de *M. minutiflora* e *A. gayanus*.

Em cada subárea mapeada, foram utilizadas 10 parcelas de 50 cm x 50 cm, lançados ao acaso dentro do domínio das subáreas identificadas. Durante a coleta, foi feito o corte rente ao solo de toda a vegetação presente em cada um dos quadrados. Posteriormente, o material coletado foi levado ao Laboratório de Ecologia do Fogo da Universidade de Brasília, onde foi feita a separação do material em: gramíneas nativas, dicotiledôneas, *M. minutiflora* e *A. gayanus* vivos e mortos. O material separado foi acondicionado em sacos de papel e levados a estufa para secagem a 80°C durante 48 horas e depois pesado para determinação da massa seca. A coleta de biomassa combustível foi realizada antes da queima e seis meses após cada queima e, para a análise estatística dos dados coletados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$) com o teste de Dunn como análise *a posteriori* para a comparação entre os anos.

2.6. Mortalidade de indivíduos adultos

Para a realização do estudo de mortalidade de indivíduos adultos, foi utilizado o mapeamento da área experimental, produzido por ocasião do estudo de biomassa, a fim de marcar ao acaso, após a primeira queimada, em cada uma das subáreas, 50 touceiras de *M. minutiflora* e 50 de *A. gayanus* (Figura 2). Cada touceira foi considerada um indivíduo.



Figura 2. Manchas de *Andropogon gayanus* e *Melinis minutiflora* após queimada, em setembro de 2010, em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. As bandeiras sinalizam os indivíduos marcados para estudo de mortalidade.

Para cada indivíduo marcado, foi medido o maior e o menor diâmetro da cicatriz deixada no solo após a queimada. Em seguida, foi calculada a área basal (AB) do indivíduo, por meio do cálculo da área da elipse representando cada cicatriz.

A sobrevivência dos indivíduos marcados foi acompanhada bimestralmente e, antes das queimadas de 2010 e 2011, os indivíduos mortos foram substituídos, ao acaso, por outros localizados na mesma subárea e que também tenham sido submetidos às mesmas queimadas. O indivíduo foi considerado morto quando, após um ano, não apresentou rebrotas.

Para avaliar o efeito do fogo na mortalidade de indivíduos, estes foram divididos em três classes de tamanho de acordo com a área basal (AB). As comparações entre os dados de mortalidade foram analisadas com o teste binomial: duas proporções ($\alpha=0,05$).

2.7. Banco de sementes

2.7.1. Estimativa da proporção de sementes cheias e germinação de *Andropogon gayanus*

Antes da queimada de 2011, sementes de *A. gayanus* foram coletadas para a estimativa da massa de sementes cheias em 1g (Brasil 2009), proporção de sementes cheias e taxa de germinação. Panículas de *A. gayanus* foram coletadas quando apresentavam pelo menos 1/3 das sementes dispersadas, a fim de reduzir a ocorrência de diferentes graus de maturação nas sementes coletadas (Carmona *et al.*, 1999).

Para a estimativa do número de sementes cheias, 500 sementes foram separadas em cinco lotes de 100 sementes. Todas as sementes contidas em

cada lote foram testadas manualmente, com o auxílio de pinça e lupa, para verificar a existência ou não de cariopse (Carmona *et al.* 1998, 1999; Andrade *et al.* 1983, 1984). As sementes cheias e vazias foram, então, pesadas para estimar a massa e a quantidade de sementes cheias em 1g (Brasil 2009). As unidades de dispersão (espiguetas cheias e vazias) foram acondicionadas em sacos de papel e mantidas em condições ambiente até o início do teste de germinação.

Para a estimativa da taxa de germinação, foram utilizadas 400 sementes cheias, que foram divididas em quatro repetições com 100 sementes cada. As sementes foram acondicionadas em placas de Petri, forradas com folhas de papel filtro, como substrato de germinação, e umedecidas com água destilada. As placas foram mantidas a temperatura ambiente em prateleiras com lâmpadas de luz branca e fotoperíodo de 12 horas e umedecidas quando necessário. A contagem das sementes germinadas foi realizada a cada 24 horas e o critério utilizado para contabilizar a germinação foi a emergência e curvatura geotrópica da radícula (Laboriau 1983).

Para a análise estatística dos dados obtidos, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$).

2.7.2. Deposição de sementes de *Andropogon gayanus*

Para estimar a quantidade de sementes de *A. gayanus* depositadas na superfície do solo, foi feita a coleta de sementes em 10 amostras (20 cm x 20 cm) na subárea de *A. gayanus*, próximas às touceiras. A coleta foi feita antes da queimada de setembro de 2011 (Figura 3).



Figura 3. Sementes de *Andropogon gyanus* depositadas na superfície do solo em área de cerrado ralo, antes da queima em setembro de 2011, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

O material coletado foi acondicionado em sacos e levado ao Laboratório de Ecologia do Fogo da Universidade de Brasília, onde foi feita a contagem e triagem (Figura 4).



Figura 4. Contagem e separação das sementes de *Andropogon gyanus* coletadas em área de cerrado ralo, após queima em setembro de 2011, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

2.7.3. Banco de sementes no solo

Para o estudo de banco de sementes no solo, foram feitas coletas de 10 amostras de solo, antes e após a passagem do fogo (Figura 5), em cada uma das áreas mapeadas no estudo de biomassa. Foram utilizados quadrados de ferro de 20 cm de lado e 2 cm de profundidade, o que corresponde a 800 cm³ de volume de solo coletado por quadrado. Embora não tenha sido encontrada na literatura a profundidade do banco de sementes de *A. gayanus*, a profundidade de 2 cm foi escolhida porque, de acordo com Andrade (2002), cerca de 70% das sementes de espécies nativas são encontradas até 0,5 cm de profundidade e 90% no primeiro centímetro, e Martins *et al.* (2009) mostram que sementes de *M. minutiflora* localizadas abaixo de 2 cm raramente germinam. As coletas antes e após a passagem do fogo permitiram o estudo do impacto imediato do fogo no banco de sementes no solo.



Figura 5. Coleta de solo para estudo do banco de sementes após queimada, em setembro de 2010, em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

Como todas as queimadas ocorreram em setembro, é possível afirmar que as coletas realizadas antes da passagem do fogo representam o máximo

de sementes no solo, uma vez que a estação chuvosa ainda não havia iniciado, favorecendo a germinação das sementes contidas no banco do solo. As amostras foram transportadas até o Laboratório de Ecologia do Fogo da Universidade de Brasília e colocadas em pratos plásticos com 22,5 cm de diâmetro e 4,5 cm. Os pratos foram etiquetados e colocados em casa de vegetação, em condições ambiente e foram irrigados diariamente ou quando necessário (Figura 6).

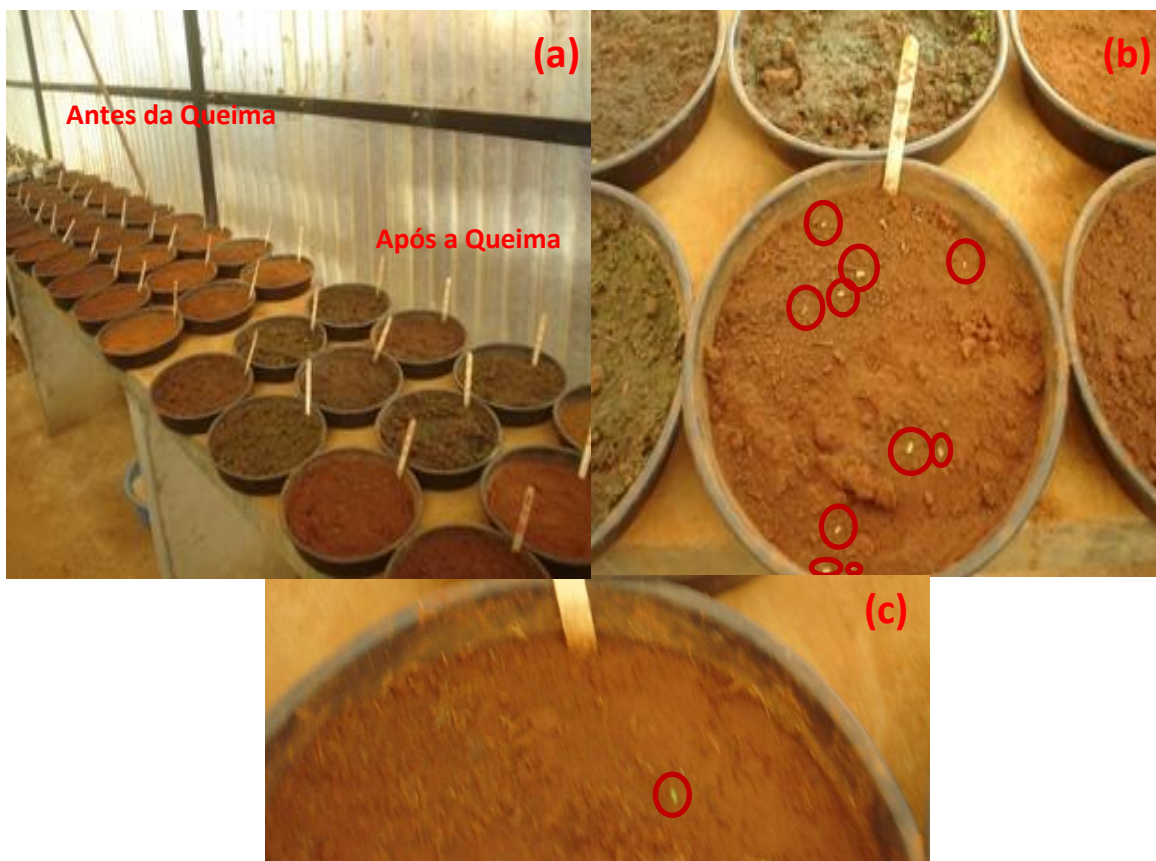


Figura 6. Disposição dos pratos utilizados para o estudo de banco de sementes no solo coletado em área de cerrado ralo, antes e após queima em setembro de 2010, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF (a); plântulas de dicotiledôneas (b); plântula de *Andropogon gayanus* (c).

Três vezes por semana, pelo período de seis meses, foi feita a contagem das plântulas de *M. minutiflora*, *A. gayanus* e espécies nativas que,

após a contagem, foram arrancadas e desprezadas. Após uma semana sem ocorrer nenhuma germinação, o solo foi revolvido para que novos fluxos de emergência pudessem ocorrer (Gross 1990). O total de sementes foi obtido pela soma de todas as plântulas que emergiram durante o período observado.

Para a análise dos dados obtidos, foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha=0,05$) com o teste de Dunn como análise *a posteriori* para a comparação entre os anos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização das Queimadas

3.1.1. Eficiência de combustão

Para as queimadas realizadas em 2009, 2010 e 2011, a eficiência de combustão variou entre 91% e 94% na subárea de *M. minutiflora* e entre 88% e 90% na de *A. gayanus* (Tabelas 1 e 2), não havendo diferença significativa entre anos e entre as subáreas. Estes valores são similares aos observados em outras queimadas controladas realizadas em formas abertas de Cerrado: 81% a 99% em queimadas controladas realizadas em campo sujo (Miranda *et al.* 2010).

Tabela 1. Quantificação do combustível vivo e morto disponível na subárea de *Andropogon gayanus* antes e após da passagem do fogo e eficiência de combustão em queimadas controladas em 2009, 2010 e 2011, realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

Subárea de <i>Andropogon gayanus</i>			
Antes da queimada	2009	2010	2011
Combustível total (Mg/ha)	14,4	12,2	11,1
Combustível vivo (%)	40	41	48
Combustível morto (%)	60	59	52
Após queima			
Combustível total (Mg/ha)	1,4	1,2	1,3
Eficiência de combustão (%)	90	90	88

Tabela 2. Quantificação do combustível vivo e morto disponível na subárea de *Melinis minutiflora* antes e após da passagem do fogo e eficiência de combustão em queimadas controladas em 2009, 2010 e 2011, realizadas em área de cerrado ralo Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

Subárea de <i>Melinis minutiflora</i>			
Antes da queimada	2009	2010	2011
Combustível total (Mg/ha)	11,3	8,1	5,7
Combustível vivo (%)	37,5	41	49
Combustível morto (%)	62,5	59	51
Após queima			
Combustível total (Mg/ha)	0,7	0,7	0,5
Eficiência de combustão (%)	94	91	91

3.1.2. Temperaturas do solo

Devido a falha nos sensores, as temperaturas a 5 cm e 10 cm de profundidade não foram registradas durante a queimada na subárea de *A. gayanus*. Entretanto, a temperatura máxima a 1 cm foi 30°C (Figura 7), representando um aumento de 6°C em relação ao valor pré-fogo.

