



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia

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.

Felipe Salvo Aires

Brasília
Maio de 2009

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia

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.

Felipe Salvo Aires

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação
do Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de
Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito
para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília
Maio de 2009

Felipe Salvo Aires

Desenvolvimento de técnica de manejo sem o uso de agentes químicos, no controle da espécie invasora *Melinis minutiflora* Beauv. (capim-gordura) para a aplicação em áreas de campo sujo.

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Banca examinadora:

Profa. Heloisa Sinatora Miranda
Orientador – UnB

Dr^a. Margarete Naomi Sato
UnB

Dr^o. Carlos Romero Martins
IBAMA

Índice

Lista de figuras	ii
Agradecimentos	vi
Abstract	viii
Resumo	ix
1. Introdução	1
1.1. Fenologia	2
1.2. Sementes e germinabilidade	6
1.3. Objetivos	9
2. Material e métodos	11
2.1. Espécie estudada – <i>Melinis minutiflora</i>	11
2.1.1. Histórico	11
2.1.2. Características gerais	13
2.1.3. Biomassa de <i>Melinis minutiflora</i>	14
2.2. Área de estudo	16
2.3. Corte	17
2.4. Biomassa do estrato rasteiro	18
2.5. Cobertura vegetal do estrato rasteiro	19
2.6. Banco de sementes	20
2.7. Coquetel de sementes e semeadura	22
2.8. Contagem de plântulas em campo	23
3. Resultados e discussão	25
3.1. Biomassa aérea das parcelas invadidas	25
3.2. Cobertura Vegetal	29
3.3. Banco de sementes	37
3.3.1. O banco total de sementes germinadas	37
3.3.2. O banco de sementes de <i>Melinis minutiflora</i>	39
3.3.3. O banco de sementes das gramíneas nativas	41
3.3.4. O banco de sementes das dicotiledôneas	48
3.4. Coquetel de sementes e a semeadura	51
3.5. Emergência de plântulas em campo	53
4. Considerações Finais	61
5. Referências bibliográficas	63

Lista de figuras

Figura 1. Principais rotas do tráfico negreiro e difusão da gramínea <i>Melinis minutiflora</i> no continente americano (Martins 2006).....	12
Figura 2. Unidade de dispersão de <i>Melinis minutiflora</i> . Foto: Stefano S. Aires.	14
Figura 3. Desenho esquemático da Parcela “ <i>Corte Anual</i> ”, situada na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, onde as áreas de semeadura têm 5 m x 5 m, e os quadrats de contagem e controle 50 cm x 50 cm.....	24
Figura 4. Composição da biomassa, em setembro de 2007, antes do corte, em uma área de campo sujo invadido por <i>Melinis minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. S = parcela sem tratamento de corte, CA = parcela com tratamento de corte anual.	25
Figura 5. Composição da biomassa, em junho de 2008, oito meses apem uma área de campo sujo invadido por <i>Melinis minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. S = parcela sem tratamento de corte, CA = parcela com tratamento de corte anual.	27
Figura 6. Dados mensais do total pluviométrico na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, no período de junho de 2007 a setembro de 2008.....	28
Figura 7. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em agosto de 2007, em campo sujo invadido por <i>Melinis minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim- gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.....	30
Figura 8. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em maio de 2008, em campo sujo invadido por <i>Melinis minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim- gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.	32
Figura 9. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em agosto de 2007, e maio de 2008, em campo sujo invadido por capim-gordura na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim- gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.	34

Figura 10. Cobertura vegetal das parcelas “Sem tratamento” (A) e “Corte Anual” (B), em campo sujo invadido por <i>Melinis minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.....	35
Figura 11. Associações entre (a) <i>M. minutiflora</i> e <i>Echinolaena inflexa</i> (b) <i>M. minutiflora</i> e <i>Axonopus</i> sp. (c) <i>M. minutiflora</i> e <i>Paspalum</i> sp. (d) <i>M. minutiflora</i> e dicotiledôneas, em área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.....	36
Figura 12. Total de sementes germináveis nas parcelas S (I)(<i>Sem tratamento</i>) e CA (II)(<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>) em setembro de 2007 e junho de 2008 localizadas em uma área de campo sujo invadida por <i>Melinis minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.....	38
Figura 13. Total de sementes de <i>M. minutiflora</i> , germináveis nas parcelas S (I)(<i>Sem tratamento</i>) e CA (II)(<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.....	39
Figura 14. Total de sementes de gramíneas nativas germináveis nas parcelas S (I)(<i>Sem tratamento</i>) e CA (II)(<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.....	42
Figura 15. Total de sementes de dicotiledôneas germináveis/m ² nas parcelas S (I)(<i>Sem tratamento</i>) e CA (II)(<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.....	49
Figura 16. Número mediano de plântulas para as áreas de semeadura (a) e controle (b), localizadas dentro da parcela CA (<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>), em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.....	55

Figura 17. Dados quinzenais do total pluviométrico no período de janeiro de 2008 a agosto de 2008. (Estação meteorológica do IBGE)	56
Figura 18. Número mediano de plântulas/m ² para as áreas de semeadura localizadas dentro da parcela CA (<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>), em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. ● = gramíneas nativas, Δ = <i>Melinis minutiflora</i>	56
Figura 19. Número mediano de plântulas/m ² para as áreas controle localizadas dentro da parcela S (<i>Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas</i>), em uma área de campo sujo invadida por <i>M. minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. ● = gramíneas nativas, Δ = <i>Melinis minutiflora</i>	58

Lista de tabelas

Tabela 1. Espécies de gramíneas nativas em floração em área de campo sujo invadida por <i>Melinis minutiflora</i> , na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.	46
Tabela 2. Espécies utilizadas no coquetel de sementes de gramíneas nativas, para semeadura de áreas invadidas por <i>Melinis minutiflora</i> na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, em dezembro de 2007.	52

Agradecimentos

A PETROBRAS, pelo apoio financeiro através da Rede Temática “Conservação e Recuperação de Ecossistemas e Remediação de Áreas Impactadas”, conforme a resolução ANP nº 33, de 24.11.2005.

A professora Heloisa S. Miranda, por ser muito mais do que somente orientadora e me ensinar a ser uma pessoa melhor em todos os aspectos da vida.

Aos meus pais e meu irmão que sempre seguraram a barra e me apoiaram nos momentos de crise.

A Naomi, por me agüentar no laboratório, ajudar sempre que foi preciso, e me ensinar.

Ao Carlos Romero, por toda ajuda durante a elaboração deste trabalho, na identificação das gramíneas e pelas dicas científicas.

A Universidade de Brasília, por ser um lar durante todos estes anos.

A Reserva Ecológica IBGE e toda a sua equipe por conceder a oportunidade de realizar este trabalho.

Aos queridos amigos do laboratório: Noel, Gabriel, Carol Musso, Gabi, Walter, Valter, Cenira, Vinicinho, Renato, Aninha e Saulão. Obrigado por toda ajuda, compreensão, risadas, discussões e trabalhos que fizemos juntos. Em especial ao Noel e a Gabi, pelas infinitas idas ao campo e por toda a ajuda no cortiço.

Aos técnicos do laboratório, Glaucinha, Tales, Rochinha, Mara, Anastácio e Gumiero.

Aos meus mais lindos amigos: Marina Japa, Simão, Bel e Diogo. Por existirem.

Aos amigos que fiz no programa de pós-graduação, por me ajudarem nos estudos, pelas horas conversando sobre pesquisas, pelas noites viradas fazendo alguns trabalhos...enfim, por terem sido uma parte importante desta etapa.

Aos tantos outros grandes amigos da Bio UnB, que formariam uma lista da qual eu iria certamente esquecer de alguém, obrigado por todo o apoio, horas de diversão e ócio criativo e por tornarem minha vida mais feliz e interessante.

Um especial ao Rafa Maia, pela ajuda com as análises estatísticas.

Outro especial à Karen, pela ajuda com a formatação e um montão de outras coisas.

Aos amigos que moram longe, e que proporcionaram os momentos mais hilários da minha vida nos últimos dois anos, por me ensinarem a ser um melhor pesquisador e saber que em qualquer destes lugares sempre teremos um quartinho onde ficar. Obrigado:

- UFRJ: Alonso, Tio Chico, Elias, Jaspion, Jólia, Pickles, Gisa, Diogo, Bani, André, Daniel e Bigo.
- USP: Fefê e Robertinha.
- UFMG: Hugo.
- USP-Ribeirão: Xirra e Gabi.
- UNESP-Rio Claro: Flatu e Guima.
- ESALQ: Peixe.

A VodkaBlush, todos os seus jeejays, e ao Nagasaki. Pelas noites de diversão, que foram fundamentais pra descansar o cérebro, apesar de cansarem o corpo muito mais do que deviam.

Agradeço demais aos que eu esqueci. Esses provavelmente me ajudaram por demais em algum momento crítico.

Aos que duvidaram.

Muito obrigado!

Abstract

The conversion of native forests and savanna ecosystems into pastures represents a growing and significant part of land use change, modifying plant cover, diversity and biogeochemical cycles. These pastures were formed by using mostly African grasses that invaded natural areas. The *Melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses) are one of the greatest threat to the biodiversity of the Cerrados. *M. minutiflora* is not resistant to intensive browsing, indicating that the removal of the aerial part, in opposite to native species that abundantly blossom after being cut down, will have a negative effect. Therefore, the successive cutting down in areas invaded with molasses could be a management tool in the controlling this invasive grass. This study was carried out from August 2007 to August 2008 in two sites of “campo sujo” invaded by *M. minutiflora* in the Ecological Reserve of IBGE, Brasília (DF). The first site was the control area, with no treatment (S), in second one the aerial biomass was cut down (CA) in September 2007 and July 2008 and sowed with a mixture of native grasses’ seeds. Aerial biomass and plant cover of the herbaceous layer, the density of seeds of the bank seed in the ground and the seedlings in the sowing areas, were determined. Site S did not present significant alterations in relation to the biomass and the plant cover. However, the total bank seed presented reduction of 77%: 1863 seeds/m² in September 2007 and 425 seeds/m² in June 2008. In 2007, the seeds of *M. minutiflora* represented 87% of the seeds in the bank and in 2008 registered a significant reduction for this component (188 germinated seeds/m²). The dicots seeds presented the same pattern between September 2007 (200 germinated seeds/m²) and June 2008 (100 germinated seeds/m²). The native grasses were the only to present a significant increase between the two collections: 63 germinated seeds/m² in 2007 and 113 germinated seeds/m² in 2008. The cut down was carried out in the site CA in September 2007 and, 8 months later the aerial biomass only recovered 37% of the initial value (7.1 ± 2.6 Mg/ha). However, it did not present significant alteration in the total plant cover ratio. The total bank seed presented a reduction of 54%: 863 seeds/m² for 2007 and 400 seeds/m² for 2008. There was a significant decrease in the density of molasses’ seeds between the two collections: from 525 in 2007 to 213 germinated seeds/m² in 2008. The dicots did not present reduction between September 2007 (175 germinated seeds/m²) and (100 germinated seeds/m²) in June 2008. Besides the low amount of biomass, the number of seeds of native grasses did not present significant alterations between 2007 (75 germinated seeds/m²) and 2008 (38 germinated seeds/m²). The sowing areas did not present significant differences in the total number of seedlings/m² in relation to the control one. However, the grass density of native seedlings/m² in the sowing areas was significantly greater than seedlings of molasses between 8^o and 11^o 15-day period. The presence of *Gymnopogon spicatus* (Spreng.) Kuntze registered in the sowing areas, indicated the efficiency of mixture of seeds, since this grass where not present in site CA at the beginning of the work. The cutting treatment, associate to the sowing of the mixture of native grasses’ seeds has shown to be efficient in halting the invasive process by *M. minutiflora*, since it hindered the entrance of new seeds of the invasive species, besides stimulating the budding of native grasses and dicots in the herbaceous layer, and increasing the species richness.