Durante a queimada na subárea de *M. minutiflora*, as temperaturas máximas a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade foram, 28°C, 25°C e 24°C, respectivamente (Figura 8).

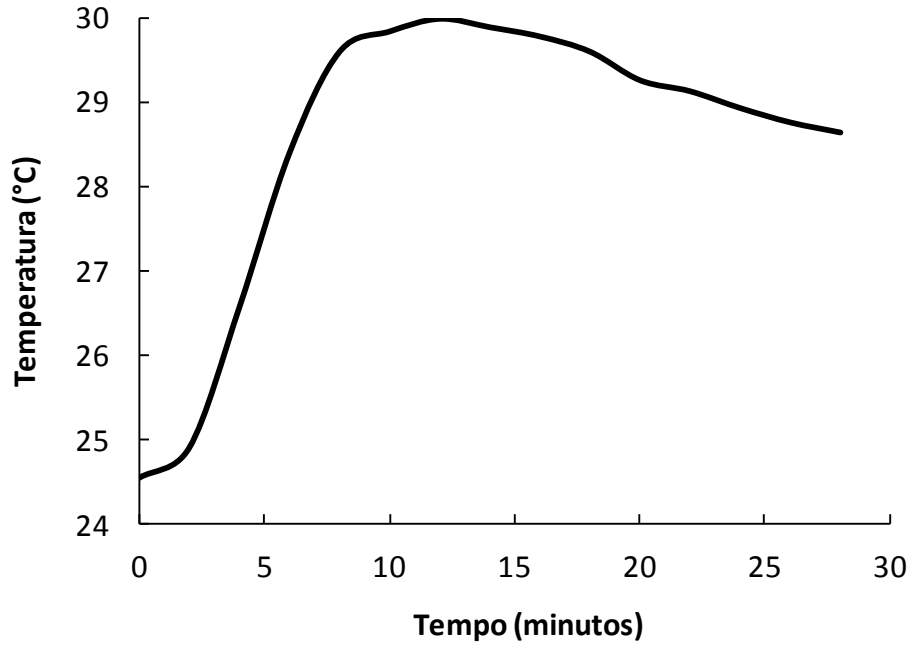


Figura 7. Variações de temperaturas de solo a 1 cm de profundidade, em subárea caracterizada pela dominância de *Andropogon gayanus* durante a primeira queimada controlada em 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

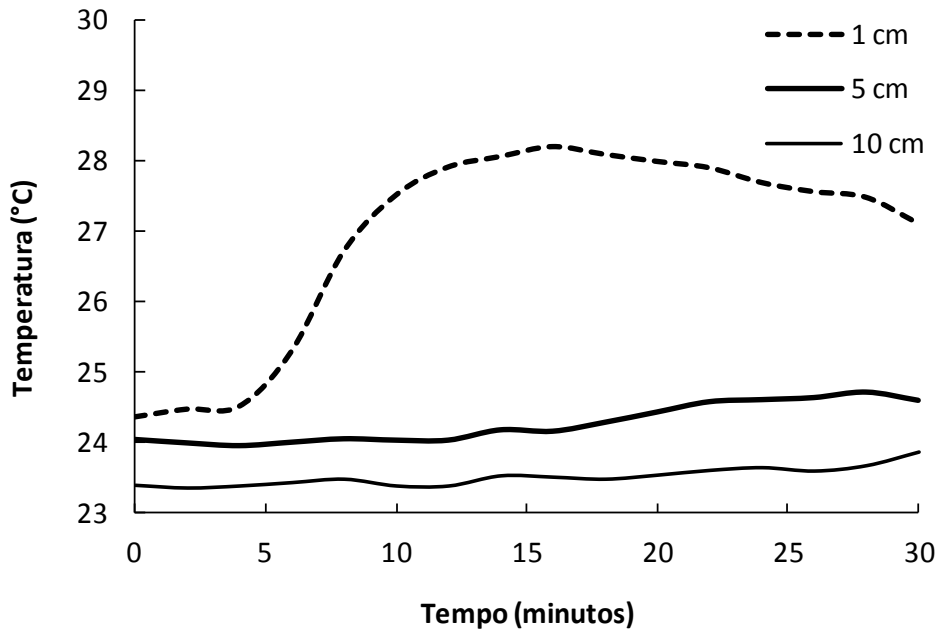


Figura 8. Variações de temperaturas de solo a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade, em subárea caracterizada pela dominância de *Melinis minutiflora* durante a primeira queimada controlada em 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

A 1 cm de profundidade a passagem da frente de fogo resultou em um acréscimo de 4°C no valor pré-fogo. O aumento de temperatura nas camadas mais profundas do solo ocorreu cerca de 25 minutos após o máximo registrado a 1 cm de profundidade. Estas temperaturas são semelhantes às apresentadas por Castro-Neves (2000) para uma queimada de campo sujo, onde o capim-gordura representava 30% da biomassa total. A autora reportou temperaturas máximas de 27°C, 24°C e 21°C a 1 cm, 5 cm e 10 cm de profundidade, respectivamente. Entretanto, as temperaturas estão próximas aos valores mínimos de temperaturas do solo registradas para diversas fisionomias de Cerrado, onde as temperaturas máximas a 1 cm de profundidade variaram entre 29°C e 55°C com pouca, ou nenhuma variação a 5 cm e 10 cm (Coutinho 1976; César 1980; Miranda *et al.* 1993; Dias 1994; Castro-Neves & Miranda 1996; Dias *et al.* 1996; Castro-Neves 2000), evidenciando assim uma relação indireta entre o aumento de temperatura e a profundidade do solo, uma vez que este é um bom isolante térmico e as queimadas em cerrado são de superfície com baixos tempos de residência (Miranda *et al.* 1993; Castro Neves & Miranda 1996).

3.1.3. Temperaturas do ar

Na subárea de *A. gayanus*, as temperaturas máximas do ar foram de 493°C, 293°C e 106°C a 160 cm, 60 cm e 1 cm, respectivamente (Figura 9) e na subárea de *M. minutiflora*, as temperaturas máximas foram de 476°C, 415°C e 108°C, a 160 cm, 60 cm e 1 cm, respectivamente (Figura 10).

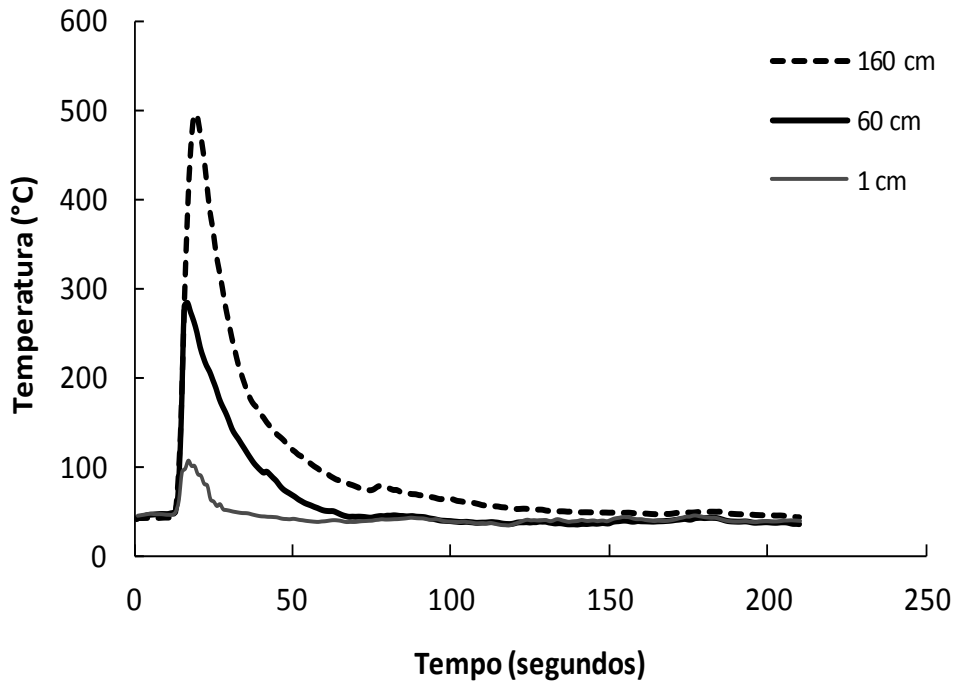


Figura 9. Variações de temperaturas de ar a 1 cm, 60 cm e 160 cm, em subárea caracterizada pela dominância de *Andropogon gayanus* durante a queimada controlada de 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

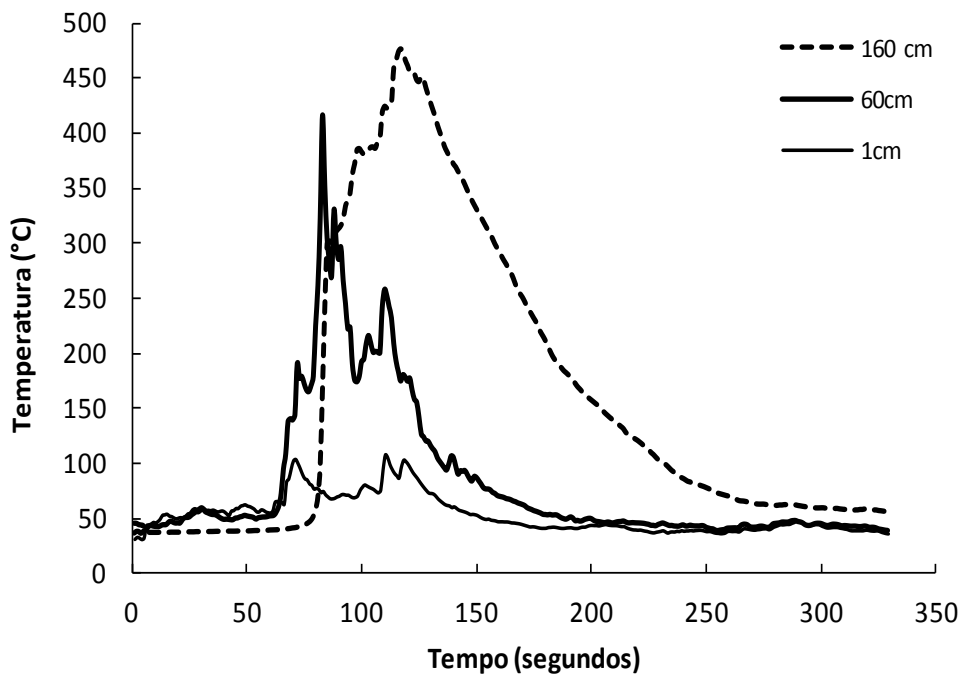


Figura 10. Variações de temperaturas de ar a 1 cm, 60 cm e 160 cm, em subárea caracterizada pela dominância de *Melinis minutiflora* durante a queimada controlada de 2009, realizada em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

As temperaturas máximas registradas neste estudo estão no intervalo das apresentadas por Miranda *et al.* (1993) e Miranda *et al.* (2009) para queimadas no Cerrado, que variam entre 85°C e 884°C. Entretanto, tanto para a subárea invadida por *A. gayanus* quanto na invadida por *M. minutiflora* a temperatura máxima foi registrada a 160 cm, enquanto em áreas de Cerrado, de forma geral, a máxima é registrada a 60 cm. Na área dominada por *A. gayanus*, o sensor estava posicionado dentro da camada de combustível, que variava entre 1 m e 3 m, altura dos indivíduos da espécie invasora, o que pode explicar os registros de temperatura máxima a 160 cm. Embora com valor mais alto (766°C), Castro-Neves (2000) também reporta temperatura do ar máxima a 160 cm em queimada de campo sujo invadido com *M. minutiflora*, o que pode ser explicado por esta ser uma espécie com resinas e/ou compostos oleaginosos (Prates *et al.* 1993) altamente inflamáveis e que geralmente contribuem com o aumento da altura das chamas (Wright & Bailey 1982).

O tempo de residência para temperatura do ar maiores que 60°C, a 1 cm da superfície do solo, foi de 91 e 220 segundos, nas subáreas dominadas por *A. gayanus* e *M. minutiflora*, respectivamente, enquanto que para o Cerrado varia de 100 a 250 segundos (Miranda *et al.* 1993, 2010).

Com a eficiência de queima calculada para as queimadas e o calor efetivo de combustão para cada espécie pode-se calcular o calor liberado por unidade de área. Desta forma, o calor liberado durante as queimadas de *A. gayanus* foi 23400 kJ/m², 20000 kJ/m² e 19600 kJ/m² para as queimadas de 2009, 2010 e 2011, respectivamente, enquanto que para as de *M. minutiflora* foi de 25864 kJ/m², 15616 kJ/m² e 12680 kJ/m². Esta energia liberada, associada a diferença nos tempos de residência registrados para queimadas

nas áreas ocupadas pelas duas espécies invasoras, pode resultar em efeitos diferenciados na mortalidade e no recrutamento de indivíduos destas espécies.

3.2. Biomassa Combustível

A biomassa total do estrato rasteiro das subáreas de *A. gayanus* e *M. minutiflora* foi mensurada em setembro de 2009, 2010 e 2011 e em março de 2010, 2011 e 2012. Como não foram encontrados indivíduos de diâmetro maior que 6 mm, toda a biomassa foi caracterizada como combustível fino (Luke e McArthur 1978).

3.2.1. Subárea de *Andropogon gayanus*

O total de biomassa na subárea ocupada por *A. gayanus* variou de 14,4 Mg/ha a 11,0 Mg/ha entre os anos de 2009 a 2011. Em relação à biomassa total da subárea, só houve diferença significativa entre os anos de 2009 e 2011 ($z=2,7432$; $p<0,05$). Deste total, a biomassa combustível de *A. gayanus* mensurada antes das queimadas de setembro de 2009, 2010 e 2011 foi de 10,4 Mg/ha, 9,3 Mg/ha e 8,3 Mg/ha, representando entre 72% a 85% do total na subárea. A biomassa viva de *A. gayanus* representou 40%, 47% e 50% da biomassa da espécie em 2009, 2010 e 2011, respectivamente e a biomassa morta 60%, 53% e 50%. O restante da biomassa observada foi composto por dicotiledôneas, gramíneas nativas e *M. minutiflora* vivas e mortas (Tabela 3). A ocorrência de *M. minutiflora* só foi registrada na subárea em setembro de 2009 com 0,44 Mg/ha, representando 3% do total.

Seis meses após as queimadas de 2009, 2010 e 2011, foram registrados valores de recuperação de biomassa combustível de *A. gayanus* da ordem de

55%, 72% e 62%, respectivamente. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas para a quantidade de biomassa total e a do componente vivo de *A. gayanus*, entre os anos de 2009 a 2011. Porém foram registradas diferenças significativas entre a quantidade de biomassa morta de *A. gayanus* entre os anos de 2009 e 2011 ($z=2,6162$; $p<0,05$), o que representa uma recuperação de 68% da biomassa morta acumulada em relação àquela registrada para antes da queima de 2009. Para os demais componentes, isto é, gramíneas nativas e dicotiledôneas não foram registradas diferenças significativas para a biomassa total, viva e morta.

Tabela 3. Biomassa combustível do estrato rasteiro em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, invadida com *Andropogon gayanus* e submetida as queimadas controladas em setembro de 2009, 2010 e 2011. O combustível foi quantificado antes da queima e seis meses após a queima.

Componentes (Mg/ha)	Ano da queima							
	2009		2010		2011		2012	
	Set	Mar	Set	Mar	Set	Mar	Set	Mar
<i>A.gayanus</i> vivos	4,21	3,02	4,04	3,92	4,16	3,00		
<i>A.gayanus</i> mortos	6,19	2,69	5,26	2,79	4,18	2,16		
Dicotiledôneas vivos	1,42	0,64	0,88	0,41	1,10	0,62		
Dicotiledôneas mortos	2,15	0,18	1,93	0,47	1,51	0,42		
Gramíneas nativas vivos	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02		
Gramíneas nativas mortos	0,02	0,01	0,05	0,02	0,03	0,02		
<i>M.minutiflora</i> vivos	0,13							
<i>M. minutiflora</i> mortos	0,31							
Total	14,45	6,55	12,18	7,63	11,01	6,24		

3.2.2. Subárea de *Melinis minutiflora*

O total de biomassa na subárea ocupada por *M. minutiflora* variou de 11,4 Mg/ha a 5,7 Mg/ha entre os anos de 2009 a 2011, só havendo diferença significativa entre os anos de 2009 e 2011 ($z=3,9878$; $p<0,05$). Deste total, a biomassa combustível de *M. minutiflora* mensurada antes das queimadas de setembro de 2009, 2010 e 2011 foi de 6,1 Mg/ha, 3,8 Mg/ha e 2,2 Mg/ha representando entre 39% e 53% do total na subárea. A biomassa viva representou 32%, 34% e 44% da biomassa da espécie em 2009, 2010 e 2011, respectivamente e a biomassa morta 68%, 66% e 56%. O restante da biomassa observada foi composto por dicotiledôneas e gramíneas nativas vivas e mortas (Tabela 4). Não foi observada a presença de indivíduos de *A. gayanus* na subárea.

Seis meses após as queimadas de 2009, 2010 e 2011 foram registrados valores de recuperação de biomassa combustível de *M. minutiflora* da ordem de 39%, 50% e 56% respectivamente. Foram observadas diferenças significativas entre a quantidade de biomassa viva, morta e total de *M. minutiflora* somente entre os anos de 2009 e 2011 ($z=3,5560$; $z=3,3782$; $z=4,3942$; $p<0,05$), assim como para biomassa morta de dicotiledôneas ($z=2,5400$; $p<0,05$). Desta forma, o total de biomassa combustível da espécie invasora em 2011 foi 63% menor do que em 2009 uma vez que houve recuperação de apenas 45% do componente vivo e 31% do morto. Não foram encontradas diferenças significativas nos valores de biomassa combustível de gramíneas nativas na subárea, entretanto, para as dicotiledôneas foi registrada diferença significativa para a biomassa morta entre 2009 e 2011 ($z=2,5400$; $p<0,05$).

Tabela 4. Biomassa combustível do estrato rasteiro em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, invadida com *Melinis minutiflora* e submetida as queimadas controladas em setembro de 2009, 2010 e 2011. O combustível foi quantificado antes da queima e seis meses após a queima.

Componentes (Mg/ha)	Ano da queima							
	2009		2010		2011		2012	
	Set	Mar	Set	Mar	Set	Mar		
<i>A.gayanus</i> vivos								
<i>A.gayanus</i> mortos								
Dicotiledôneas vivos	1,10	0,43	0,96	0,66	1,04	0,70		
Dicotiledôneas mortos	2,36	1,13	1,87	1,03	1,32	0,77		
Gramíneas nativas vivos	0,73	0,32	0,64	0,24	0,44	0,18		
Gramíneas nativas mortos	1,07	0,21	0,82	0,10	0,69	0,13		
<i>M.minutiflora</i> vivos	2,42	1,14	1,75	1,06	1,08	0,80		
<i>M. minutiflora</i> mortos	3,67	1,21	2,09	0,87	1,15	0,46		
Total	11,35	4,44	8,13	4,49	5,72	3,36		

Os valores de biomassa das espécies invasoras registrados na área de estudo estão no intervalo apresentado na literatura. Rositer *et al.* (2003, 2004), em estudos realizados no norte da Austrália, apresentam valores de biomassa de *A. gayanus* variando entre 11 Mg/ha e 17 Mg/ha para áreas com alto grau de invasão. Nestas áreas, a espécie invasora representava entre 75% e 88% da biomassa total. Para *M. minutiflora* biomassa entre 12 Mg/ha e 21 Mg/ha foram reportados para a região de Brasília (Silva & Haridasan 2007; Hoffman & Haridasan 2008; Martins *et al.* 2011). A grande variação nos valores pode estar refletindo o grau de invasão e o tempo sem queima.

Em relação à quantidade de biomassa combustível total, componentes vivos e mortos das espécies invasoras em suas subáreas, observam-se diferenças significativas entre a biomassa de *A. gayanus* e *M. minutiflora* em 2009 ($z=3,4773$; $z=3,7041$; $z=3,0993$; $p<0,05$), 2010 ($z=3,5529$; $z=2,9481$; $z=2,7969$; $p<0,05$) e 2011 ($z=3,7796$; $z=3,7796$; $z=3,7796$; $p<0,05$), o que pode ser explicado pela diferença na arquitetura das espécies, já que *A. gayanus* é uma forrageira ereta, que cresce formando touceiras de até 1 m de diâmetro com altura variando entre 1 e 3 m (Andrade *et al.* 1983, 1984; Thomas *et al.* 1981; Lorenzi 1991), ou seja, a dominância de *A. gayanus*, fez com que a biomassa combustível total disponível antes das queimadas em sua subárea atingisse valores entre 1,2 e 1,9 vezes superiores aos registrados na subárea de *M. minutiflora*.

As espécies invasoras estudadas apresentaram redução de biomassa combustível em consequência das queimadas anuais. Não se esperava que os valores de biomassa morta de *M. minutiflora* e *A. gayanus* retornassem aos mensurados no início do experimento, pois, em 2009, o combustível havia se acumulado na área por mais de cinco anos. Após o início dos tratamentos de fogo, a partir de 2009, observa-se alteração nas quantidades de biomassa morta das espécies invasoras, sugerindo que o fogo pode ser eficiente no controle do grande acúmulo de biomassa resultante da invasão por essas espécies em áreas de cerrado aberto.

Segundo D'Antonio & Vitousek (1992), a invasão de gramíneas exóticas pode alterar a frequência de fogo em um determinado sistema, e esta alteração pode resultar no aumento da abundância e diversidade de espécies exóticas, resultando em um *feedback* positivo na relação entre estas espécies e

incêndios mais intensos e frequentes (Hughes *et al.* 1991; D'Antonio *et al.* 2001). De acordo com Rositer *et al.* (2003) o calor efetivo de combustão de *A. gayanus* é de 20000 kJ/kg, enquanto que para *M. minutiflora* é de 24400 kJ/kg (Baruch & Gomes 1996), considerando as eficiências de queima apresentadas neste trabalho (Tabelas 1 e 2), e a biomassa combustível nas duas subáreas (Tabelas 3 e 4), em situação de mesma velocidade de propagação da frente de fogo, a intensidade da queima seria entre 1,3 a 3,0 vezes maior na subárea *A. gayanus* em relação à subárea de *M. minutiflora*, independente do calor efetivo de combustão de *A. gayanus* ser cerca de 20% menor do que o de *M. minutiflora*. Entretanto, queimadas em áreas invadidas com qualquer uma das espécies estudadas resultam em intensidades maiores do que aquelas em áreas de vegetação nativa não invadidas. Isto porque o calor efetivo de combustão para savanas é da ordem de 15000 kJ/kg (Griffin & Friedeel 1984). Para que a intensidade da frente de fogo atingisse valores semelhantes aos das subáreas invadidas seria necessário um grande acúmulo de combustível e velocidades de propagação maiores ou iguais a 1,0 m/s (Miranda *et al.* 2010).

Embora Neto *et al.* (1998) mostrem que, para o campo sujo, 70% do combustível é recuperado no primeiro ano após a queima e Batmanian & Haridasan (1985) reportem serem necessários 18 meses para que ocorra a recuperação do valor pré-queima na biomassa do estrato rasteiro de um cerrado *sensu stricto*, para *A. gayanus* cerca de 70% da biomassa combustível é recuperada nos primeiros 6 meses após a queima e, em 12 meses os valores pré-queima são recuperados, favorecendo a ocorrência de novas queimadas, indicando que a recuperação da biomassa do estrato rasteiro depois de queimadas realizadas na transição da estação seca para a estação chuvosa é

mais eficiente, pois, o rápido incremento de biomassa pode ser relacionado ao aporte de nutrientes disponibilizados rapidamente pela ação do fogo (Coutinho, 1980).