Resumo

A conversão de florestas nativas e ecossistemas savânicos em pastagens representa uma parcela cada vez maior e significativa do uso da terra, alterando a cobertura vegetal, a diversidade e os ciclos biogeoquímicos. Para a formação destas pastagens utilizou-se, em sua maioria, gramíneas de origem africana que invadiram áreas naturais. Uma das gramíneas invasoras que tem causado grande impacto na biodiversidade do Cerrado é *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura). *M. minutiflora* não é resistente ao pastejo intensivo, indicando que a remoção da parte aérea produzirá efeito contrário ao esperado para as espécies nativas, que tendem a florescer abundantemente após eventos de corte. Desta forma, o corte sucessivo em áreas invadidas com capim-gordura poderia ser uma ferramenta de manejo no controle desta invasora. Este estudo foi conduzido em duas parcelas de campo sujo invadidas por *M. minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília (DF), entre agosto de 2007 e agosto de 2008. Na primeira parcela não foi aplicado nenhum tratamento (S), e na segunda foi realizado o corte da biomassa aérea (CA) em setembro de 2007 e em julho de 2008, além de semeadura com um coquetel de sementes de gramíneas nativas. Foram determinados: a biomassa aérea e a cobertura vegetal do estrato rasteiro, a densidade de sementes no banco de sementes do solo, e a emergência de plântulas nas áreas de semeadura. A parcela S não apresentou alterações significativas em relação à biomassa e a cobertura vegetal. Entretanto, o banco total de sementes apresentou diminuição de 77%: 1863 sementes/m² em setembro de 2007 e 425 sementes/m² em junho de 2008. Em 2007, as sementes de *M. minutiflora* representavam 87% das sementes presentes no banco e em 2008 foi registrada uma diminuição significativa para este componente (188 sementes germinadas/m²). As sementes de dicotiledônea apresentaram o mesmo padrão entre setembro de 2007 (200 sementes de germinadas/m²) e junho de 2008 (100 sementes germinadas/m²). Somente as gramíneas nativas apresentaram um aumento significativo entre as duas coletas: 63 sementes germinadas/m² em 2007 e 113 sementes germinadas/m² em 2008. O corte em CA foi realizado em setembro de 2007 e, 8 meses após o tratamento, a biomassa aérea recuperou somente 37% do valor inicial (7,1 ± 2,6 Mg/ha). Entretanto, não houve alteração significativa na proporção de cobertura vegetal total. O banco de sementes total apresentou uma diminuição de 54%: 863 sementes/m² para 2007 para 400 sementes/m² em 2008. A densidade de sementes de capim-gordura diminuiu significativamente entre as duas coletas: de 525 em 2007 para 213 sementes germinadas/m² em 2008. As dicotiledôneas não apresentaram diminuição entre setembro de 2007 (175 sementes germinadas/m²) e junho de 2008 (100 sementes germinadas/m²). Apesar da baixa quantidade de biomassa, o número de sementes de gramíneas nativas não apresentou alterações significativas entre 2007 (75 sementes germinadas/m²) e 2008 (38 sementes germinadas/m²). As áreas de semeadura não apresentaram diferenças significativas no número total de plântulas emergidas/m² em relação às áreas controle. Entretanto, a densidade de plântulas de gramíneas nativas/m² nas áreas semeadas foi significativamente maior do que a de plântulas de capim-gordura entre 8ª e a 11ª quinzena de observação. Foi registrada a presença de *Gymnopogon spicatus* (Spreng.) Kuntze nas áreas de semeadura, indicando a eficiência do coquetel, já que esta gramínea não existia na parcela CA no início do trabalho. O tratamento de corte, associado à semeadura com o coquetel de sementes de gramíneas nativas, tem se mostrado eficiente em combater o processo de invasão por *M. minutiflora*, visto que impediu a entrada de novas sementes da espécie invasora, além de estimular a floração de gramíneas nativas e de dicotiledôneas presentes no estrato rasteiro, e aumentar a riqueza de espécies.

1. Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro cobrindo cerca de 2 milhões de km² e é composto por varias fitofisionomias que vão desde ambientes campestres até florestais (Ribeiro & Walter 1998). O Bioma Cerrado é considerado um “hotspot” pelos conservacionistas, tendo em vista que este possui uma das maiores biodiversidades do mundo, com um grande número de espécies endêmicas sob grande pressão antrópica (Myers *et al.* 2000, Silva & Baetas 2002). Nos últimos 35 anos, mais da metade dos 2 milhões de km² da área ocupada pelo Cerrado foram transformados principalmente em áreas de pastagens plantadas, em sua maioria com espécies exóticas, que já ocupam aproximadamente 65.874.145 ha, com possibilidade de aumentarem consideravelmente nos próximos anos devido à alta taxa de desmatamento e a expansão das fronteiras agrícolas (Klink & Machado 2005).

Do total de gramíneas presentes no Cerrado, 36% das espécies ocorrem em cerrado *sensu stricto*, campo sujo e campo limpo (Filgueiras 1991). As fitofisionomias de campo limpo e campo sujo são ocupadas em sua maioria por gramíneas. No entanto, diferem entre si no que diz respeito à presença de espécies lenhosas e arbustivas (Ribeiro & Walter 1998). Filgueiras (1991) e Proença *et al.* (2001) reportam cerca de 305 espécies de gramíneas descritas para o Distrito Federal, sendo que aproximadamente 96 destas, são espécies exóticas. Estas gramíneas se espalharam a partir de pastagens cultivadas e áreas de revegetação para áreas naturais com taxas de expansão alarmantes. A incursão das africanas dentro de áreas naturais alterou os regimes de fogo e produziu mudanças significativas no balanço de energia, nutrientes e água dentro destes ecossistemas (D'antonio & Vitousek 1992, Berardi 1994, Baruch & Gomes 1996, Mack & D'Antonio 1998, Pivello *et al.*

1999a,b, Williams & Baruch 2000, Klink & Moreira 2002, Seabloom *et al.* 2003, Martins *et al.* 2004).

Filgueiras (1992) e Almeida (1995) reportam a baixa produção científica acerca de espécies de gramíneas nativas. Estudos sobre a ecologia e fisiologia são ainda mais escassos, gerando assim mau uso destas espécies para fins de manejo. Mesmo assim, Martins (1996) demonstra a possibilidade de recuperação de áreas degradadas através do manejo com gramíneas nativas em detrimento de espécies exóticas, devido à rapidez de desenvolvimento, adaptação e manutenção das condições ambientais locais.

1.1. Fenologia

O estudo dos padrões fenológicos de gramíneas é básico tanto para compreender suas respostas funcionais às condições impostas pelo ambiente como para que possa ser efetuado o manejo das diferentes espécies (Almeida 1995). Em ambientes savânicos, a influência de fatores abióticos como precipitação, vento, temperatura e fotoperíodo exercem forte pressão nos ciclos fenológicos das gramíneas, e estas, por sua vez, parecem adaptar seu ciclo às variações no regime hídrico provocadas pela sazonalidade e flutuação na média de precipitação em diferentes anos (Veenendaal *et al.* 1996a,b, Abrahamson 1999, Munhoz & Felfili 2005). Estes fatores influenciam os ciclos fenológicos de forma semelhante. A sincronização com os eventos estacionais é vital para as espécies do Cerrado. A dispersão dos propágulos é um exemplo deste mecanismo, a maior parte das gramíneas possui dispersão anemocórica que ocorre justamente no fim das secas (Oliveira 1998) onde foi constatada maior intensidade e velocidade do vento (Almeida 1995).

A reprodução de gramíneas pode se dar tanto sexuadamente, através de sementes, como assexuadamente através de rizomas ou estolões (Carmona *et al.* 1999). Entretanto, a resiliência das espécies e a manutenção da biodiversidade em savanas estacionais depende

diretamente dos grupos fenológicos das espécies que as compõem. Para as espécies de ciclo anual, a dependência está diretamente relacionada ao recrutamento e sobrevivência das plântulas e, para espécies perenes, da reprodução vegetativa, ou de um balanço entre os dois tipos de reprodução no caso de espécies que podem adotar ambas estratégias dependendo das condições em que se encontram (Veenedaal *et al.* 1999b).

Almeida (1995) verificou que a fenologia reprodutiva de 29 espécies de gramíneas perenes, em uma área de cerrado, ocorreu de forma escalonada, ou seja, as espécies não floresceram todas ao mesmo tempo. Nesse estudo, a autora identificou padrões que permitiram alocar as gramíneas em três grandes grupos fenológicos distintos com base no início da época de floração. Martins & Leite (1997) também identificaram padrões semelhantes de agrupamento para o início da floração de 60 espécies, no Parque Nacional de Brasília.

De acordo com o proposto por Almeida (1995) foram determinados três grupos fenológicos distintos para gramíneas perenes ocorrentes em cerrado:

- Gramíneas precoces de ciclo curto (PCC): florescem, frutificam e dispersam as sementes no início da estação chuvosa. O ciclo reprodutivo tem duração de 1 a 3 meses, geralmente entre novembro e janeiro, e não apresentam regularidade de ciclos anuais na floração.
- Gramíneas precoces de ciclo longo (PCL): o ciclo reprodutivo ocorre durante todo o período chuvoso, com duração variando entre 5 e 10 meses, geralmente florescem entre novembro e dezembro e concluem o ciclo com a dispersão dos propágulos entre maio e agosto.

- Gramíneas tardias (TAR): florescem após a metade da estação chuvosa e dispersam os propágulos no início da seca, a duração é intermediária entre o primeiro (PCC) e o segundo (PCL) grupo, variando entre 3 e 6 meses, e parecem ser o grupo que apresenta a maior quantidade de espécies para Almeida (1995) e Martins & Leite (1997).

A diversidade fenológica e a adaptação das diferentes épocas fenológicas (floração, frutificação, dispersão) através de mecanismos como maturação de frutos e dormência de sementes possibilitam a germinação e recrutamento em um período mais adequado para o estabelecimento das gramíneas (Oliveira 1998). A proporção total de recursos de um organismo que é alocada para a reprodução pode ser determinante no sucesso de um grupo de indivíduos em garantir a manutenção de uma população (Veenendaal *et al.* 1996a, Miranda 1997). Sendo assim, é importante conhecer os padrões fenológicos das gramíneas nativas e como estes podem ser afetados, pois este conhecimento fornece subsídio para que possam ser traçadas estratégias de manejo a fim de recuperar áreas degradadas ou invadidas por gramíneas exóticas.

Muitos trabalhos indicam que a floração de gramíneas do cerrado esta diretamente relacionada com o ambiente onde se encontram, podendo assim ser alterada pelos eventos que ocorrem no local como, por exemplo, as queimadas, o pastejo e as variações climáticas (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Miranda 1997, Parron & Hay 1997, Munhoz & Felfili 2005,2006). Para espécies invasoras Klink (1994) relata que diversos autores têm como hipótese que as gramíneas africanas seriam mais tolerantes à desfolhação. Assim, as espécies africanas produziram maior quantidade de perfilhos como resposta à desfolhação. No entanto, Klink (1994) mostra em um estudo com cinco

gramíneas nativas e quatro invasoras de diferentes morfologias, que tal hipótese deveria ser reformulada. Em seu estudo, todas as espécies foram tratadas com um corte realizado a 10 cm de altura acima do solo. As cinco espécies nativas apresentaram tolerância a desfolhação, enquanto as espécies exóticas *Melinis minutiflora* e *Brachiaria decumbens* responderam negativamente ao tratamento produzindo menor quantidade de perfilhos. Caro-Costas *et al.* (1960), Caro-Costas & Vicente-Chandler (1961), Paula *et al.* (1967), Paula *et al.* (1969), Macedo & Escuder (1980), Scowcroft & Hobdy (1987) e Williams & Baruch (2000), também relatam a baixa tolerância de *M. minutiflora* ao corte e/ou pastejo.

Coutinho (1977,1980) realizou estudos em áreas de campo sujo e de cerrado *sensu stricto* e mostrou que a ação do fogo sobre a vegetação exerce efeito de poda, acelera o processo de ciclagem de nutrientes e promove intensa floração dos componentes do estrato rasteiro. O estímulo à floração após eventos de fogo pode indicar que estas plantas são pirófilas (Coutinho 1977). O mesmo parece ocorrer em áreas sujeitas ao tratamento com corte da vegetação e, em locais onde não ocorrem queimadas, as mesmas espécies não se reproduzem sexuadamente ou o fazem em menores escalas (Silva & Nogueira 1999, Munhoz & Felfilli 2005,2006).

Silva & Raventós (1999) afirmam que o crescimento de perfilhos e a floração são fortemente afetados pela ocorrência de queimadas, e que estas produzem dois efeitos antagônicos nas populações de gramíneas: afetando diretamente a mortalidade, matando perfilhos, meristemas e plantas pequenas, por outro lado promovem o crescimento e a floração subsequente. O fogo age sobre a vegetação savânica como um agente desfolhante, e uma das possíveis respostas a queimadas pode ser um efeito compensatório semelhante à herbivoria (MacNaughton 1983).

Almeida (1995) e Veenendaal *et al.* (1996b) sugerem que pertencer a um grupo fenológico e a um tipo estrutural implica em adotar estratégias distintas de exploração do espaço. Como exemplo, podemos citar os grupos fenológicos das gramíneas presentes em uma savana na Botswana, que apresentam relação entre a estratégia de colonização de áreas desocupadas de acordo com a estrutura dos ramos e raízes, produção de flores e sementes, a quantidade e época de dispersão (Veenendaal *et al.* 1996a). As espécies *Schizachyrium tenerum* e *Echinolaena inflexa*, ambas nativas do Cerrado, possuem tipos de crescimento distintos. *Schizachyrium tenerum* é uma gramínea perene cespitosa que apresenta uma alocação de recursos maior na parte aérea, com ramos mais compridos e mais biomassa que *E. inflexa*, uma espécie decumbente e rizomatosa. Embora diferentes, essas estratégias permitem a ambas espécies uma rápida colonização de áreas degradadas ou alteradas por queimadas. *Echinolaena inflexa* apresenta ainda uma tendência de aumento no número de folhas e biomassa de acordo com a variação de pluviosidade (Silva & Klink 1997).