A recuperação de biomassa observada neste trabalho indica que em áreas de cerrado ralo dominadas por *A. gayanus* e *M. minutiflora* é possível realizar queimas anuais, pois um ano após a queima há presença de mais de 50% de biomassa combustível morta no total da biomassa das subáreas, o que segundo Cheney & Sullivan (1997) é requisito limitante à ocorrência de queima. Desta forma, embora a invasão por estas gramíneas possa ter alterado a intensidade da queima, não alterou a frequência de queima como proposto por D'Antonio (1992) uma vez que queimadas anuais são comuns em áreas abertas de cerrado (Coutinho 1990, Medeiros & Miranda 2008).

Nos três anos de observação em campo, nenhum indivíduo das espécies invasoras floresceu nos três a quatro meses imediatamente após a queima, ao contrário do observado para algumas espécies de gramíneas nativas, que ainda podem florescer e dispersar suas sementes logo após a queima sendo beneficiadas com a disponibilidade de nutrientes, água e com a diminuição da competição (Coutinho 1990; Cardoso *et al.* 2000, Munhoz & Felfili 2005), podendo assim ocupar rapidamente o espaço aberto pela queima. Entretanto, as duas espécies floresceram anualmente ao final da estação chuvosa, também dispersando suas sementes em um ambiente sem barreiras que poderia interceptar parte da produção anual de sementes reduzindo o recrutamento de novos indivíduos.

3.3. Mortalidade de indivíduos adultos

3.3.1. Subárea de *Andropogon gayanus*

A área basal (AB) dos indivíduos marcados para acompanhar a mortalidade de *A. gayanus* variou entre 39 cm² e 503 cm², com valores médios de 151 ± 99 cm²; 161 ± 100 cm² e 184 ± 116 cm² para os anos de 2009, 2010 e 2011, respectivamente. Não foi observada diferença significativa entre os valores médios. Nas três classes estudadas - pequena (P; AB ≤ 110 cm²), média (M; 110 cm² < AB ≤ 210 cm²) e grande (G; AB > 210 cm²) - nas queimadas de 2009, 2010 e 2011 - foram marcados 14, 12 e 10 indivíduos P; 31, 31 e 29 indivíduos M e cinco, sete e 11 indivíduos G.

Um ano após as queimadas de 2009, 2010 e 2011, foram registrados um total de quatro, cinco e cinco indivíduos mortos, equivalentes a 8%, 10% e 10% de mortalidade, respectivamente. Não houve diferença significativa para a mortalidade entre os anos. Nenhum indivíduo G, isto é, com AB > 210 cm², ou com diâmetro basal maior do que 16 cm morreu durante os três anos de observação. Para os indivíduos P e M não houve diferença significativa entre as classes e nem entre anos para o número de indivíduos mortos. Os indivíduos da classe P representaram cerca de 50%, 40% e 60% do total de indivíduos mortos nos anos de 2009, 2010 e 2011, sugerindo ser de 16 cm o diâmetro basal mínimo para escape ao fogo.

3.3.2. Subárea de *Melinis minutiflora*

A área basal dos indivíduos marcados para o acompanhamento da mortalidade variou entre 28 cm² e 334 cm² com valor médio de 123 ± 71 cm². Após a segunda e terceira queimadas, os indivíduos apresentaram AB entre

28 cm² e 307 cm²; e 31 cm² a 327 cm² com valores médios de 120 ± 72 cm² e 122 ± 75 cm², respectivamente, não havendo diferença significativa entre os valores médios. Imediatamente após as queimadas de 2009, 2010 e 2011 foram marcados respectivamente 25, 26 e 26 indivíduos P; 20, 19 e 19 indivíduos M e cinco, cinco e cinco indivíduos G. Um ano após as queimadas, foram registrados 14, 11 e 12 indivíduos mortos representando 28%, 22% e 24% de mortalidade nas queimadas de 2009, 2010 e 2011, respectivamente. Não houve diferença significativa para o total de indivíduos mortos entre os anos. Nos diferentes anos de observação, os indivíduos da classe P representaram 57%, 45% e 67% do total morto. Os indivíduos da classe M representaram 29%, 45% e 25% e os da classe G representaram 14%, 10% e 8% (Figura 11).

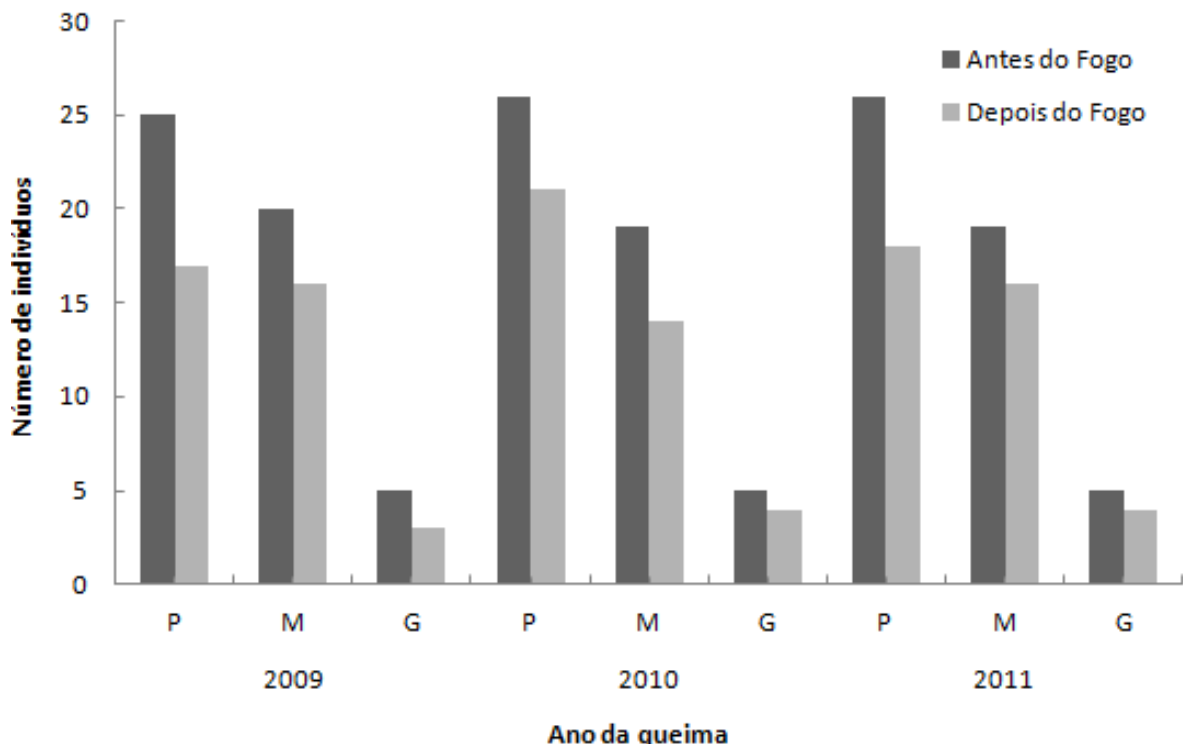


Figura 11. Indivíduos marcados de *Melinis minutiflora* em área de cerrado ralo, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF, submetida a queimadas prescritas nos anos de 2009, 2010 e 2011. P = indivíduos de *M. minutiflora* com área basal ≤ 110 cm²; M = indivíduos com área basal entre 110 cm² e 210 cm² e G = indivíduos com área basal maior que 210 cm² (n=50).

Foram observadas diferenças significativas, entre os anos de 2009, 2010 e 2011, para a mortalidade dos indivíduos classificados como P e como G ($z=2,0000$, $p=0,0228$; $z=1,6843$, $p=0,0461$ e $z=2,4460$, $p=0,0072$), assim como para a mortalidade observada entre as classes M e G para a queimada de 2010 ($z=1,6843$; $p=0,0461$).

O fogo afetou de forma diferenciada os indivíduos de *A. gayanus* e de *M. minutiflora*, sendo que a mortalidade de indivíduos de *M. minutiflora* foi de 2,2 a 3,5 vezes maior do que a registrada para *A. gayanus* ($z=2,6029$, $p=0,0046$ para o ano de 2009; $z=1,6366$, $p=0,0509$ para 2010 e $z=1,8635$, $p=0,0312$ para 2011).

Pode-se considerar baixo o percentual de touceiras de *A. gayanus* que morreram em consequência das queimas de 2009, 2010 e 2011 (8%, 10% e 10%) quando comparados a outros trabalhos realizados com outras gramíneas exóticas (Baruch & Bilbao 1999; D'Antonio *et al.* 2001) e nativas (Silva & Castro 1989; Silva *et al.* 1990; Scott *et al.* 2010; Zimmerman *et al.* 2010; Limb *et al.* 2011), cuja mortalidade como consequência do fogo variou de 20% a 100%. Diversos autores afirmam que *A. gayanus* é tolerante ao fogo (Andrade *et al.* 1983, 1984; Thomas *et al.* 1981; Williams & Baruch 2000; Rositer *et al.* 2003, 2004; Flores *et al.* 2005; Setterfield *et al.* 2010), porém, não foram encontrados na literatura dados quantitativos de mortalidade da espécie em decorrência da ação do fogo. A resistência da espécie ao fogo pode ser atribuída à sua arquitetura, que sugere maior proteção à estrutura meristemática, uma vez que os meristemas apicais localizam-se a até 15 cm do solo (Costa 1982). Após as queimadas, pode-se observar que o fogo não consome totalmente as touceiras de *A. gayanus*, restando entre 15 e 20 cm de perfilhos e/ou inflorescências não

consumidas acima do solo (Figura 12), ao contrário dos indivíduos de *M. minutiflora*, que apresentam biomassa aérea totalmente consumida após a passagem do fogo. A presença destas estruturas remanescentes, logo após as queimadas, pode explicar o fato de nenhuma touceira G (diâmetro basal > 16 cm) ter morrido durante o período de estudo, pois quanto maior a touceira, maior a quantidade de estruturas remanescentes após o fogo, o que pode representar maior proteção meristemática. Klink (1994), estudando os efeitos do corte a 10 cm de altura em quatro espécies exóticas comuns no Cerrado, mostrou que, em um ano, indivíduos de *A. gayanus* recuperaram a complexidade arquitetural, apresentando o mesmo número de perfilhos e circunferência basal pré-tratamento, semelhante ao obtido no presente estudo, onde não foram encontradas diferenças significativas na quantidade de biomassa de *A. gayanus* entre os anos de queimada (Tabela 3).

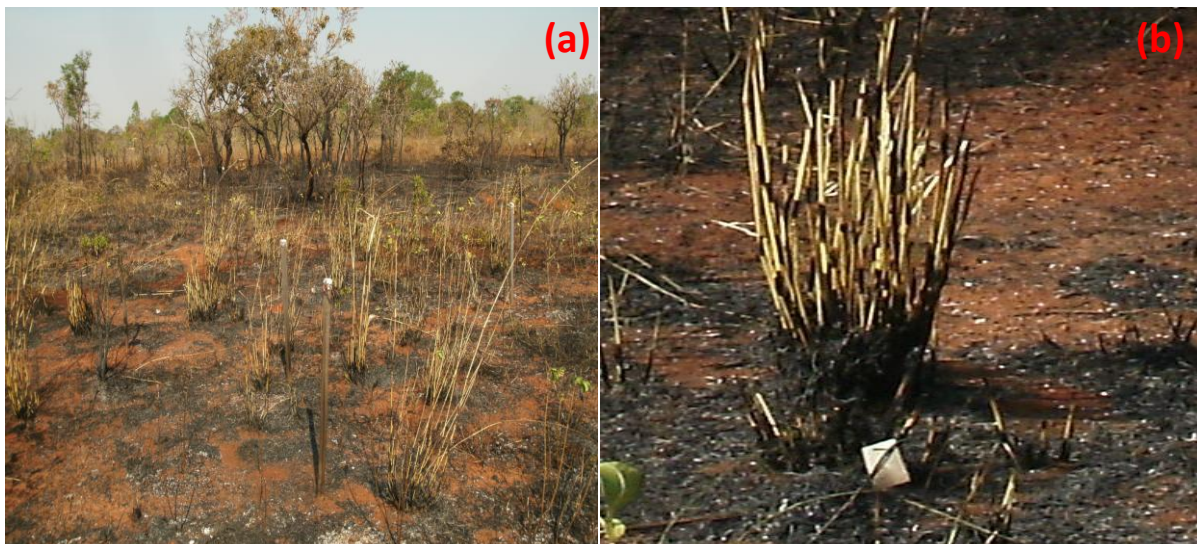


Figura 12. Subárea dominada pela espécie *Andropogon gayanus* em área de cerrado ralo, após queima de 2010, no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF (a); Touceira de *Andropogon gayanus* após passagem do fogo em 2010 (b).

Embora indivíduos maiores de *A. gayanus* acumulem maior quantidade de biomassa, esta não parece ser o fator determinante da mortalidade de

indivíduos uma vez que, em função da sua arquitetura, a necromassa não se acumula na base dos indivíduos, resultando em baixo tempo de residência da frente de fogo, o que pode resultar em menor dano aos meristemas localizados até 15 cm do solo (Costa 1982). Além disso, indivíduos maiores apresentam maior número de perfilhos, aumentando a probabilidade de sobrevivência do indivíduo.

Há na literatura, divergência quanto à resistência de *M. minutiflora* ao fogo. Filgueiras (1990) e Martins (2006) caracterizam a espécie como tolerante ao fogo, entretanto, Willians & Baruch (2000) e D'Antonio *et al.* (2001) afirmam que a espécie não é resistente ao fogo, tendo D'Antonio *et al.* (2001) registrado a morte de 70% a 100% dos indivíduos de *M. minutiflora* em áreas queimadas no Hawaii.

O percentual de touceiras de *M. minutiflora* que morreram como consequência da queima (28%, 22% e 24%) é comparável com o reportado por Baruch & Bilbao (1999) para *Hyparrhenia rufa* depois de queimada em savana na Venezuela. Os autores atribuem a alta mortalidade (20%) a danos no meristema basal. A mesma argumentação é utilizada por Silva *et al.* (1990) para mortalidade de touceiras de *Andropogon semiberbis* e *Sporobolus cubensi* após evento de queima, também em savana venezuelana. A ação direta do fogo no meristema pode causar a morte do indivíduo ou reduzir a produção de novos perfilhos, sendo que estes efeitos ocorrem, em maior proporção, em touceiras menores, com menor número de perfilhos (Silva *et al.* 1990). Para gramíneas perenes das savanas australianas, Scott *et al.* (2010) registraram mortalidade de 20%, 36% e 38% para *Eriachne avenacea*, *Eriachne trisetata* e *Chrisopogon latifolius* após uma queimada. Os autores sugerem que o fogo

não é um determinante importante da sobrevivência entre gramíneas perenes nessas savanas, por apresentarem capacidade de rebrota logo depois de eventos de fogo, em decorrência da proteção meristemática. O mesmo foi sugerido em outros trabalhos (Zimmerman *et al.* 2010; Garnier & Dajoz 2001), uma vez que as gramíneas, em função do contínuo crescimento dos meristemas intercalares e da produção de novos perfilhos, são consideradas os componentes da comunidade vegetal mais tolerantes ao fogo.

A mortalidade das touceiras de *M. minutiflora* nas três classes de tamanho, durante o período de monitoramento, pode estar relacionada não apenas com a grande quantidade de biomassa morta acumulada nessas touceiras, o que resulta em maior quantidade de combustível a ser consumido, mas também na distribuição vertical do mesmo. *M. minutiflora* possui colmos ascendentes provenientes de uma base emaranhada e pouco ramificada, que tendem comumente a se dobrar, muitas vezes encostando em outros indivíduos e formando uma cobertura contínua e homogênea, semelhante ao reportado por Zimmermann *et al.* (2010) para *Stipagrostis uniplumis*. Os autores registraram mortalidade de 71% das touceiras em área queimada na Namíbia e relacionam a alta mortalidade à quantidade de biomassa morta acumulada antes do fogo e também à quantidade das touceiras vizinhas, medida como a soma das áreas basais de cada touceira. Em áreas dominadas por *S. uniplumis*, os perfilhos das touceiras vizinhas juntam-se formando extensas áreas contínuas, acumulando a biomassa da população, o que pode originar incêndios mais intensos. Esta mesma estrutura pode ser observada em áreas densamente invadidas por *M. minutiflora*. Entretanto, um ano após uma queima, mesmo em áreas densamente invadidas por *M. minutiflora*, não ocorre

recuperação da biomassa a valores pré-queima (Tabela 4) e os indivíduos não recuperam a mesma complexidade arquitetural como mostrado por Klink (1994) em experimento sobre os efeitos do corte, a 10 cm de altura, em indivíduos de capim-gordura.

Desta forma, as diferenças na estrutura de *A. gayanus* e de *M. minutiflora* e não apenas o acúmulo de biomassa parecem influenciar a mortalidade pós-queima. A arquitetura favorece diferentes padrões de acúmulo de necromassa na base dos indivíduos das duas espécies, o que pode resultar em diferentes tempos de residência de altas temperaturas durante a passagem da frente de fogo. O tempo de residência para temperaturas maiores do que 60°C a 1 cm de altura foi cerca de três vezes menor na subárea de *A. gayanus* do que na de *M. minutiflora*, tempo que pode não ser suficiente para matar indivíduos de *A. gayanus* com diâmetro basal maior do que 16 cm. Além disso, o calor de combustão de *A. gayanus* é menor do que o de *M. minutiflora*, o que pode, para queimadas em situações de mesma biomassa, resultar em uma liberação de calor menor em áreas dominadas por *A. gayanus*. Desta forma, as espécies invasoras favorecem mudanças no comportamento do fogo não apenas quando comparado com nativas, mas também entre exóticas com diferentes impactos em suas populações.

3.4. Banco de Sementes

3.4.1. Estimativa da proporção de sementes cheias e germinação de *Andropogon gayanus*

A quantidade de sementes de *A. gayanus* contidas em 1 g foi de 310 ± 25 , sendo que o percentual de sementes cheias, potencialmente viáveis,

foi de $63 \pm 4\%$. O número de sementes em 1 g foi semelhante ao apresentado por Barrow (1995) para áreas invadidas por *A. gayanus*, na Austrália (324 sementes g^{-1}) e a porcentagem de sementes potencialmente viáveis está no intervalo de 46% a 81%, reportado por Ferguson (1981), Eira (1983) e Flores (1999) para estudos realizados no Brasil e norte da Austrália. Tanto o valor de sementes potencialmente viáveis estimado neste trabalho, quanto os obtidos na literatura são inferiores aos apresentados por Carmona & Martins (2009) para a viabilidade de sementes de *M. minutiflora* (80% a 96%). Além disso, as sementes de capim-gordura mantêm, em condições de laboratório, a viabilidade por mais de oito anos (Carmona & Martins 2010), enquanto que as de *A. gayanus*, também em laboratório, se mantêm viáveis entre 4 e 6 anos (Bogdan 1977). No banco do solo, perdem a viabilidade após 12 meses (Ferguson 1981), sendo que a partir do sexto mês a viabilidade é reduzida em mais de 96% (Flores *et al.* 2005), não formando um banco permanente.

A germinação estimada para as sementes de *A. gayanus* coletadas em 2011 foi $33,5 \pm 6,4\%$, dentro do intervalo obtido na literatura, isto é, entre 25% a 57% (Ferguson 1981; Thomas *et al.* 1981; Eira 1983; Andrade 1983, 1984) e inferior à apresentada por Carmona & Martins (2010) para *M. minutiflora*, que varia de 80% a 90%.

A densidade de sementes na superfície do solo variou entre 21450 e 65125 sementes/ m^2 , com valor mediano de 40825 sementes/ m^2 . Flores *et al.* (2005) que afirmam que a produção de *A. gayanus* pode variar de 2000 a 77000 sementes/ m^2 sendo que cerca de 96% das sementes são depositadas próximas a planta-mãe (até 5 m) e apenas 1% a mais de 10 m (Barrow 1995). Considerando o valor mediano obtido, são depositada anualmente cerca de

26536 sementes viáveis/m² na superfície do solo, densidade três vezes menor do que a registrada por Martins *et al.* (2009) para *M. minutiflora*.

3.4.2. Banco de sementes no solo

3.4.2.1. Subárea de *Andropogon gayanus*

Em 2009, 2010 e 2011, a densidade máxima de sementes de *A. gayanus* antes da passagem do fogo variou de 550 a 1125 sementes/m², com valor mediano de 325, 375 e 400 sementes/m² respectivamente, sem diferença significativa entre os anos. Imediatamente após as queimadas, a densidade máxima de sementes variou entre 100 e 200 sementes/m², com valores medianos de 100, 75 e 112 sementes/m², não havendo diferença significativa entre os anos. Entretanto, foram observadas diferenças significativas ($z=3,1371$; $z=3,7796$; $z=3,7796$; $p<0,05$) entre a densidade de sementes antes e depois de cada queima, indicando uma redução de 71%, 82% e 79% na densidade de sementes após as queimadas de 2009, 2010 e 2011 (Figura 13). Nesta subárea, foi registrado banco de sementes de *M. minutiflora* (5 sementes/m²) apenas antes da queimada de 2009.

Embora não tenha sido encontrado na literatura valor para o banco de sementes de *A. gayanus*, quando comparado ao de outras gramíneas invasoras comuns no Cerrado este foi inferior ao de *Hyparrhenia ruffa* com 9000 a 10400 sementes germináveis/m² (Baruch & Bilbao 1999) e foi semelhante ao de *M. minutiflora* com 525 a 1638 sementes/m² (Aires 2009, Martins 2006).

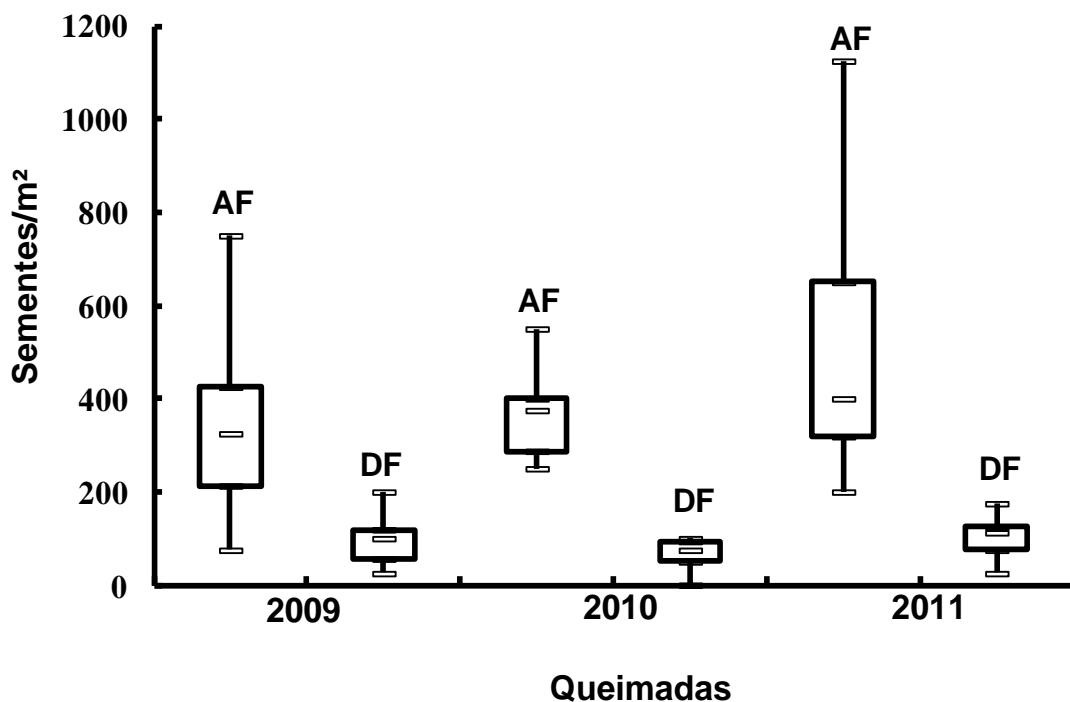


Figura 13. Variações do número de sementes germinadas/m² de *A. gayanus* antes da passagem do fogo (AF) e depois da passagem do fogo (DF) nas queimadas controladas de 2009, 2010 e 2011 realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

A redução causada pelo fogo no banco de sementes de *A. gayanus*, associada com a baixa temperatura do solo registrada a 1 cm de profundidade e ao baixo tempo de residência sugerem que o fogo danificou apenas as sementes localizadas na superfície do solo, ou a poucos milímetros de profundidade, como observado por Martins (2006) para *M. minutiflora* e Andrade *et al.* (2002) para sementes de gramíneas nativas do Cerrado. As sementes remanescentes no banco do solo germinarão com o início da estação chuvosa e as remanescentes perderão a viabilidade ao final de um ano (Flores *et al.* 2005). Para as sementes germinadas, pode-se esperar um sucesso de estabelecimento variando entre 0,4% (Flores *et al.* 2005) a 11% (Barrow 1995), o que resultaria na subárea entre 3 e 13 novos indivíduos/m².