1.2. Sementes e germinabilidade

Veenendaal *et al.* (1996a,b) relatam que a produção, a dispersão e a qualidade das sementes estão relacionadas com fatores abióticos e sujeitas a sazonalidade climática encontrada nos ambientes savânicos. A combinação entre as flutuações climáticas sazonais, as características físico-químicas dos solos e a ocorrência de queimadas determinam a distribuição, a estrutura e o funcionamento das diferentes formações vegetais dentro do Cerrado (Eiten 1972).

Wetzel (1997) verificou que sementes de espécies lenhosas de cerrado coletadas na estação chuvosa apresentavam maior massa do que as coletadas na estação seca e de acordo

com Veenendaal *et al.* (1996b) plântulas oriundas de sementes de maior massa possuem maior chance de germinar e se estabelecer.

As diferenças nos padrões fenológicos e na arquitetura das gramíneas levam estas a produzirem uma grande gama de tipos de sementes que parecem estar dentro de um gradiente, desde as mais leves que são dispersas pelo vento, possuem baixa viabilidade e grande número de sementes vazias, normalmente produzidas pelas espécies perenes estoloníferas ou rizomatosas, até as sementes maiores, que são mais resistentes devido à grande quantidade de material de reserva e são dispersas somente em curtas distâncias, normalmente produzidas por espécies anuais (Rice 1989, Almeida 1995, Veenendaal *et al.* 1996a,b, Carmona *et al.* 1998,1999). Além disso, Scheffer-Basso *et al.* (2007) afirmam que um dos fatores que diminui a germinabilidade para a espécie *Paspalum dilatatum*, é a grande heterogeneidade das sementes presentes no banco de sementes, pois dentro de um mesmo período de floração e dispersão, temos sementes que foram geradas e dispersadas no começo da estação reprodutiva até as que tiveram sua maturação somente no final desta fase fenológica, gerando assim lotes de sementes heterogêneos. O mesmo pode ser aplicado às demais espécies dentro dos três grupos fenológicos propostos por Almeida (1995).

Labouriau (1983) constatou que a germinação das sementes depende diretamente da influência tanto de fatores abióticos (luz, água, temperatura) como de fatores espécie-específicos e competição. Veenendaal *et al.* (1996b) mostram em seu estudo que sementes sujeitas às variações nos ciclos de chuva podem apresentar dormência a fim de evitar a sua germinação e conseqüente morte devido a um evento isolado, sendo assim plantas de ambientes savânicos devem apresentar este tipo de estratégia adaptativa já que o padrão de distribuição de chuvas é altamente sazonal.

Klink (1996) mostrou que a taxa de germinação pode ter alguma influência no sucesso de estabelecimento das espécies. Para *Andropogon gayanus*, o autor reporta alta taxa de germinação e baixa taxa de sobrevivência quando comparada com *Echinolaena inflexa*, que apresentou germinação mais lenta e maior taxa de sobrevivência. Estudos de estabelecimento para espécies de gramíneas demonstram que a mortalidade de plântulas é diretamente proporcional ao tempo de permanência da mesma no ambiente após a germinação (Klink 1996, Veenendaal *et al.* 1996b).

Oliveira (1998) relata que a diversidade das gramíneas e a adaptação das diferentes fases fenológicas, através de mecanismos de proteção das sementes e maturação dos frutos, fazem com que a germinação, o recrutamento e o estabelecimento ocorram em um período mais ajustado, visando o sucesso reprodutivo. Estudos de germinação e estabelecimento de gramíneas no Cerrado são importantes para que possamos utilizá-las em trabalhos de recuperação de áreas degradadas. Entretanto, pouco se sabe sobre a produção de sementes e taxas de germinação para as gramíneas nativas (Carmona *et al.* 1998,1999) quando comparado com a invasora *M. minutiflora* (Martins 2006). Estudos, com resultados promissores, visando recuperar áreas degradadas com uso de coquetel de sementes nativas foram reportados por Moraes & Williams (1992), Teixeira & Fonseca (1992) e Martins & Leite (1997).

A literatura sugere que a aplicação de um tratamento de corte na época de floração do capim-gordura, associada com a semeadura de um coquetel de sementes de gramíneas nativas pode ser uma alternativa viável de manejo, tanto do ponto de vista econômico como do ponto de vista ecológico. O tratamento de corte, além ser economicamente mais barato do que os tratamentos que utilizam produtos químicos para combater as espécies invasoras, poderia beneficiar as áreas invadidas da seguinte forma:

- impedindo a propagação da espécie invasora a partir das manchas onde se encontra (Pivello *et al.* 1999a,b, Martins 2006);
- impedindo que a espécie invasora recarregue o banco de semente do solo (Martins 2006);
- provocando a morte de indivíduos da espécie invasora (Caro-Costas & Vicente-Chandler 1961);
- diminuindo a cobertura vegetal de *M. minutiflora* e liberando espaço para a recolonização pelas gramíneas nativas (Scowcroft & Hobdy 1987, Bakker & Wilson 2004);
- estimulando a floração de gramíneas nativas e um conseqüente aumento de sementes destas espécies no banco de sementes do solo (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Parron & Hay 1997, Miranda 1997, Munhoz & Felifili 2005, 2006).

Associado ao corte, a semeadura de um coquetel de sementes de gramíneas nativas garantiria que a área invadida pudesse ser recolonizada a partir de novos indivíduos, podendo haver um incremento em termos de riqueza de espécies.

1. 3. Objetivos

Este estudo tem como objetivo geral:

- Avaliar uma técnica de manejo de baixo custo e alta eficiência, no controle da gramínea exótica *M. minutiflora* (capim-gordura) atingindo níveis onde o impacto causado por esta invasora seja imperceptível dentro de unidades de conservação.

Objetivos específicos:

- 1 - Avaliar o efeito do corte da parte aérea e da semeadura, sobre a recuperação de gramíneas nativas e do capim-gordura.
- 2 - Acompanhar a recuperação da cobertura vegetal de espécies nativas e da espécie invasora na parcela submetida ao corte.
- 3 - Avaliar o efeito do corte da parte aérea sobre o banco de sementes de capim-gordura e de espécies nativas.
- 4 - Avaliar em campo a germinação e estabelecimento das gramíneas nativas presentes no coquetel de sementes.

2. Material e métodos

2.1. Espécie estudada – *Melinis minutiflora*

2.1.1. Histórico

Palisot de Beauvois foi o primeiro pesquisador a descrever a espécie como *Melinis minutiflora*. Depois da sua descrição, o nome da espécie sofreu diversas alterações. A primeira, em 1819 para *Swardia picta* Schrank, PL., e *Tristegis glutinosa* Ness em 1820. Em 1825, Palisot de Beauvois altera novamente o nome para *Panicum minutiflorum*, e em 1834, Trin a renomeia como *Panicum melinis*. Finalmente, em 1854 Steud passa a chamá-la de *Muehlenbergia brasiliensis* (Bor 1960). Este autor descreveu *Melinis minutiflora* (capim-gordura) de uma forma naturalista como sendo uma gramínea nativa da África, porém introduzida em muitas regiões tropicais como forrageira. Em seu trabalho este autor relata: “Esta gramínea apresenta um odor característico, e suas folhas e perfilhos são recobertos por pêlos que secretam óleo viscoso com odor de cominho. A natureza viscosa desta espécie faz com que ela seja pegajosa ao toque e seu odor é também repugnante para algumas pessoas. Por outro lado o gado após um certo tempo de adaptação passa a se alimentar desta espécie com avidez. Na Angola a presença do capim-gordura forma a maioria dos pastos por ser uma das únicas gramíneas que conseguem permanecer verdes em situações secas, abertas e com alta exposição ao sol. No Congo os nativos são conscientes de suas qualidades como repelente, e a consideram um inseticida. Eles a usam para construir camas, forrar ninhos de aves e também para seus cachorros darem à luz aos seus filhotes”.

Esta descrição reforça o relato de que o capim-gordura pode ter sido introduzido no Brasil com o tráfico negreiro, pois os escravos o utilizavam como camas no período

da colônia (Filgueiras 1990, Freitas & Pivello 2005). Por outro lado, alguns autores argumentam que esta espécie foi introduzida na América do Sul e no Brasil com fins forrageiros à época da expansão agrícola (Baruch *et al.* 1989, Baruch & Merida 1995, Gomide 1995, Morosini & Klink 1997, Pivello *et al.* 1999a). Martins (2006) mostrou as rotas do tráfico negreiro para o Brasil e a difusão do capim-gordura no continente norte americano elucidando, uma questão importante sobre a origem e os centros de desenvolvimento e dispersão desta espécie (Figura1).

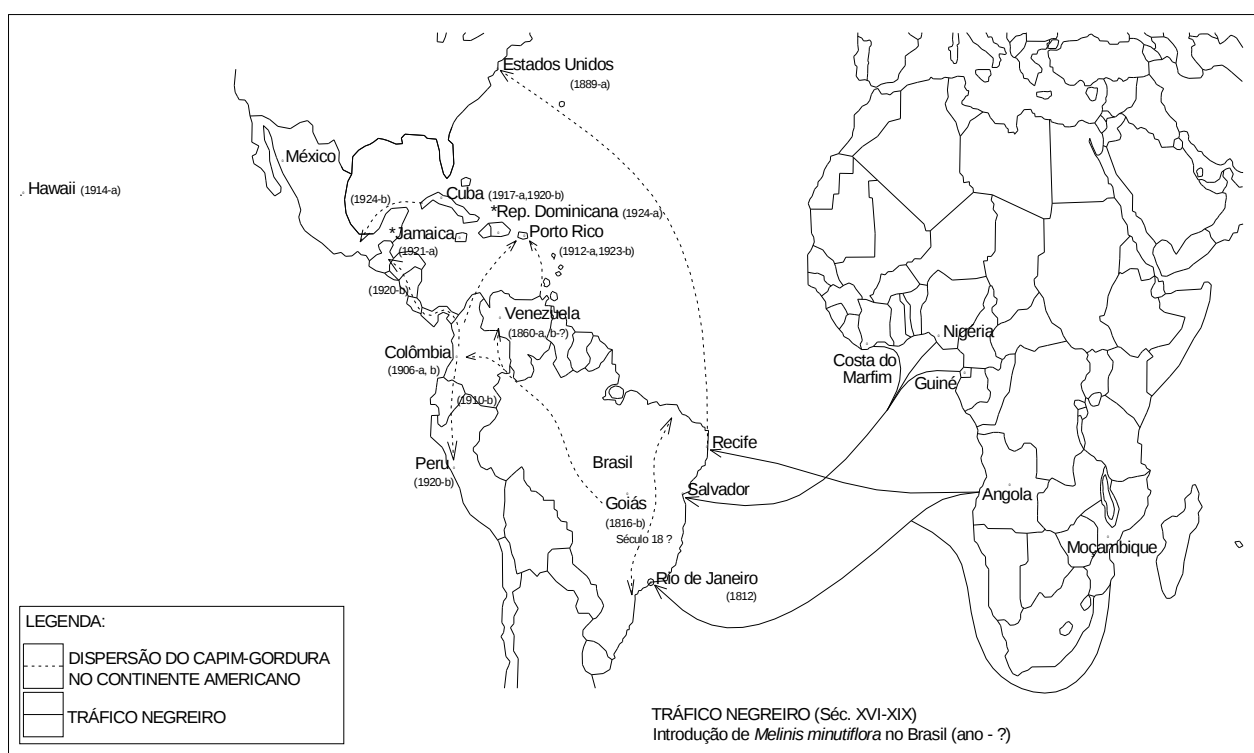


Figura 1. Principais rotas do tráfico negreiro e difusão da gramínea *Melinis minutiflora* no continente americano (Martins 2006).

Segundo Saraiva *et al.* (1993) o capim-gordura é considerado uma espécie naturalizada no Brasil. Espécies naturalizadas estabelecem populações auto-sustentáveis sem a assistência do ser humano, e têm sido a causa, ou têm contribuído, para a extinção de muitas espécies nativas (Sax *et al.* 2007). Entretanto, Gurevitch & Padilla (2004) propõem

que mesmo que competidores exóticos possam causar a extinção de populações em nível local, estes não seriam capazes de extinguir completamente uma espécie.

2.1.2. Características gerais

M. minutiflora é uma gramínea de origem africana, perene, C4, e reproduz-se tanto por semente como vegetativamente, podendo ser considerada atualmente como uma espécie naturalizada. O capim-gordura pode formar densas touceiras que excluem espécies herbáceas (Pivello *et al.* 1999a,b) e dificultam o estabelecimento de espécies lenhosas (Morosini & Klink 1997, Hoffmann & Haridasan 2008). Portanto, áreas invadidas têm uma riqueza e diversidade de espécies menor (Willians & Baruch 2000).