Desta forma, a reposição anual do banco de sementes, os novos indivíduos recrutados e a baixa mortalidade de indivíduos restrita àqueles indivíduos com diâmetro basal menor que 16 cm indicam que o fogo não está afetando o processo de invasão.

3.4.2.2. Subárea de *Melinis minutiflora*

Em 2009, 2010 e 2011, a densidade máxima de sementes germinadas de *M. minutiflora* antes da passagem do fogo, variou de 1675 a 3775 sementes/m², com valor mediano de 1925, 1413 e 1038 sementes/m² respectivamente, com diferenças significativas na densidade de sementes antes da queima somente entre os anos de 2009 e 2011 ($z=3,4163$; $p<0,05$), indicando uma redução de 53% na densidade de sementes. Após as queimadas, a densidade de sementes apresentou valores medianos de 825, 525 e 462 sementes/m², havendo diferenças significativas ($z=3,4163$; $p<0,05$) entre os anos 2009 e 2011, indicando que o fogo resultou em uma redução de 56% na densidade de sementes. O fogo reduziu de forma significativa ($z=3,5907$; $z=3,4395$; $z=2,9103$; $p<0,05$) a densidade de sementes do banco do solo em todos os anos, porém, houve diferença significativa entre o número de sementes germinadas antes e após a passagem do fogo indicando uma redução de 42%, 37% e 44% na densidade de sementes após as queimadas de 2009, 2010 e 2011 (Figura 14). Antes das queimadas de 2010 e 2011, foi registrada a presença de sementes de *A. gayanus* no banco do solo, com densidade de 15 e 10 sementes/m², respectivamente.

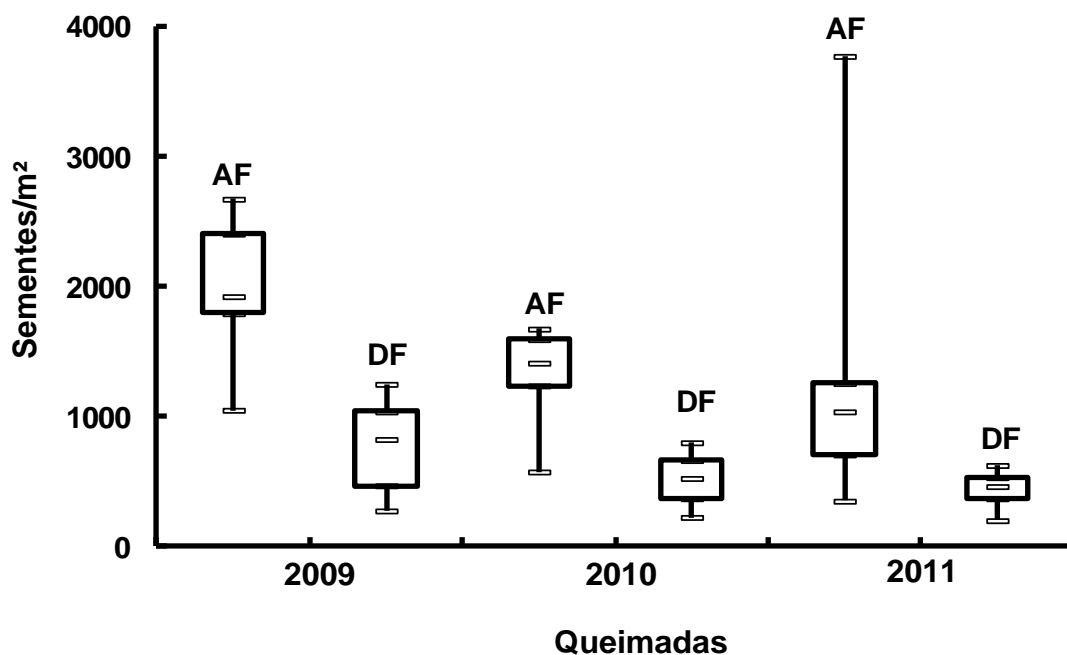


Figura 14. Variações do número de sementes germinadas/m² de *M. minutiflora* antes da passagem do fogo (AF) e depois da passagem do fogo (DF) nas queimadas controladas de 2009, 2010 e 2011 realizadas em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

A densidade de sementes no banco do solo estudado antes da passagem do fogo foi semelhante ao apresentado por Martins (2006) e Aires (2009), com valores entre 1600 e 1638 sementes/m² em área de cerrado no Distrito Federal, e superior ao reportado por Freitas & Pivello (2005), 337 sementes/m² em fragmentos de Cerrado em São Paulo. A diferença nos valores pode estar refletindo o grau de invasão e a época de amostragem do banco de sementes do solo.

A redução de 53% na densidade de sementes de *M. minutiflora* entre os anos de 2009 e 2011 reflete a mortalidade de aproximadamente 26% dos indivíduos ao ano, independente do seu tamanho. De acordo com Klink (1994), um ano após a remoção da parte aérea, indivíduos de *M. minutiflora* não

recuperam a arquitetura pré-corte apresentando um menor número de perfilhos, resultando em menor produção de inflorescências/sementes. O espaço aberto pode ser ocupada por espécies nativas que florescem e dispersam sua sementes logo após queimadas (Coutinho 1990; Munhoz & Felfilli 2005). Entretanto é preocupante a presença de 10 a 15 sementes/m² de *A. gayanus* no banco de sementes desta subárea um ano após a primeira queima, indicando que o espaço aberto com a mortalidade de indivíduos de capim-gordura está sendo ocupado rapidamente por *A. gayanus*. De acordo com Barrows (1995) a taxa de expansão desta espécie, em área de vegetação nativa, pode ser de até 110 m ao ano.

Embora tenha sido registrada diferença significativa na densidade de sementes no banco do solo, os resultados confirmam as observações de Martins *et al.* (2004) de que uma única queimada não é capaz de extinguir totalmente o banco de sementes no solo. Isto porque, as temperaturas do solo durante a queima só danificarão as sementes localizadas na superfície do solo ou nos primeiros milímetros de profundidade, além disso, as sementes podem manter a viabilidade por mais de 8 anos (Carmona & Martins 2010) e aquelas enterradas a mais de 2 cm raramente germinam (Martins *et al.* 2009). Entretanto, se o solo for revolvido estas sementes estarão aptas a germinar na próxima estação chuvosa. Considerando que o sucesso de estabelecimento de novos indivíduos de *M. minutiflora* pode variar entre 0,04% (Barger 2003) a 6,6% (Martins *et al.* 2009) entre 2 e 54 novos indivíduos/m² serão recrutados na subárea. Entretanto, cerca 40% das plântulas de *M. minutiflora* com seis meses morrem em consequência de queimada (S. S. Aires, dados não publicados), reduzindo o recrutamento de novos indivíduos para 1 a 22/m²,

considerando um regime de queima anual. Desta forma, o fogo anual afeta negativamente o processo de invasão desta espécie. Entretanto, é importante lembrar que, devido ao longo período de viabilidade das sementes, a queima anual deve ser mantida por, no mínimo, oito anos.

A associação dos efeitos do fogo na recuperação da biomassa aérea, mortalidade e no banco de sementes do solo pode ser observada na alteração da cobertura das espécies invasoras tanto na área de estudo quanto em suas respectivas subáreas. Antes da primeira queimada, em setembro de 2009, a cobertura de *A. gayanus* na área era de 46%, passando para 52% em agosto de 2010 e 2011 (Figura 15). Entretanto, ao considerarmos apenas a subárea dominada por *A. gayanus*, a sua cobertura variou de 79% em 2009, aumentando para 89% em agosto de 2010, atingindo 93% em agosto de 2011. Ao se expandir, *A. gayanus* ocupou os espaços abertos com a morte de cerca de 26% dos indivíduos ao ano e com a redução da biomassa de *M. minutiflora* que teve sua cobertura na subárea reduzida de 20% antes da primeira queima para 17% em agosto de 2010, atingindo 5% em agosto de 2011 (Figura 16).

No período de 2009 a 2011, a cobertura de *M. minutiflora* na área de estudo reduziu de 26% a 20% (Figura 16). Na subárea dominada por esta espécie, foi registrada redução de 16% na cobertura, variando de 59% em 2009, reduzindo para 54% em agosto de 2010 e atingindo 43% em 2011. Redução, esta, semelhante à observada para *M. minutiflora* na subárea de *A. gayanus*, isto é, 15%. Todavia, foi observado um aumento na cobertura de *A. gayanus* na subárea de *M. minutiflora* de 14% em 2009, para 22% em agosto de 2010 e atingindo 35% em 2011, um incremento de 21%, superior aos 14% registrado na subárea de *A. gayanus* (Figura 15). Este resultado pode estar

refletindo a menor abertura de espaço nesta subárea em função da menor mortalidade anual de *A. gayanus* ($\approx 10\%$) e a rápida recuperação da sua biomassa aérea.

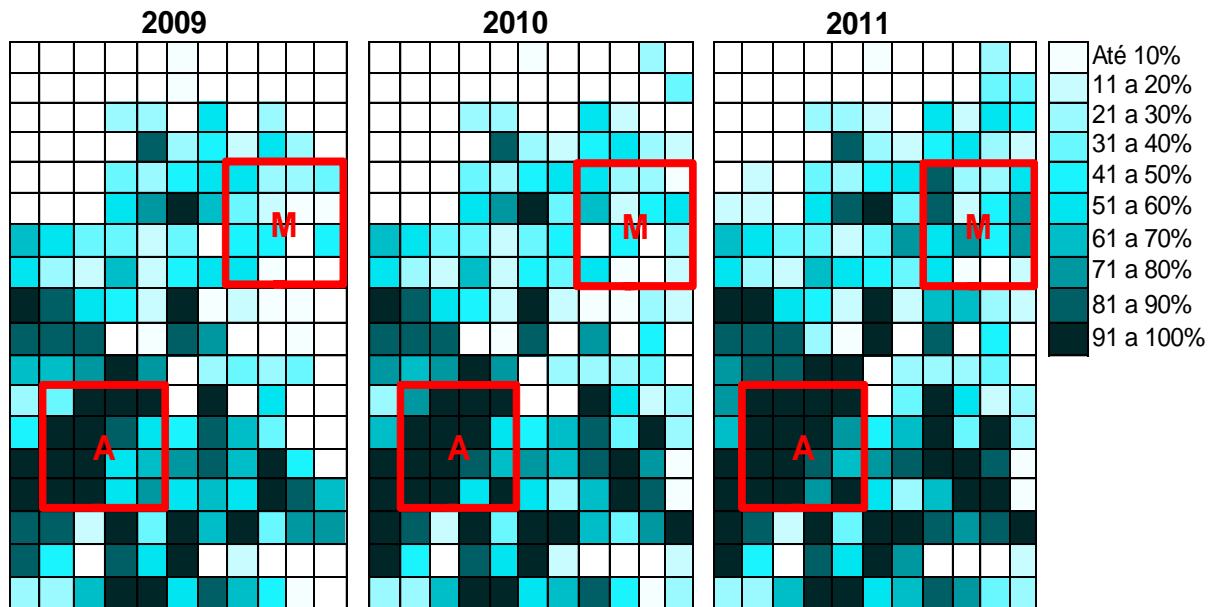


Figura 15. Dinâmica da cobertura vegetal de *Andropogon gayanus* no período de 2009 a 2011, nas subáreas dominadas por *Andropogon gayanus* (A) e *Melinis minutiflora* (M) em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

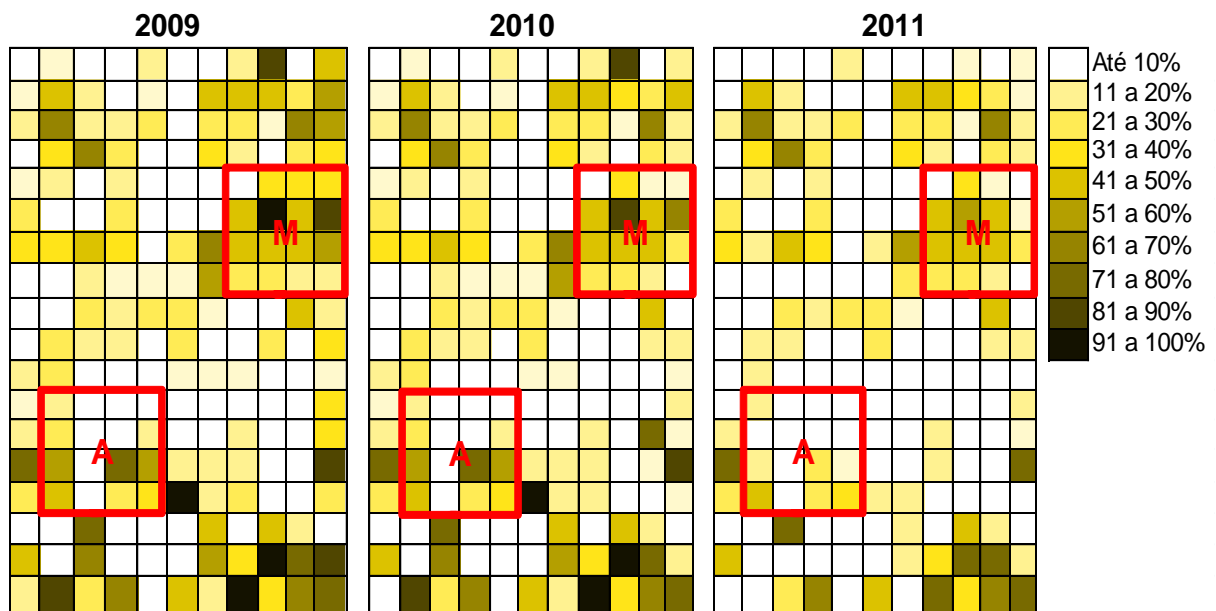


Figura 16. Dinâmica da cobertura vegetal de *Melinis minutiflora* no período de 2009 a 2011, nas subáreas dominadas por *Andropogonon gayanus* (A) e *Melinis minutiflora* (M) em área de cerrado ralo no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A invasão de gramíneas exóticas no Cerrado, sobretudo em Unidades de Conservação, é um dos principais problemas ecológicos encontrados neste Bioma, causando impacto negativo na biodiversidade local. Desta forma, é fundamental o desenvolvimento de técnicas de manejo para o controle destas espécies visando melhor gestão de áreas protegidas na Região central do Brasil. O uso do fogo como ferramenta de controle e erradicação de espécies invasoras é uma das alternativas que vem sendo investigada nos últimos anos. Este trabalho mostrou que o fogo anual promove baixa mortalidade de indivíduos de *Andropogon gayanus*, não sendo uma técnica de controle recomendável, pois, esta espécie apresentou capacidade de recuperar sua biomassa pré-fogo no período de doze meses, repor o banco de sementes do solo anualmente e eficiência na ocupação dos espaços abertos pós-fogo. Já para *Melinis minutiflora*, o uso do fogo como técnica de controle, pode ser recomendável, pois, este estudo registrou altos valores de mortalidade da espécie após tratamento com fogo anual (2,2 a 3,5 vezes maior que *A. gayanus*), além de reduzir, após duas queimadas anuais, em cerca de 50% a densidade do banco de sementes germináveis do solo. Além disso, a espécie não demonstrou capacidade de recuperação de biomassa no período estudado. Entretanto, ressalta-se a importância de que para esta espécie o manejo com o fogo seja em frequência anual, sem interrupção por no mínimo oito anos, período em que as sementes de *M. minutiflora* encontram-se viáveis.

Referências Bibliográficas

- Aires, F. S. 2009. **Desenvolvimento de técnica de manejo sem uso de agentes químicos, no controle da espécie invasora *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura) para aplicação em áreas de campo sujo.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília. 71p.
- Andrade, L. A. Z. 2002. **Impacto do fogo no banco de sementes do cerrado *sensu stricto* Brasília.** Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília.
- 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 DX (ed) Forest Fire Research and Wildland Fire Safety, Millpress, Rotterdam.
- Andrade, R. P.; Gomes, D. T.; Rocha, C. M. C.; Cosenza, G. W.; Couto, W.; Thomas, D.; Moore, C. P. & Sanzonowicz, C. 1983. **Recomendações para a formação de pastagens de capim andropogon cv. Planaltina.** Comunicado Técnico - Embrapa Cerrados. 25:1-6.
- Andrade, R. P.; Thomas D.; Rocha, C. M. C.; Gomes, D. T.; Couto, W.; Cosenza, G. & Moore, C. P. 1984. **Formação e manejo de pastagens de capim andropogon.** Comunicado Técnico - Embrapa Cerrados. 34:1-5.
- Barger, N. N., D'Antonio, C. M., Ghneim, T., Cuevas, E. 2003. **Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna.** *Plant Ecology*. 167: 31-43.
- Barrow, P. 1995. **The Ecology and Management of Gamba Grass (*Andropogon gayanus* Kunth).** Final Report to the Australian Nature Conservation Agency. Northern Territory Department of Primary Industries and Fisheries, Darwin.
- Baruch, Z. & Bilbao, B. 1999. **Effects of re and defoliation on the life history of native and invader C 4 grasses in a Neotropical savanna.** *Oecologia*. 119: 510-520
- Baruch, Z., Gomes, J. A. 1996. **Dynamics of energy and nutrient concentration and construction cost in a native and two alien C₄ grasses from two neotropical savannas.** *Plant and Soil*. 181:175-184.

- Batmanian, B. G.; Haridasan, M. 1985. **Primary production and accumulation of nutrients by the ground layer community of cerrado vegetation of central Brazil.** Plant and Soil. 88:437-440.
- Bogdan, A. V. 1977. **Tropical pasture and folder plants.** New York. Longman. 475p.
- Bond, W. J.; Keeley, J. E. 2005. **Fire as global herbivore: the ecology and evolution of flammable ecosystems.** Trends in Ecology and Evolution. 20(7).
- Botrel, M. A.; Alvim, M. J.; Ferreira, R. P.; Xavier, D. F. 2002. **Potencial forrageiro de gramíneas em condições de baixas temperaturas e altitude elevada.** Pesquisa Agropecuária Brasileira. 37(3): 393-398.
- Brasil. 2009. **Regras para análise de sementes.** Brasília DF. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária.
- Brooks, M. L.; D'Antonio, C. M.; Richardson, D. M.; Grace, J. B.; Keeley, J. E.; DiTomaso, J. M.; Hobbs, R. J.; Pellant, M & Pike, D. 2004. **Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes.** BioScience. 54 (7): 677-688.
- Bowman, D. M. J. S.; Balch, J. K.; Artaxo, P.; Bond, W. J.; Carlson, J. M.; Cochrane, M. A.; D'Antonio, C. M.; DeFries, R. S.; Doyle, J. C.; Harrison, S. P.; Johnston, F. H.; Keeley, J. E.; Krawchuck, M. A.; Kull, C. A.; Marston, J. B.; Moritz, M. A.; Prentice, I. C.; Ross, C. I.; Scott, A. C.; Swetnam, T. W.; Werf, G. R. V.; Pyne, S. J. 2009. **Fire em the Earth System.** Science. 324: 481-484.
- Cardoso, E. L.; Crispim, S. M. A.; Rodrigues, C. A. G.; Barioni Júnior, W. 2000. **Composição e dinâmica da biomassa aérea após queima em savanna gramíneo-lenhosa no Pantanal.** Pesquisa Agropecuária Brasileira. 35: 2309-2316.
- Cardoso, E. L.; Crispim, S. M. A.; Rodrigues, C.A.G.; Barioni, J. 2003. **Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, 38:747-752.
- Carmona, R.; Martins, C. R.; Fávero, A. P. 1998. **Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do Cerrado.** Revista Brasileira de Sementes. 31(3): 167-172.

- Carmona, R.; Martins, C. R.; Fávero, A. P. 1999. **Características de sementes de gramíneas nativas do cerradoatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do Cerrado.** Pesquisa Agropecuária Brasileira. 34(6): 1067-1074.
- Carmona, R.; Martins, C. R. 2009. **Efeito do local de coleta nas características de sementes de capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv) no Distrito Federal, Brasil.** Nota Científica. Revista Brasileira de Sementes. 31(3):167-172.
- Carmona, R.; Martins, C. R. 2010. **Qualidade física, viabilidade e dormência de sementes recém-colhidas de capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv).** Revista Brasileira de Sementes. 32(1):77-82.
- 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. 14:263-283.
- Castro-Neves, B.M. & Miranda, H.S. 1996. **Efeitos do fogo no regime térmico de um campo sujo de cerrado** In: Anais do simpósio Impacto das Queimadas sobre os Ecossistemas e Mudanças Globais. 3^o Congresso de Ecologia do Brasil. H. S. Miranda; C. H. Saito; B. F. S. Dias (orgs.) p.20-30.
- Castro-Neves, B. M. 2000. **Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura (*Melinis minutiflora*).** Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília.
- Cesar, H. L. 1980. **Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo sujo na fazenda Água Limpa, Distrito Federal.** Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Brasília.
- Cheney, P.; Sullivan, A. 1997. **Grass Fires; Fuel, Weather and Fire Behaviour.** CSIRO Publishing. Melbourne.
- Costa, N. A. 1982. **Efeito do corte em diferentes períodos e idades de crescimento sobre a produção de matéria seca, eliminação de meristemas apicais, desenvolvimento do sistema radicular e vigor da rebrota do capim andropogon (*Andropogon gayanus*, Kunth, var. *bisquamulatus*).** Dissertação (Mestrado em Nutrição Animal e Pastagens). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo. 64p.

- Coutinho, L.M. 1976. **Contribuição ao conhecimento do papel ecológico das queimadas na floração de espécies do Cerrado**. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Coutinho, L.M. 1990. **Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado**. *In: Fire in the tropical Biota – Ecosystem processes and Global Challenges*. J. G. Goldammer (editor). Ecological Studies. Springer-Verlag, Berlin. 8:82-105.
- 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.
- D'Antonio, C. M., Hughes, F. R. & Vitousek, P. M. 2001. **Factors influencing Dynamics of Two invasive C4 Grasses in Seasonally Dry Hawaiian Woodlands**. *Ecology*. 82:89-104.
- D'Antonio, C. A.; Meyerson, L. A. 2002. **Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A syntheses**. *Restoration Ecology*. 10(4): 703-713
- Dias, I. F. O. 1994. **Efeitos da queima no regime térmico do solo e na produção primária de um campo sujo de cerrado**. Dissertação (Mestrado em ecologia) Universidade de Brasília.
- Dias, I. F. O.; Miranda, A. C. & Miranda, H. S. 1996. **Efeito de queimadas no microclima de solos de campo de cerrados – DF/Brasil**. *In: MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H. & DIAS, B. F. S. (orgs.) Impacto de queimadas em áreas de Cerrado e restinga*. Brasília. 11-19p.
- Eira, M. T. S. 1983. **Comparação de métodos de quebra de dormência em sementes de Capim Andropogon**. *Revista Brasileira de Sementes*. 5(3): 37-50.
- Filgueiras, T. S. 1990. **Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África**. *Caderno de geociências*. 5: 57-63.
- Ferguson, J. E. 1981. **Perspectivas da produção de sementes de Andropogon gayanus**. *Revista Brasileira de Sementes*. 3(1): 175-193.
- Flores, T. A. 1999. **Factors affecting the recruitment of *Andropogon gayanus* Kunth (gamba grass)**. Honours Thesis. Northern Territory University.