Os padrões fenológicos do capim-gordura contribuem para a sua alta agressividade e capacidade de invasão. De acordo com Martins (2006), o capim-gordura, na região de Brasília, floresce em maio, apresentando uma inflorescência do tipo panícula terminal de 10 a 30 cm de comprimento, arroxeadas, com ramificações curtas. É uma gramínea apomítica e sua floração ocorre entre 166 a 202 dias depois de semeados. As sementes apresentam alto poder de germinação e quase nenhuma dormência. Possui sementes pequenas, variando de 1,5 a 2,5 mm de comprimento. A cariopse tem 1,2 a 1,4 mm de comprimento e se apresenta na forma elíptica ou fusiforme (Figura 2). Produz uma grande quantidade de sementes (200-280 kg/ha), e em um quilograma ocorrem cerca de 13 a 15 milhões de sementes. Martins (2006) reporta ainda uma segunda floração entre os meses de dezembro e janeiro, que resulta em sementes com baixa viabilidade. Apesar da alta produção de sementes na primeira florada, Barger *et al.* (2003) reportam que a germinação das sementes e o estabelecimento de *M. minutiflora* são extremamente baixos, da ordem de 0,01%. Entretanto, uma área invadida em estágio avançado produz aproximadamente entre 180.000

a 240.000 sementes/(m².ano). No seu trabalho, a autora relata que de um total de 80.000 sementes utilizadas no seu experimento somente 28 sobreviveram até o final. A sobrevivência e estabelecimento de plântulas de *M. minutiflora* parecem variar amplamente em relação ao ambiente onde se encontram. Martins (2006) reporta diferentes taxas de sobrevivência de plântulas em áreas de campo sujo e invadidas por *M. minutiflora* no Parque Nacional de Brasília. Áreas submetidas ao tratamento com queimadas prescritas em maio e setembro e a área controle apresentaram taxas diferenciadas de sobrevivência de plântulas (21%, 5% e 6%, respectivamente). Em uma área de mata no Parque Nacional dos Vulcões, Kilauea, Havaí, D'Antonio *et al.* (2001) não encontraram nenhuma plântula viva 5 meses após seu estabelecimento, justificando a alta mortalidade como consequência do estresse hídrico e do sombreamento do estrato rasteiro.



Figura 2. Unidade de dispersão de *Melinis minutiflora*. Foto: Stefano S. Aires.

2.1.3. Biomassa de *Melinis minutiflora*

Áreas invadidas por capim-gordura apresentam ampla variação de biomassa em relação ao estágio em que a invasão se apresenta e ao local onde ela ocorre. A biomassa do estrato herbáceo de uma área invadida por capim-gordura protegida do fogo por 15 anos, localizada no Parque Nacional de Brasília, foi quantificada por Aires *et al.* (2005). A biomassa atingiu 14,7 Mg/ha, onde a gramínea invasora contribuiu com 71% do total e o

restante da biomassa era composto por dicotiledôneas e gramíneas nativas. Martins (2006) relata, para uma área no Parque Nacional de Brasília, que o índice de cobertura vegetal inicial do estrato rasteiro protegido do fogo à 16 anos, ficou entre 90% e 94%, e que a contribuição média do capim-gordura variou entre 42% e 68%. A biomassa total registrada para estas áreas variou entre 6,7 e 8,9 Mg/ha, sendo a contribuição do capim-gordura entre 4,6 Mg/ha e 5,9 Mg/ha. Hoffmann & Haridasan (2008) relatam para uma área localizada na Reserva Ecológica do IBGE em Brasília que parcelas densamente invadidas por capim-gordura possuíam até 147% mais biomassa do que parcelas contendo somente gramíneas nativas (5,16 Mg/ha). Entretanto, Silva & Haridasan (2007) observaram biomassa aérea viva de *M. minutiflora* maiores que a biomassa aérea viva de gramíneas nativas somente na época de sua floração, no período da seca e no início da estação chuvosa. Contudo, os autores não registram diferenças significativas na quantidade de biomassa aérea morta em pé entre *M. minutiflora* e gramíneas nativas em qualquer época do ano. Os autores afirmam que não existe uma evidência de que a gramínea invasora acumula biomassa aérea em quantidades superiores às das gramíneas nativas na fase vegetativa. Embora o valor de biomassa de áreas invadidas possa ser considerado alto, para as fisionomias de campo limpo e campo sujo a biomassa aérea varia entre 2,5 Mg/ha e 15 Mg/ha, dependendo do período em que estão protegidas de queima e da composição de espécies (Neto *et al.* 1991, Ottmar *et al.* 2001). A quantidade de biomassa das invasoras está diretamente relacionada com o tempo em que o processo de invasão está instalado. Embora, a alteração provocada pela bioinvasão no ecossistema possa não influenciar a quantidade de biomassa aérea presente na área, as taxas de deposição e decomposição de serrapilheira, evapotranspiração, e todos os processos ecológicos do local podem ser alterados pela sua presença.

2.2. Área de estudo

O trabalho foi realizado na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR). A RECOR possui uma área de 1.350 ha e está localizada a 25 km ao sul da cidade de Brasília (15°6'41'' S e 47°53'07'' W) a uma altitude média de 1.100 m. O clima é marcadamente sazonal, apresentando uma estação chuvosa bem definida (outubro a abril) onde ocorre cerca de 90% da precipitação anual, 1.436 mm, em média. A temperatura média anual é de 21°C. O solo predominante é o latossolo vermelho-amarelo (RECOR 2008). As principais formas fisionômicas do Cerrado estão representadas na RECOR (Pereira *et al.* 1993) e, em algumas áreas, pode-se observar a invasão por *Melinis minutiflora* (Berardi 1994, Castro Neves 2000, Hoffmam *et al.* 2004)

O estudo ocorreu em duas parcelas contíguas de campo sujo (50 m x 50 m cada), protegidas de queimadas por dois anos, próximas a uma das estradas que cortam a reserva, e que apresentava invasão por capim-gordura segundo o padrão reportado por Pivello *et al.* (1999a) e Hoffman *et al.* (2004). O capim-gordura é capaz de invadir áreas destinadas à conservação a partir da borda das estradas de maneira extremamente agressiva competindo, com sucesso, com a flora nativa e é capaz de descaracterizar em poucos anos a fisionomia da vegetação original (Filgueiras 1990, Pivello *et al.* 1999a, Hoffman *et al.* 2004).

As parcelas foram definidas de acordo com o objetivo estabelecido no início do trabalho, isto é:

- 1 - Parcela “*Sem tratamento*” (S): Teve como objetivo o acompanhamento do processo de invasão por *M. minutiflora* sem nenhuma interferência de tratamento. Para que este processo pudesse ser acompanhado, foram realizadas medidas de cobertura vegetal do estrato rasteiro, medidas de biomassa do estrato rasteiro, avaliação do banco de sementes do solo, acompanhamento das fases fenológicas das

gramíneas presentes na parcela e contagem do número de espiguetas/m² da espécie invasora.

2 - Parcela “*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*” (CA): Esta parcela recebeu tratamento anual de corte da parte aérea da vegetação no período de frutificação da espécie invasora (março-junho). O corte visou controlar a espécie invasora através da diminuição da biomassa aérea e mortalidade das touceiras provocadas pelo tratamento (Caro-Costas & Vicente-Chandler 1961), além de evitar que esta espécie pudesse recarregar o banco de sementes do solo. Associada ao corte, foi realizada semeadura com um coquetel composto por sementes de gramíneas nativas (coletadas ao longo dos anos de 2006 e 2007) visando o incremento de sementes de gramíneas nativas no banco de sementes e o aumento na quantidade de plântulas das espécies nativas. Para acompanhar o efeito do tratamento de corte + semeadura, foram realizadas medidas de cobertura vegetal do estrato rasteiro, medidas de biomassa do estrato rasteiro, avaliação do banco de sementes do solo, acompanhamento das fases fenológicas das gramíneas presentes na parcela e acompanhamento da germinação nas áreas de semeadura.

2.3. Corte

O manejo da parcela CA foi realizado com corte da vegetação até uma altura de 7 cm acima do solo, tal como é descrito na literatura, visando a morte do capim-gordura (Caro-Costas & Vicente-Chandler 1961), a sobrevivência e estímulo da floração de espécies herbáceas nativas (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Miranda 1997, Parron & Hay 1997, Munhoz & Felfili 2005, 2006).

Durante o período de estudo, o tratamento com corte foi aplicado duas vezes na parcela CA (setembro de 2007 e junho de 2008). A aplicação do tratamento em 2007 foi realizada após a época de dispersão do capim-gordura, portanto, este teve como principais objetivos estimular a floração de gramíneas nativas, diminuir a competição provocada pelo sombreamento causado pela espécie invasora e possivelmente matar touceiras de capim-gordura. Em 2008, a fim de evitar a dispersão das sementes de *M. minutiflora* e a recarga do banco de sementes pela espécie invasora, o corte da parcela CA foi realizado antes do amadurecimento e dispersão de suas sementes. O manejo foi desenvolvido com o auxílio máquinas roçadeiras costais e um microtrator (YANMAR AGRITECH. Modelo: TC-12).

2.4. Biomassa do estrato rasteiro

O estudo foi desenvolvido nas parcelas previamente estabelecidas, e realizado por meio de corte rente ao solo de toda vegetação rasteira presente em um quadrado de 50 cm x 50 cm lançado aleatoriamente, como o realizado por Cardoso *et al.* (2000a,b). Foram coletadas 20 amostras (5 m²) por parcela experimental. O material coletado foi levado para laboratório onde foi separando em: gramínea nativa, capim-gordura e dicotiledôneas. Todo material coletado foi acondicionado em sacos de papel e mantido em estufa até obtenção de massa constante. Este processo foi realizado durante o estabelecimento das parcelas experimentais (setembro de 2007) e logo antes do corte da parcela CA (junho de 2008).

Para a análise estatística dos dados foi utilizado teste de Mann-Whitney ($p = 0,05$) com auxílio do pacote estatístico BioEstat 3.5 (Ayres *et al.* 2001).

2.5. Cobertura vegetal do estrato rasteiro

A cobertura das parcelas foi realizada mensalmente pelo método de interceptação de linhas (Kent & Coker 1992). O método de interceptação de linhas foi escolhido pois para a situação de corte anual a vegetação pode não se recuperar atingindo 100% de cobertura da área, deixando assim pequenas manchas de solo exposto. Neto *et al.* (1994) demonstraram que áreas de campo sujo queimadas há um ano recuperaram cerca de 70% de sua biomassa e possivelmente, a recuperação da cobertura vegetal não atingiu 100%. Cardoso *et al.* (2000a,b,2003), trabalhando em parcelas experimentais, de savana gramíneo-lenhosa que sofreram queima, demonstraram que o tempo necessário para que a vegetação recupere a cobertura vegetal inicial pode variar entre 4 e 8 meses. Sendo assim, a determinação da cobertura vegetal através do método de interceptação de linhas se faz mais precisa para a situação de corte.

Em cada parcela experimental foram estabelecidos nove transectos de 50 m para verificar a dinâmica da cobertura da vegetação do estrato rasteiro. Durante a obtenção dos dados foram consideradas as seguintes categorias de vegetação que interceptaram a linha: capim-gordura (G), gramínea nativa (N) e dicotiledôneas (D), assim como a combinação destas categorias. Os dados de porcentagem de cobertura foram coletados pela mensuração do comprimento do transecto interceptado pelas categorias presentes (Kent & Coker 1992). A cobertura vegetal de cada componente (G, N e D), foi mapeada dentro da parcela gerando assim três mapas por coleta. Cada quadrado deste mapa representa a porcentagem de cobertura vegetal do respectivo componente dentro de 5 m contínuos dos transectos previamente estabelecidos.

A cobertura vegetal da parcela S foi realizada no início (agosto de 2007), meio (fevereiro de 2008) e fim (maio de 2008) deste estudo, visto que para esta parcela não haveria grandes alterações, pois não foi aplicado nenhum tipo de tratamento. A parcela CA

foi verificada mensalmente de agosto de 2007 a maio de 2008 para que a dinâmica de recuperação da cobertura após o corte pudesse ser acompanhada.

Para a área CA, as análises dos dados de cobertura vegetal do estrato rasteiro foram realizadas visando responder a duas questões:

- 1 - Dentro de um mesmo mês existem diferenças significativas entre as coberturas vegetais dos componentes avaliados?
- 2 - Oito meses após o corte da área, a cobertura vegetal de cada componente sofreu alterações significativas?

Para responder à primeira questão, foram realizadas comparações entre os componentes, G, N e D, para os meses anteriores a aplicação do tratamento de corte (agosto de 2007 e maio de 2008). Posteriormente, foram realizados os mesmos testes para comparar alterações na cobertura vegetal dos componentes, G, N e D, entre os meses de agosto de 2007 e maio de 2008, visando responder à segunda pergunta.

Pelo fato desta variável ser caracterizada por grande amplitude de variação, os dados foram transformados em $\arcseno \sqrt{p/100}$, visando a homogeneidade da variância (p = comprimento ocupado por cada categoria). A normalidade foi verificada analisando a simetria e a curtose dos dados obtidos para cada classe, com auxílio do software R (ver. 2.5., R Development Core Team 2007). Os dados das classes G, N e D foram analisados com a realização dos testes ANOVA de medidas repetidas e testes T pareados ($p = 0,05$), com auxílio do software R (ver. 2.5.1; R Development Core Team 2007).

2.6. Banco de sementes

O acompanhamento do número de sementes viáveis presentes no solo é importante para determinar o número de espécies, a quantidade relativa de cada espécie e a abundância

destas a diferentes profundidades no solo (Gross 1990). A necessidade de se investigar a variação espacial e temporal da quantidade de sementes presentes no solo levou à elaboração de diversas metodologias de coleta que visam obter um resultado mais próximo da realidade. Para a avaliação dos bancos de sementes no solo das parcelas deste trabalho, foi utilizada a metodologia de germinação direta proposta por Gross (1990). Este método tem melhores resultados para avaliar a quantidade de sementes germináveis presentes no solo no momento no qual foi realizada a coleta, excluindo assim o fator da variação temporal. Segundo o autor, ele é capaz de prover uma lista mais completa das espécies presentes na comunidade do que as listas que são geradas por outras metodologias de coleta.

Dez amostras de solo foram coletadas imediatamente antes do tratamento de corte (setembro de 2007 e junho de 2008). As amostras foram coletadas utilizando-se um quadrado de ferro (20 cm x 20 cm x 2 cm), lançado ao acaso fora das áreas de semeadura. A profundidade de 2 cm foi adotada uma vez que Martins (2006) mostrou que raramente ocorre germinação das sementes de capim-gordura que se encontram abaixo desta profundidade, e Andrade (2002) mostrou que 70% das sementes das espécies nativas se localizam nos primeiros 0,5 cm e 90% no primeiro centímetro de profundidade. Cada amostra de solo foi acondicionada em bandejas plásticas e posta em casa de vegetação. As amostras foram irrigadas diariamente durante seis meses. A contagem de plântulas emergidas foi realizada duas vezes por semana. A cada dois meses, o solo foi revolvido para estimular novos fluxos de emergência de plântulas (Ikeda *et al.* 2008). Todas as plântulas que emergiram foram arrancadas, contabilizadas e classificadas em uma das três categorias: capim-gordura (G), gramíneas nativas (N) e dicotiledôneas (D).

Para cada amostra, o total de sementes foi obtido pela soma de todas as plântulas emergidas, em cada amostra, durante esse período. Alguns indivíduos de cada morfoespécie foram transplantados individualmente em sacos plásticos contendo solo preparado, 75% de solo de cerrado coletado na Reserva do IBGE, e 25% de areia previamente seca em estufa a 70°C (Silva & Klink 1997). Tanto a areia como o solo coletado, antes de serem misturados, foram peneirados em malhas de 2 mm e 1 mm a fim de retirar impurezas, raízes e sementes. Os indivíduos plantados foram mantidos na casa de vegetação até a floração para que fosse possível realizar a identificação da espécie. De acordo com o seu crescimento, as plantas foram replantadas em recipientes cada vez maiores para que pudessem continuar a se desenvolver de maneira adequada.

O efeito do corte na alteração do banco de sementes foi avaliado comparando-se o número de plântulas que emergiram após os cortes de setembro de 2007 e junho de 2008. Em função da alta heterogeneidade da distribuição de sementes, todos os valores do número de sementes germinadas/m² são apresentados como valores medianos e foram comparados utilizando-se o teste de Mann-Whitney ($p = 0,05$) com auxílio do pacote estatístico Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2001).

2.7. Coquetel de sementes e semeadura

As coletas de sementes foram realizadas em áreas de campo sujo, na RECOR, de acordo com a época de floração e disponibilidade das espécies (Almeida 1995, Martins 1996). Foram coletadas sementes de espécies pertencentes aos três grupos fenológicos propostos por Almeida (1995). Durante a coleta foram estabelecidos transectos imaginários (Filgueiras *et al.* 1994) que foram percorridos a fim de cobrir a maior área dentro dos sítios de coleta. As sementes foram coletadas aleatoriamente de indivíduos já em fase de dispersão (apresentando pelo menos a terça parte dos propágulos já dispersados) para evitar

a coleta de embriões imaturos. O material coletado foi acondicionado em sacos de papel e levados ao laboratório onde recebeu o beneficiamento. Cada espécie foi beneficiada de acordo com suas características. De forma geral, as sementes foram retiradas das inflorescências manualmente e armazenadas em sacos de papel permeáveis até sua utilização (Villela & Peres 2004). Em laboratório, com auxílio de um soprador, as sementes coletadas foram triadas em semente cheias e vazias para que apenas as sementes cheias fossem semeadas (somente no caso das sementes não palhentas). As sementes não receberam nenhum tratamento prévio para quebra de dormência.

Após o corte, foram estabelecidas aleatoriamente dentro da parcela CA cinco áreas de semeadura de 5 m x 5 m. Após o estabelecimento da estação chuvosa, as sementes previamente coletadas foram semeadas, sendo lançadas aleatoriamente dentro das áreas, visando o incremento de sementes de gramíneas nativas no banco de sementes e o aumento na quantidade de plântulas das espécies nativas. O período de semeadura foi selecionado de forma a evitar maior mortalidade das plântulas, por estresse hídrico devido à falta de chuvas ou períodos de veranico, ou pelo oposto, por excesso de chuva, que poderia causar erosão expondo as raízes (Frasier *et al.* 1984, Silva & Castro 1989, Veenendal 1996a,b).

2.8. Contagem de plântulas em campo

Após a semeadura do coquetel de sementes de gramíneas nativas, a germinação e o estabelecimento de plântulas foram verificados quinzenalmente. Para realizar este acompanhamento foram estabelecidos aleatoriamente cinco quadrados de contagem (50 cm x 50 cm) dentro das áreas de semeadura e 5 quadrados controle (50 cm x 50 cm) situados do lado de fora das áreas de semeadura (Figura 3). Todas as plântulas que se estabeleceram dentro destes quadrados foram contabilizadas e classificadas em dois grupos: plântulas de gramíneas nativas e plântulas de *M. minutiflora*. A contagem de plântulas foi

realizada até que fosse impossível identificar novos indivíduos ou até que se tornasse impossível diferenciar os indivíduos mortos dos que entraram em dormência em decorrência da estação seca.

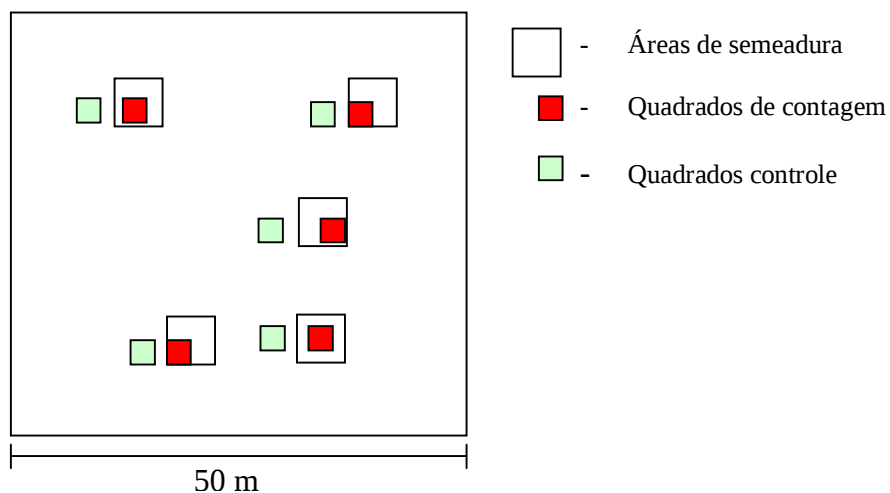


Figura 3. Desenho esquemático da Parcela “Corte Anual”, situada na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, onde as áreas de semeadura têm 5 m x 5 m, e os quadrats de contagem e controle 50 cm x 50 cm.

Em função da alta heterogeneidade da distribuição da germinação das sementes, todos os valores do número de sementes germinadas/m² são apresentados como valores medianos. Para a comparação das medianas foi realizado o teste de Mann-Whitney ($p = 0,05$) devido à distribuição não normal dos dados. Utilizou-se o pacote estatístico Bioestat 5.0 (Ayres *et al.* 2001) para a realização das análises.

3. Resultados e discussão

3.1. Biomassa aérea das parcelas invadidas

A biomassa total do estrato rasteiro, das parcelas S (“*Sem tratamento*”) e CA (“*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*”), foi mensurada em setembro de 2007 e junho de 2008, sofrendo alterações significativas somente na parcela CA devido ao tratamento de corte.

Para a coleta de 2007, a biomassa das parcelas S e CA não apresentou diferenças estatisticamente significativas. A biomassa de S foi de $5,7 \pm 2,0$ Mg/ha e a de CA $7,1 \pm 2,6$ Mg/ha ($U=141$, $p = 0,11$). A parcela S apresentou 10% de capim-gordura (G), 60% de gramíneas nativas (N) e 30% de dicotiledôneas (D). A proporção dos componentes na parcela CA foi de 10% de capim-gordura, 74% de gramíneas nativas e 16% de dicotiledôneas (Figura 4).

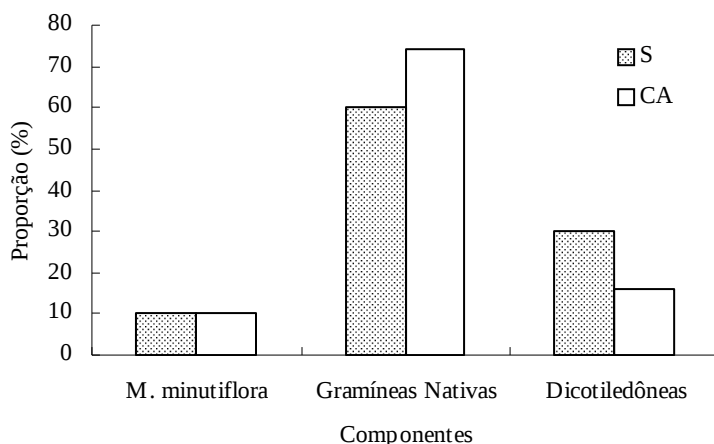


Figura 4. Composição da biomassa, em setembro de 2007, antes do corte, em uma área de campo sujo invadido por *Melinis minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. S = parcela sem tratamento de corte, CA = parcela com tratamento de corte anual.

O total de biomassa registrado para as parcelas S e CA em setembro de 2007, se enquadra no *range* relatado para áreas invadidas por *M. minutiflora*, que pode variar entre

4,7 Mg/ha e 14,7 Mg/ha (Aires *et al.* 2005, Martins 2006, Silva & Haridasan 2007, Hoffmann & Haridasan 2008). Entretanto, valores semelhantes são relatados também para áreas de campo no bioma cerrado, com biomassa variando entre 2.5 Mg/ha até 15 Mg/ha (Neto *et al.* 1991, Andrade 1998, Ottmar *et al.* 2001). Ambas as parcelas apresentavam composição semelhante em setembro de 2007, com apenas 10% de *M. minutiflora* representando a biomassa total. Sendo assim, em termos de biomassa, o processo de invasão poderia ser considerado em estágio inicial, tendo em vista que a quantidade total de biomassa registrada depende diretamente do tempo sem queima e da composição das espécies.

A parcela S não apresentou grandes variações em termos de biomassa. Em junho de 2008 a biomassa total foi de $6,0 \pm 4,0$ Mg/ha. Este total não foi significativamente diferente do encontrado para a coleta realizada em setembro de 2007 ($U = 173,00$, $p = 0,8378$). Entretanto, em junho de 2008, a proporção registrada dos componentes da parcela S foi de 35% para G, 49% para N e 16% para D (Figura 5).

Oito meses após o corte, a parcela CA recuperou cerca de 38% do valor original da biomassa, isto é, $2,7 \pm 1,2$ Mg/ha, da qual 20% eram representados por G, 54% por N e 26% por D (Figura 5).

O aumento na proporção do componente G na biomassa total de ambas as parcelas, pode ser explicado pela floração do mesmo. Em junho de 2008, o capim-gordura apresentava grande quantidade de inflorescências: 0 e 484 inflorescências/m², com valor mediano de 14 inflorescências/m² em S, e entre 0 e 180 inflorescências/m² com valor mediano de 32 inflorescências/m² em CA. Martins (2006) e Silva & Haridasan (2007) mostraram que em áreas invadidas, o capim-gordura contribui com maior porcentagem de biomassa durante a época de floração.

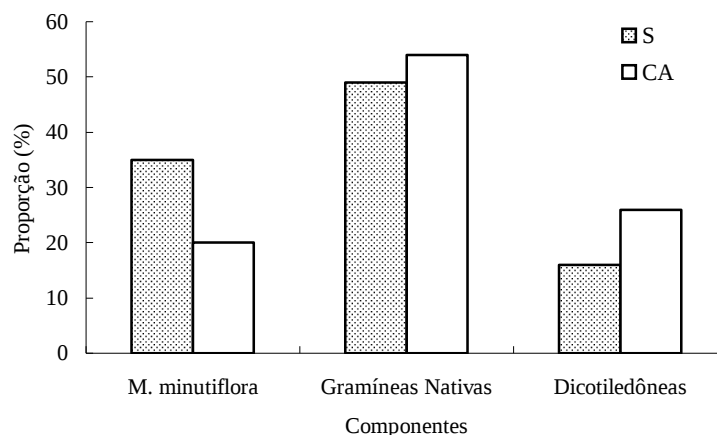


Figura 5. Composição da biomassa, em junho de 2008, oito meses apem uma área de campo sujo invadido por *Melinis minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. S = parcela sem tratamento de corte, CA = parcela com tratamento de corte anual.