- Flores, T. A.; Setterfield, S. A. & Douglas M. M. 2005. **Seedling recruitment of the exotic grass *Andropogon gayanus* (Poaceae) in Northern Australia.** Australian Journal of Botany. 53: 243-249.
- França, H.; Ramos-Neto, M.B. & Setzer, A. 2007. **O fogo no Parque Nacional das Emas.** Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. Série Biodiversidade 27. 140p.
- Freitas, G. K., Pivello, V. R. 2005. **A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade.** In: Pivello, V. R., Varanda, E. M. Editores. O Cerrado Pé-de-Gigante: Ecologia e Conservação. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente. 284-296.
- Garnier, L. K. M. & Dajoz, I. 2001. **The influence of fire on the demography of a dominant grass species of West African savannas, *Hyparrhenia diplandra*.** Journal of Ecology. 89:200–208
- Griffin, G. F. & Friedel, M. H. 1984. **Effects of fire on central Australian rangelands.** II Changes in tree and shrub populations. Australian Journal of Ecology. 9:395-403
- Gross, K. 1990. **A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil.** Journal of Ecology. 78:1093-1099.
- Gurevitch, J.; Padilla D. K. 2004. **Are invasive species a major cause of extinctions?** Trends in Ecology and Evolution. 19(9):470-474
- Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P. C., Silva, J. F., Isaac, N., Marinho, M. S., Albuquerque, A. M. S., Lopes, O. A., Moreira, S. P. 2004. **Impact of the invasive alien Grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado.** *Diversity and Distributions* 10:99-103.
- Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. **The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna.** Austral Ecology (2008) 33: 29–36
- Hughes, F.; Vitousek, P. M. & Tunison, T. 1991. **Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i.** Ecology, 72: 743–746.
- IBGE. 2004. **Reserva Ecológica do IBGE – ambiente e plantas vasculares.** Estudos e Pesquisa Informação Geográfica n.3. 70p.

- Ikeda, F. S., Mitja, D., Vilela, L., Silva, J. C. S. 2008. **Banco de sementes em cerrado sensu stricto sob queimada e sistemas de cultivo**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 43:667 - 673.
- Keane, R. M. & Crawley, M. J. 2002. **Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis**. Trends in Ecology & Evolution. 4:164-170.
- Kent, M.; Coker, P. 1992. **Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach**. CRC Press. Belhaven Press. Boca Raton. EUA.
- Klink, C. A. 1994. **Effects of clipping on size and tillering of native and african grasses of the Brazilian savannas (the cerrado)**. Oikos. 70:365-376.
- Laboriau, L. G. 1983. **Germinação das sementes**. Sec. geral da OEA. Washington. 173p.
- Limb, R. F.; Fuhlendorf, S. D.; Engle, D. M. & Kerby, J. D. 2011. **Growing-Season Disturbance in Tallgrass Prairie: Evaluating Fire and Grazing on *Schizachyrium scoparium***. Rangeland Ecology and Management. 64:28-36.
- Lorenzi, H. 1991. **Plantas daninhas do Brasil**. Plantarum 2ª edição. Nova Odessa. 440p.
- Luke, R. H.; McArthur, A. G. 1978. **Bushfires in Australia**. Australian Government Publishing Service, Camberra.
- Martins, C. R. & Leite, L. L. 1997. **Fenologia reprodutiva de gramíneas colonizadoras de áreas degradadas no Parque Nacional de Brasília-DF, Brasil**. In: III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 3, Anais,. Ouro Preto: Universidade Federal de Viçosa. 317-323.
- Martins, C. R.; Hay, J. D. V.; Carmona, R.; Leite, L. L. Scaléa, M.; Vivaldi, L. J., Proença, C. E. B. 2004. **Monitoramento e controle da gramínea invasora *Melinis minutiflora* (capim-gordura) no Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal**. p.85-95. In: IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Vol. 2.
- Martins, C. R. 2006. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Capim Gordura): Uma espécie invasora do Cerrado**. Brasília, Universidade de Brasília. Tese.

- Martins, C. R.; Hay, J.D.V.; Valls, J.F.M.; Leite, L. L.; Henriques, R.P.B. 2007. **Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil.** *Natureza & Conservação*, 5:23-30.
- 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 restito.** *Revista Brasileira de Botânica*. 34(1):73-90.
- McNeely, J. A.; Mooney, H. A.; Neville, L. E.; Schei, P.; Waage, J. K. (Eds). 2001. **A global strategy on invasive alien species.** IUCN Gland. Switzerland, and Cambridge. UK. 50p.
- McIntyre, S.; Lavorel, S.; Tremont, R. M. 1995. **Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation.** *Journal of Ecology*. 83:31-44.
- Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2008. **Post-fire resprouting and mortality in *Cerrado* woody plant species.** *Edinburgh Journal of Botany*. 65:1-16.
- Miranda, A. C.; Miranda, H. S.; Dias, I. F. O. & Dias, B. F. 1993. **Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in Central Brasil.** *Journal of Tropical Ecology*, 9:313-320.
- Miranda, H. S.; Sato, M. N.; Neto, W. N. & Aires, F. S. 2009. **Fires in the *Cerrado*, the Brazilian savanna.** In: M. A. Cochrane (ed.). *Tropical Fire Ecology: Climate Change, Land Use, and Ecosystem Dynamics*. Springer-Praxis, New York, NY. 682p.
- Miranda, H. S.; Neto, W. N. & Neves, B. M. C. 2010. **Caracterização das queimadas de *Cerrado*.** In: Miranda, H.S. (org.). *efeitos do regime de fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Projeto Fogo*. Brasília-IBAMA.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. 2005. **Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade de campo sujo na Fazenda Água limpa no Distrito Federal, Brasil.** *Acta Botânica Brasilica*.19:979-988.

- NT Weed Risk Assessment Report 2008: **Gamba Grass in the Northern Territory: A Summary of Current Knowledge**. Department of Natural Resources, Environment, The Arts and Sport, Natural Resources Division, Palmerston, NT, Australia.
- Neto, W. N.; Andrade, S. M. A.; Miranda, H. S. 1998. **The dynamics of the herbaceous layer following prescribed burning: a four year study in the Brazilian Savannas**. III International Conference on Forest Fire Research and 14th Conference on Fire and Forest Meteorology. Brasília, Brasil, PP.1785-1792.
- Neves, W.; Piló, L. 2008. **O povo de Luzia: Em busca dos primeiros americanos**. Globo. Arqueologia Brasileira.
- Parsons, J. J. 1972. **Spread of African Pasture Grasses to the American Tropics**. Journal of Range Management. 25 (1): 12-17.
- Prates, H. T.; Oliveira, A. B.; Leite, R. C.; Craveiro, A. A. (1993) **Atividade carrapaticida e composição química do óleo essencial do capim-gordura**. Pesquisa Agropecuária Brasileira 28(5): 621-625
- Pivello, V. R.; Norton, G. A. 1996. **Firetool; Na expert system for the use of prescribed fires in cerrado (Brazilian Savana) conservation areas**. Journal of Applied Ecology. 33:348-356
- Pivello, V. R.; Carvalho, V. M. C.; Lopes, P. F.; Peccinini, A. A. & Rosso, S. 1999b. **Abundance and distribution of native and alien grasses in a "Cerrado" (Brazilian savanna) Biological Reserve**. Biotropica, 31: 71-82.
- Pivello, V. R.; Shida, C. N. & Meirelles, S. T. 1999a. **Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity**. Biodiversity and Conservation, 8: 1281-1294.
- Ramos Neto, M. B., & V. R. Pivello. 2000. **Lightning Fires in a Brazilian Savanna National Park: Rethinking Management Strategies**. Environmental Management. 26: 675-684.
- Randall, J. M. 1996. **Weed control for the preservation of biological diversity**. Weed technology. 10:370-381.

- Ribeiro, J. F. & Walter, B. M. T. 2008. **As principais fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Ed.). p. 151-212. cerrado: ecologia e Flora. Vol. 1. Brasília: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica.
- Richardson, D. M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M. G.; Panetta, F. D. & West, C. J. 2000. **Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions**. Diversity and Distributions 6: 93–107.
- Rossiter, N.; 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. 9:169-176.
- Rossiter, N.; Setterfield, S.; Douglas, M.; Hutley L.; Cook G. 2004. **Exotic grass invasion in the tropical savanna of northern Australia: ecosystem consequences**. Fourteenth Australian Weeds Conference.
- Salgado-Labouriau, M.L. & Ferraz-Vicentini, K.R. 1994. **Fire in the Cerrado 32,000 years ago**. Current Research in the Pleistocene. 11:85-87.
- San José, J. J. & Farinas, M. R. 1991. **Temporal changes in the structure of a *Trachypogon* savanna protected for 25 years**. Acta Ecologica. 2: 237-247.
- Santana, O. A. & Encinas, J. I. 2008. **Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares**. Biotemas, 21 (4): 29-38.
- Scott, K. A.; Setterfield, S. A.; Douglas, M. M. & Andersen, A. N. 2010. **Fire tolerance of perennial grass tussocks in a savanna woodland**. Austral Ecology. 35:858-861.
- Setterfield, S. A.; Rossiter-Rachor, N. A.; Hutley, L. B.; Douglas, M. M. & Williams, R. J. 2010. **Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas**. Diversity and Distributions. 16:854-861.
- Silva, J. F. & Castro, F. 1989. **Fire, growth and survivorship in a neotropical savanna grass *Andropogon semiberbis* in Venezuela**. Journal of tropical ecology. 5:387-400.
- 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, J. S. O.; Haridasan, M. 2007. **Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* (P. Beauv) e gramíneas nativas do cerrado**. Revista Brasileira de Botânica. 30:343-350;
- Simon, M. F.; Gretherc, R.; Queiroz, L. P.; Skemae, C.; Pennigton, R. T.; Hughes, C. E. 2009. **Recent assembly of the cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire**. Proc Natl Acad Sci. USA. 48: 20359-20364.
- Skerman, P. J.; Riveros, F. 1992. **Gramineas tropicales**. Colección FoA: Producción y Protección vegetal.23:849p.
- Thomas, D.; Andrade, R. P.; Couto, W.; Rocha, C. M. C. & Moore, C. P. 1981. ***Andropogon gayanus* var. *bisquamulatus* cv. Planaltina: Principais características forrageiras**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 16:347-355.
- UNESCO. (2002) - **Vegetação no Distrito Federal - tempo e espaço**. Brasília-DF. 74p.
- Vitousek, P. M.; D'Antonio, C. M.; Loope, L. L.; Rejmanek, M.; Westbrooks, R. 1997. **Introduced species: A significant component of huma-caused global change**. New Zeland Journal of Ecology. 21 (1):1-16.
- Zanchetta, D.; Diniz, F. V. 2006. **Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na estação ecológica de Itirapina (SP, Brasil)**. Rev. Inst. Flor. 18:1-14
- Zanin, R. 2009. **Aspectos da introdução das espécies exóticas: o capim gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável). Universidade de Brasília. 95p.
- Ziller, S. 2001. **Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras**. Ciência Hoje.
- Zimmermann, J.; Higgins, S. I.; Grimm, V.; Hoffmann, J. & Adter, A. L. 2010. **Grass mortality in semi-arid savanna: the role of fire, competition and self-shading**. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 12: 1-8.
- Whelan, R.J. 1995. **The Ecology of Fire**. Cambridge University Press. London. UK.

Williams, D. G. & Baruch, Z. 2000. **African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology.** *Biological Invasions*, 2: 123-140.

Willianson, M.; Fitter, A. 1996. **The varying success of invaders.** *Ecology*. 77: 1661-1666

Wright, H. A. & Bailey, A. W. 1982. **Fire Ecology.** John Wiley & Sons, New York. 501p.