A baixa recuperação da biomassa total da parcela CA está em desacordo com os dados de recuperação pós fogo apresentada por Andrade (1998), Neto *et al.* (1998) e Cardoso *et al.* (2000a,b,2003). Neto *et al.* 1998, trabalhando em áreas campo sujo queimadas bienalmente, encontraram o maior valor de biomassa total 10 meses após a queima, cerca de 80% do valor pré-fogo (6.6 Mg/ha). Este pico de biomassa tendeu a acompanhar a precipitação e ocorreu cerca de um mês após o maior pico de precipitação no local. Cardoso *et al.* (2000a) encontraram padrão semelhante de recuperação da biomassa em uma savana no Pantanal, e demonstraram que somente 10 meses após a queima a vegetação atingiu o valor de biomassa viva registrado antes da queima (3,0 Mg/ha). O incremento da biomassa viva ocorreu durante toda a estação chuvosa e se estabilizou durante o período de baixa precipitação. Cardoso *et al.* (2003), trabalhando em parcelas com predominância da gramínea nativa *Andropogon bicornis*, na região de Nhecolândia, no Pantanal, encontraram resultados semelhantes. Neste trabalho, a parcela submetida à queima só atingiu valores de biomassa da parcela controle, 8 meses após a queimada, cerca

de 2,0 Mg/ha. Sendo assim, a recuperação da biomassa aérea da vegetação da parcela CA pode ser considerada baixa em comparação com os trabalhos apresentados por Neto *et al.* (1998) e Cardoso *et al.* (2000a,b, 2003), especialmente ao considerarmos que a estação chuvosa teve início após o tratamento de corte ter sido aplicado na parcela (Figura 6).

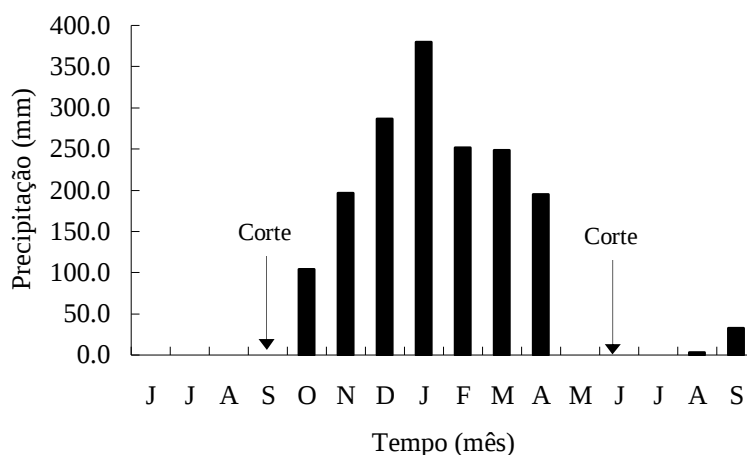


Figura 6. Dados mensais do total pluviométrico na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, no período de junho de 2007 a setembro de 2008.

Andrade (1998) ao comparar a recuperação do estrato rasteiro após queimadas realizadas no final e início da estação chuvosa, demonstrou que as áreas queimadas no início das chuvas se recuperaram de maneira mais eficiente. Entretanto, é sabido que o rápido incremento de biomassa após uma queimada pode ser relacionado ao aporte de cinzas carregadas de nutrientes que seriam disponibilizados rapidamente para a vegetação (Coutinho 1980), o que não é verdadeiro para áreas que sofrem o efeito de corte. Após o corte, a biomassa de gramíneas nativas que cai sobre o solo demora a se decompor. Constantino (1988) apresenta a meia vida para decomposição de gramíneas do cerrado, variando entre 278 e 525 dias. Além disso, a camada de palha que se forma sobre o solo pode vir a impedir que a biomassa se regenere da mesma forma que em áreas que foram

queimadas, pois o sombreamento causado pela palhada impede que as novas folhas e brotos, assim como as plântulas, tenham acesso à luz (Silva & Castro 1989, Morosini & Klink 1997).

3.2. Cobertura Vegetal

Em agosto de 2007, a cobertura vegetal do estrato rasteiro das parcelas S e CA era de 90% e 92% respectivamente, sendo distribuída de maneira heterogênea entre os três componentes ($F_{2,178} = 68,894$; $p < 0,05$ e $F_{2,178} = 54,127$; $p < 0,05$, respectivamente).

Para a parcela S, em agosto de 2007, o capim-gordura ocupava cerca de 30% da área coberta, sendo que somente 11% destes eram ocupados exclusivamente por *M. minutiflora*. O restante representa associações entre a invasora e os outros dois componentes. As gramíneas nativas estavam presentes em 80% da parcela S. Entretanto, somente 46% deste valor eram ocupados exclusivamente por elas. Em relação às dicotiledôneas, foi possível observar este componente em 30% da área coberta da parcela, sendo somente 4% ocupados exclusivamente por este componente (Figura 7).

A parcela CA apresentou um total de 92% de cobertura. *M. minutiflora* ocupou 27% deste total, sendo que 25% deste valor eram ocupados exclusivamente por esta espécie. As gramíneas nativas apresentaram cobertura vegetal de 79% da área coberta de parcela, sendo 41% deste valor ocupado somente pelas gramíneas nativas. As dicotiledôneas representaram 41% da cobertura da parcela e deste total somente 6% eram ocupados exclusivamente por elas (Figura 7).

Em maio de 2008, a parcela S apresentou um total de 93% de cobertura vegetal que se distribuiu de forma heterogênea ($F_{2,178} = 169,39$; $P < 0,05$). O capim-gordura contribuiu com 41% deste total, sendo que somente 4% eram ocupados exclusivamente por *M.*

minutiflora. As gramíneas nativas estavam presentes em 88% do total de área coberta, com 42% dos 88% ocupados exclusivamente por elas. Para as dicotiledôneas, foram registrados 35% de cobertura vegetal, sendo somente 4% ocupados somente por elas.

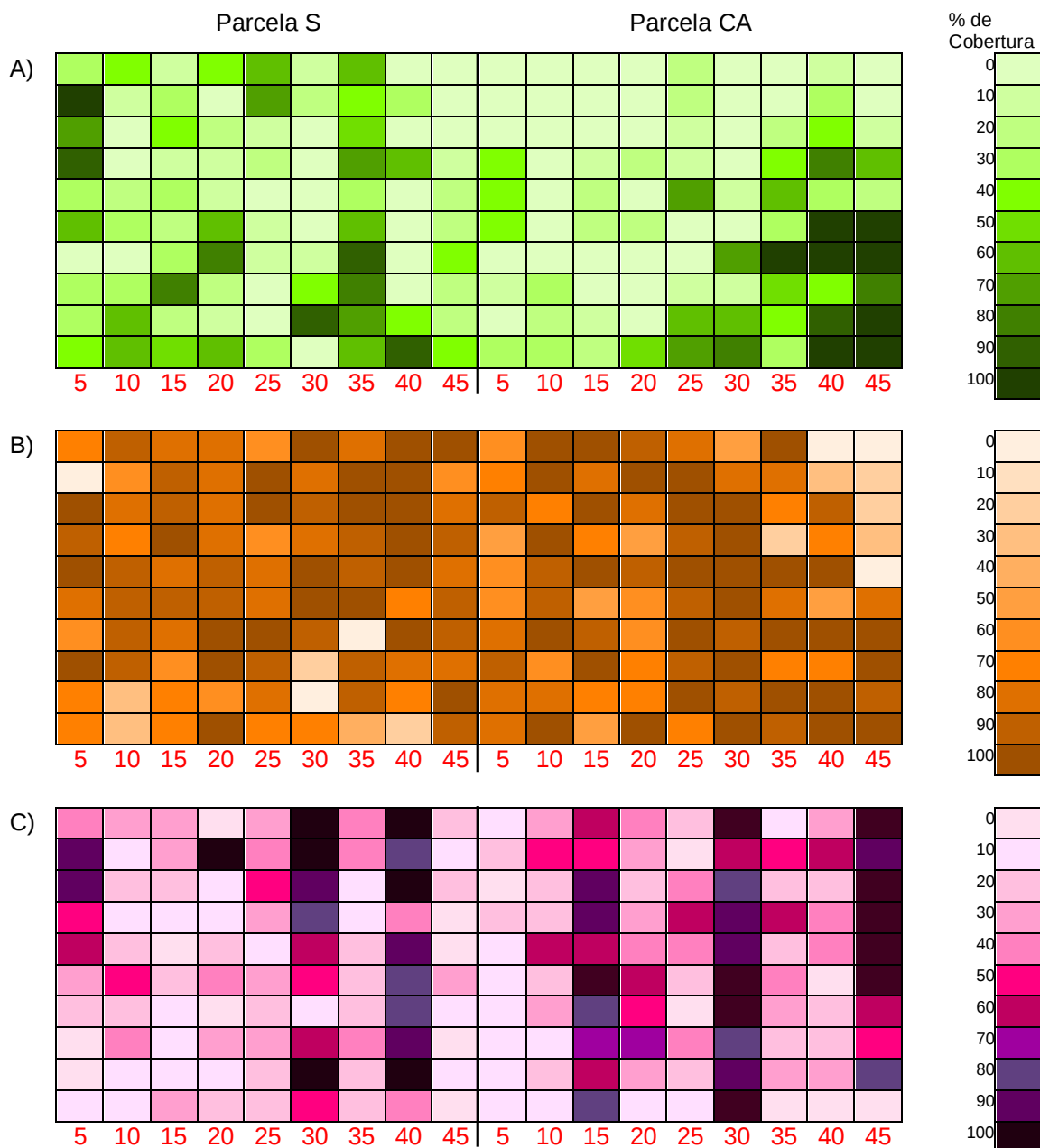


Figura 7. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em agosto de 2007, em campo sujo invadido por *Melinis minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim-gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.

A cobertura vegetal no mês de maio de 2008 para a parcela CA (Figura 8) foi de 83%, e continuou se apresentando de maneira heterogênea ($F_{2,178} = 59,972$; $p < 0,05$). Sendo assim, oito meses após o corte, a parcela CA apresentou 90% de recuperação em termos de cobertura vegetal. Cardoso *et al.* (2000a) mostraram que a cobertura vegetal de uma área de campo, no Pantanal, submetida à queimada só atingiu os níveis de cobertura da área controle (80% de cobertura vegetal) após 8 meses de recuperação. Áreas dominadas por *Elyonurus muticus*, no Pantanal, submetidas a queima anual, têm a cobertura vegetal do solo consideravelmente reduzida após a queima, e levam de quatro a seis meses para restabelecer o percentual da área sem queima (Cardoso *et al.* 2000b). Para áreas dominadas por *Andropogon bicornis*, no Pantanal, Cardoso *et al.* (2003) relatam que a queima reduz expressivamente a cobertura vegetal do solo, favorecendo a erosão e a evapotranspiração, restringindo a infiltração e o armazenamento de água e aumentando, conseqüentemente, a vulnerabilidade das plantas à seca. Somente sete meses após a queimada a área atingiu valores de cobertura semelhantes aos da área controle, cerca de 90%.

Em maio de 2008, na parcela CA, *M. minutiflora* representou 30% do total de cobertura, sendo 20% de cobertura vegetal ocupados exclusivamente por esta espécie. As gramíneas nativas contribuíram com 68% da cobertura, sendo 51% ocupados com exclusividade. As dicotiledôneas ocuparam cerca de 29% da cobertura vegetal, com 11% de exclusividade (Figura 8). A cobertura vegetal dos três componentes (G, N e D) da parcela S se manteve de forma relativamente constante ao longo do tempo, não tendo demonstrado sofrer alterações devido à estação seca. Cada componente foi analisado independentemente e foram feitas comparações entre a cobertura vegetal de agosto de 2007 e maio de 2008. Apenas as dicotiledôneas não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($T_{89} = -1,2436$; $p > 0,05$). *Melinis minutiflora* e as gramíneas nativas apresentaram

diferenças significativas entre os dois períodos, registrando um incremento em termos de cobertura vegetal para ambos os componentes ($T_{89} = -4,5712$; $p < 0,05$ e $T_{89} = -3,9236$; $p < 0,05$, respectivamente). Este incremento pode ter sido possibilitado pela expansão e crescimento tanto das gramíneas nativas como do capim-gordura em função da temporada de chuva (Figura 9).

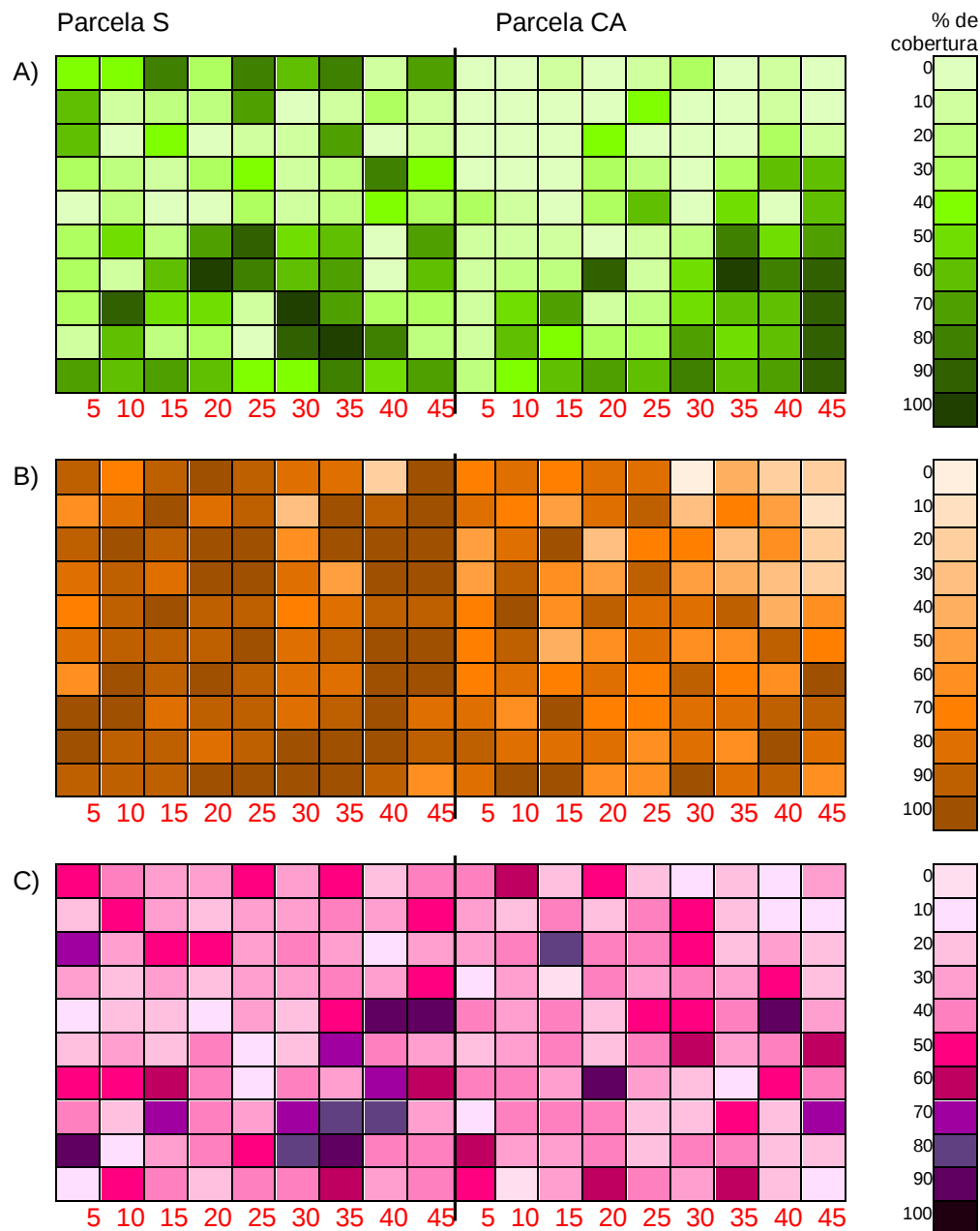


Figura 8. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em maio de 2008, em campo sujo invadido por *Melinis minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim-gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.

A parcela CA apresentou rebrota da vegetação de forma rápida e intensa após o corte (Figura 10), com o incremento de cobertura vegetal acompanhando a temporada de chuva e se estabilizando por volta do mês de janeiro de 2008, juntamente com o maior pico de precipitação da temporada chuvosa. Entre agosto de 2007 e maio de 2008 não houve diferenças significativas para a cobertura de capim-gordura e de dicotiledôneas ($T_{89} = -1,155$; $p > 0,05$ e $T_{89} = 2,5009$; $p > 0,05$ respectivamente), indicando que oito meses após o corte a recuperação da cobertura vegetal destes componentes não sofreu alteração. Para as gramíneas nativas houve uma diminuição significativa da cobertura vegetal entre agosto de 2007 e maio de 2008 ($T_{89} = 4,8986$; $p < 0,05$).

Em termos de porcentagem, é possível observar que o padrão de incremento de cobertura vegetal da parcela CA, ocorreu de forma semelhante para cada um dos componentes. Para gramíneas nativas ocorreu uma rápida recuperação após o corte, e em quatro meses após o tratamento, a cobertura vegetal teve uma recuperação de 87% do valor inicial. Tanto as gramíneas nativas como as dicotiledôneas tenderam a estabilizar o incremento em cobertura vegetal após janeiro de 2008.

O rápido incremento na cobertura vegetal de N e D, acompanhando a temporada de chuvas, se assemelha ao padrão apresentado por Cardoso *et al.* (2000a,b,2003). Este padrão de rápida recuperação da cobertura pode ser vantajoso para um manejo que visa à exclusão de capim-gordura, pois além da rápida ocupação física do espaço pelas gramíneas nativas, aumentando assim sua capacidade competitiva. O estímulo da floração após poda (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Miranda 1997, Parron & Hay 1997, Munhoz & Felfilli 2005,2006) faz com que a área receba uma nova chuva de sementes, o que será importante, a longo prazo, para que haja o recrutamento de novos indivíduos.

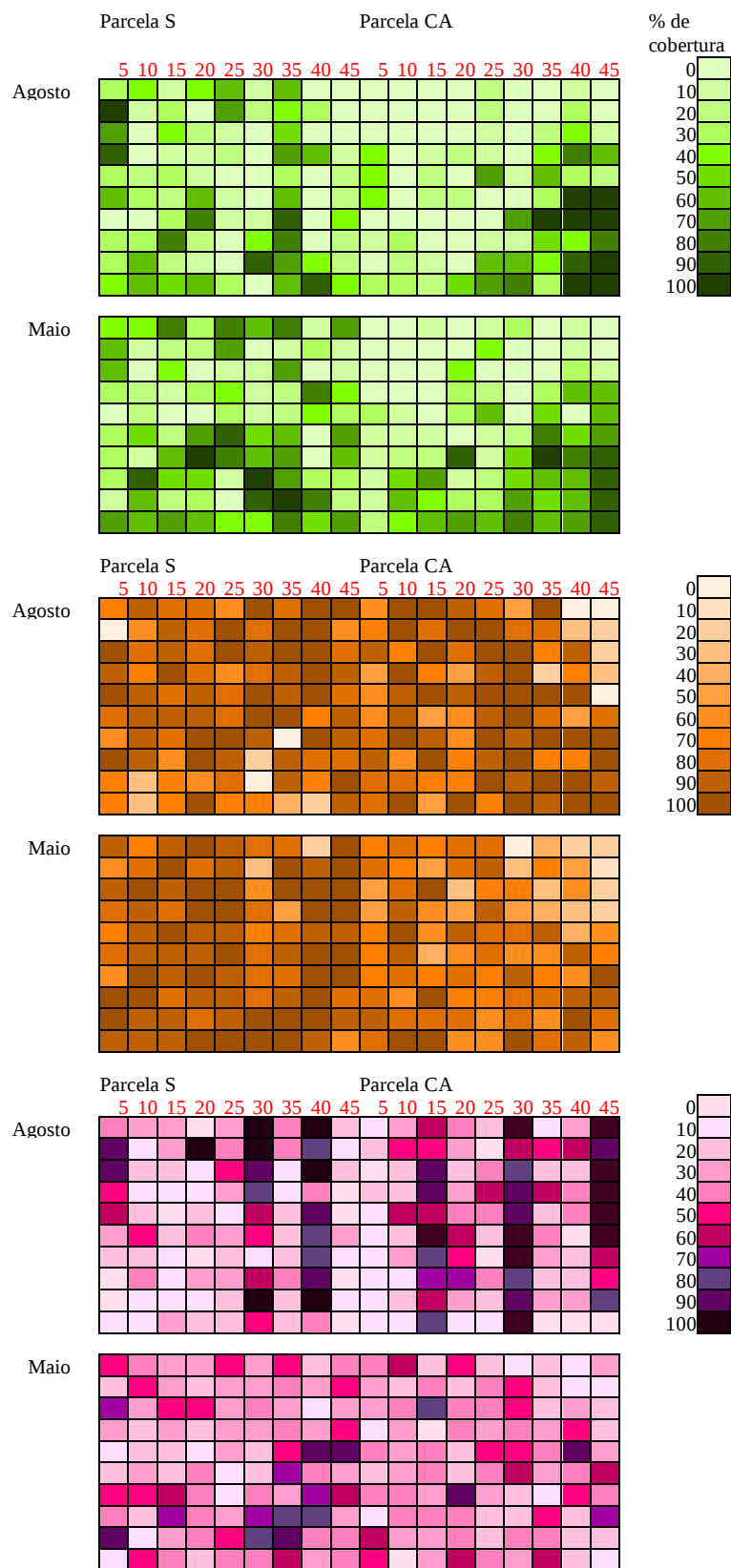


Figura 9. Representação esquemática da cobertura vegetal de cada componente, nas parcelas “S” (sem tratamento) e CA (parcela com tratamento de corte anual), em agosto de 2007, e maio de 2008, em campo sujo invadido por capim-gordura na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. A = Capim- gordura, B = gramíneas nativas e C = Dicotiledôneas.

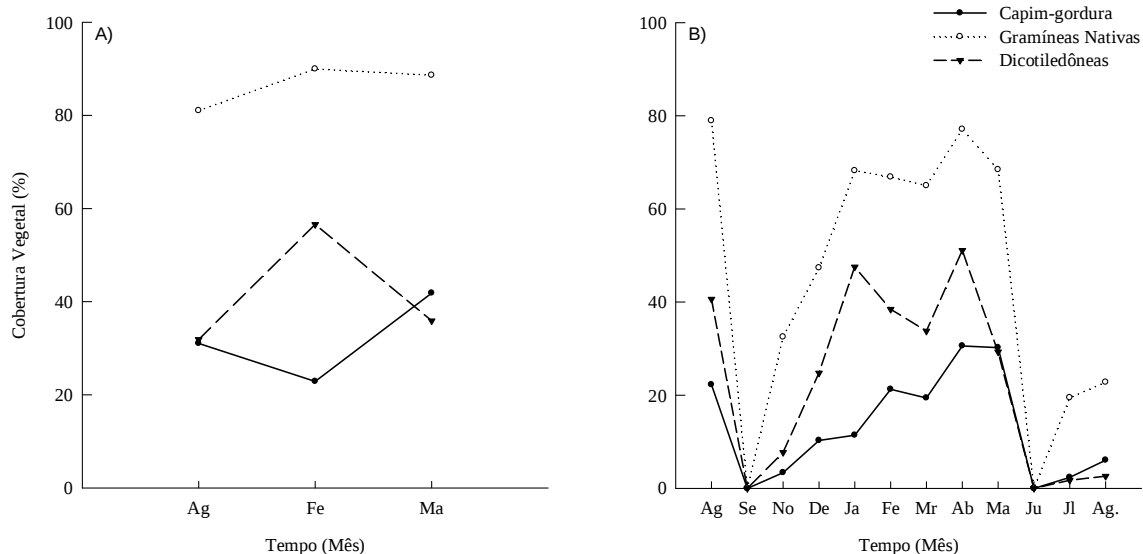


Figura 10. Cobertura vegetal das parcelas “Sem tratamento” (A) e “Corte Anual” (B), em campo sujo invadido por *Melinis minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.

A recuperação da cobertura vegetal de capim-gordura apresentou um padrão crescente durante toda a estação chuvosa. Scowcroft & Hobdy (1987) avaliaram a recuperação da cobertura vegetal em parcelas invadidas por *M. minutiflora* ao longo de 4 anos. Os autores observaram que os indivíduos de capim-gordura submetidos à herbivoria não conseguiam se recuperar tão bem quanto nas áreas onde os herbívoros foram excluídos, evitando assim a expansão do processo de invasão. Ainda em seu trabalho, os autores relatam uma rápida taxa de expansão da cobertura vegetal de *M. minutiflora* nas parcelas de exclusão de herbivoria, onde mais da metade da parcela foi dominada exclusivamente pela gramínea invasora. Barbosa *et al.* (1990) reportam que a capacidade de expansão da cobertura vegetal de uma área está intimamente ligada à quantidade de sementes produzidas e à sua agressividade, embora outros fatores, como a expansão vegetativa, também atuem na capacidade de ocupação do espaço. Apesar de o capim-gordura possuir alta taxa de produção de sementes, baixa taxa de predação, e um banco de sementes com proporções

maiores do que os encontrados para espécies nativas (Martins 2006), esta espécie de gramínea é sensível ao pastejo intensivo e ao corte (Caro-Costas *et al.* 1960, Williams & Baruch 2000, Caro-Costas & Chandler 1961, Paula *et al.* 1967,1969) diferindo das gramíneas nativas que estão adaptadas às queimadas e florescem após o corte (Meguro 1969, César 1980).

Durante todo o período de estudo a gramínea *Melinis minutiflora* foi observada ocorrendo em diversas associações (Figura 11), não somente com *Echinolaena inflexa* como o observado por Pivello *et al.* (1999a). Para as parcelas S e CA no ano de 2007 o capim-gordura foi visto em associação com gramíneas nativas em 56% da cobertura de G em S e 42% em CA. Em 2008, a porcentagem dessa associação continuou a ser de 56% em S e diminuiu para 38% em CA. Isto pode ser um indicativo de como o processo de invasão acontece, principalmente no que diz respeito à competição, visto que, a princípio, a

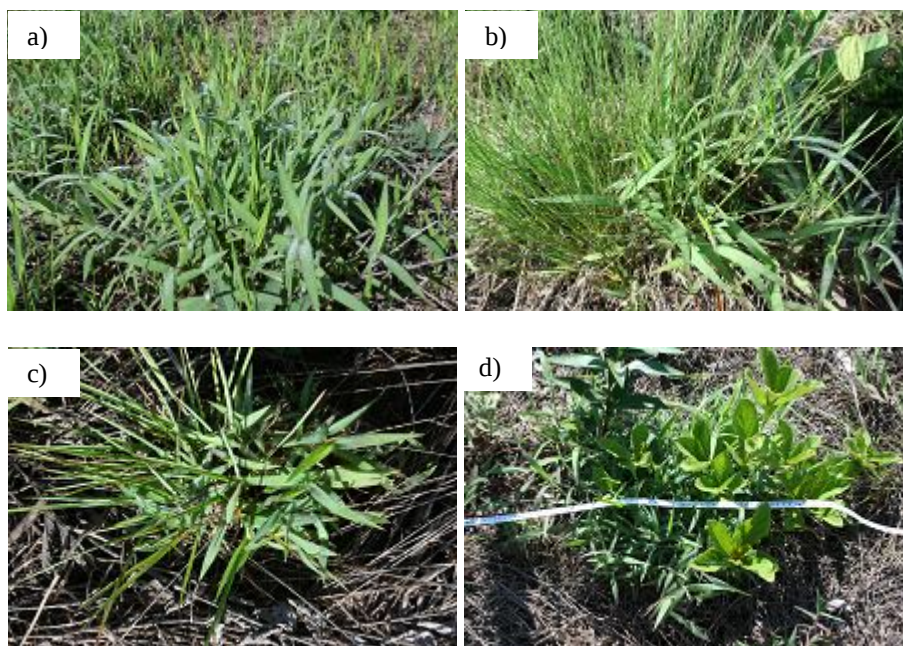


Figura 11. Associações entre (a) *M. minutiflora* e *Echinolaena inflexa* (b) *M. minutiflora* e *Axonopus* sp. (c) *M. minutiflora* e *Papaspalum* sp. (d) *M. minutiflora* e dicotiledôneas, em área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.

exclusão das gramíneas nativas pelas espécies invasoras ainda é um processo pouco conhecido. Talvez a associação entre *Melinis minutiflora* e nativas seja apenas um estágio inicial do processo de invasão, pois em processos mais avançados é possível encontrar grandes áreas onde esta invasora é monodominante. Entretanto, pode indicar que outras espécies de gramíneas nativas apresentem relação positiva com a espécie invasora, visto que Pivello *et al.* (1999a) também mostraram que a gramínea nativa *Diandrostachya chrysotrix* Ness. também apresenta relação positiva com *M. minutiflora*.

3.3. Banco de sementes

3.3.1. O banco total de sementes germinadas

O mediana total de sementes germinadas/m² encontrado não variou entre as parcelas, mas variou entre os anos. Para a coleta realizada em setembro 2007, foi contabilizada na parcela S um total de 1863 sementes germinadas/m² e na parcela CA, 863. Para a coleta de junho de 2008 foram observados valores totais de 425 sementes/m² para a parcela S e 400 sementes germinadas/m² para a parcela CA (Figura 12). Não foram identificadas diferenças significativas para o total de sementes germinadas/m² entre as parcelas S e CA em nenhuma das duas coletas ($U = 48,5$; $p = 0,4549$ e $U = 42$; $p = 0,2727$, respectivamente).

O número de sementes presentes no banco de sementes do solo, pode variar tanto espacialmente, como temporalmente (Martins 1996, Sasaki *et al.* 1999, Freitas & Pivello 2005, Martins 2006) dependendo da composição de espécies, das suas fenologias, e da época de coleta. O total de sementes germinadas/m² em 2007 foi influenciado pela

dispersão do capim gordura em junho do mesmo ano e das gramíneas nativas classificadas como precoces de ciclo longo e tardias (Almeida 1995), que dispersaram suas sementes antes da coleta. A coleta de 2008 foi realizada após a estação chuvosa. Assim, as sementes presentes nessa coleta fazem parte do estoque total de sementes presentes no solo que não germinaram durante a temporada de chuvas. Sendo assim, era esperado que o resultado obtido no ano de 2007 fosse maior que o encontrado para a coleta realizada em junho de 2008.

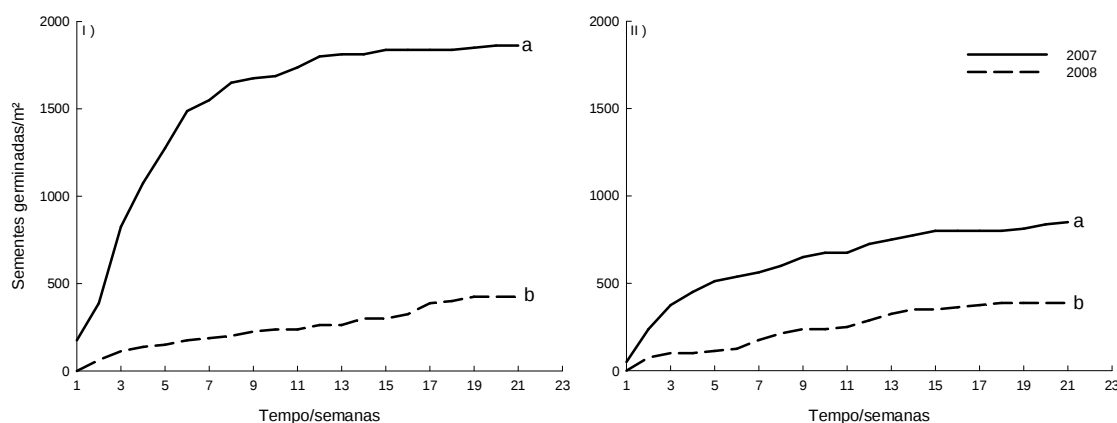


Figura 12. Total de sementes germináveis nas parcelas S (I)(Sem tratamento) e CA (II)(Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas) em setembro de 2007 e junho de 2008 localizadas em uma área de campo sujo invadida por *Melinis minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Em 2008, foi registrada diminuição significativa no número total de sementes germinadas/m², da ordem de 77% para a parcela S e 54% para a parcela CA ($U = 18,5$; $p = 0,0086$ e $U = 14$; $p = 0,0033$, respectivamente). Entretanto, a coleta de 2008 foi realizada durante a fenofase reprodutiva do capim-gordura, logo antes do segundo corte ser aplicado à parcela CA. Portanto as sementes desta espécie que foram contabilizadas para a coleta de 2008 ainda pertenciam à dispersão dos anos anteriores.

3.3.2. O banco de sementes de *Melinis minutiflora*

Assim como para Freitas & Pivello (2005), o banco de sementes de *M. minutiflora* representou a maior parte das sementes germinadas para ambas as parcelas em 2007 e em 2008. Para a coleta realizada em setembro de 2007, foram registrados valores medianos de 1638 sementes germinadas/m² para a parcela S e 525 para a parcela CA. Em 2008, foi possível notar uma redução significativa no número de sementes de capim-gordura germinadas/m² (Figura 13.), sendo encontrados valores de 188 sementes germinadas/m² para a parcela S e 213 para a parcela CA ($U = 13$; $p = 0,0026$ e $U = 25,5$; $p = 0,0320$, respectivamente).

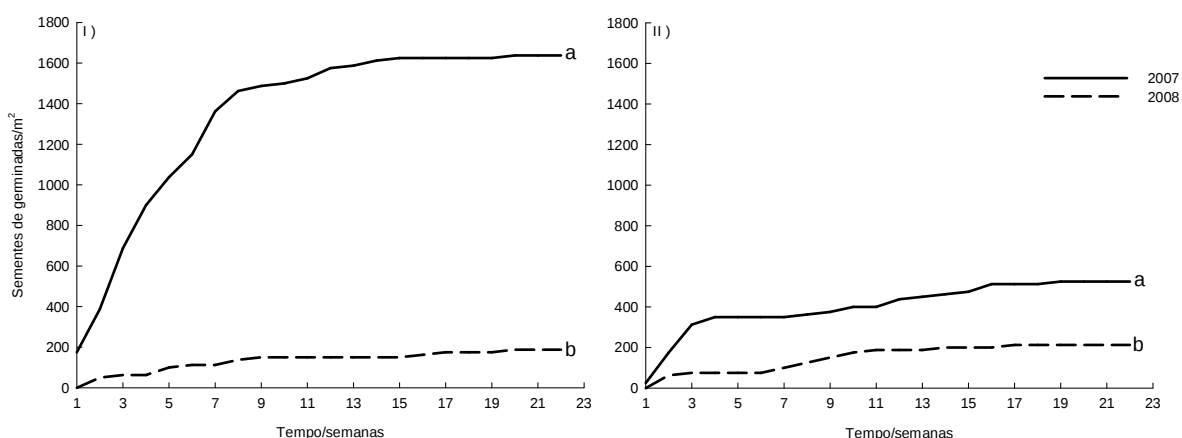


Figura 13. Total de sementes de *M. minutiflora*, germináveis nas parcelas S (I)(Sem tratamento) e CA (II)(Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

A densidade de sementes germinadas/m² apresenta grande variação devido à heterogeneidade espacial/temporal das espécies que se encontram no local de estudo. Entretanto, áreas invadidas por gramíneas exóticas tendem a apresentar maior densidade de sementes no banco, visto que as espécies exóticas normalmente às produzem em grande quantidade, como por exemplo, o capim-gordura, que pode produzir de 200 a 280 kg de sementes/ha, e cerca de 13 a 15 milhões de sementes/kg (Martins 2006).

As sementes de *M. minutiflora* apresentaram o mesmo padrão de germinação para ambas as parcelas nas coletas de 2007 e 2008. Foi possível observar a germinação das sementes a partir da primeira semana, o que pode refletir a maneira como esta gramínea coloniza áreas perturbadas.

Ikeda *et al.* (2008) determinaram a densidade do banco de sementes de áreas de Cerrado invadido por *M. minutiflora* e *Andropogon gayanus* em Planaltina, DF. Foram obtidos valores de 134 sementes/m² para as áreas de cerrado queimado e de 534 para as áreas de cerrado não queimado. Os autores argumentam, que a área de cerrado não queimado apresentou sementes de *M. minutiflora* como o principal componente do banco de sementes e justificam a ausência das sementes desta espécie na área de cerrado queimado em função da queima, que poderia ter inviabilizado as sementes de capim-gordura, contrapondo os resultados encontrados por Martins (2006). Estes valores são inferiores aos apresentados neste trabalho. Entretanto, para áreas de pastagem a de *Brachiaria brizantha*, na Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, Ikeda *et al.* (2007) registraram 1322 sementes/m² presentes no banco de sementes no solo.

A densidade de sementes de capim-gordura e de outras espécies presentes no solo de áreas invadidas, na reserva Pé-de-gigante, no Parque Estadual da Vassununga, SP, foi apresentada por Freitas & Pivello (2005). Ao longo de um ano, os autores registraram variações na densidade de 1 a 337 sementes de *M. minutiflora*/m² e de zero a 104 sementes/m² para as outras espécies. Assim, a parcela de sementes da espécie invasora no total do banco de sementes foi dominante durante todo o tempo do estudo. A dominância do banco de sementes refletiu a proporção da cobertura vegetal da espécie invasora nas parcelas, demonstrando seu potencial competitivo.

Martins (2006) avaliou o banco de sementes de *M. minutiflora*, em áreas submetidas a queima em diferentes épocas (maio e setembro) dentro do Parque Nacional de Brasília, e verificou que o tratamento com fogo não foi capaz de extinguir as sementes presentes no solo em nenhuma das queimadas, apesar de haver diminuição na densidade de sementes de capim-gordura. As áreas queimadas em maio possuíam densidade de 136 ± 62 sementes viáveis/m² e as áreas queimadas em setembro apresentaram 299 ± 146 sementes viáveis/m². Para ambas as áreas, dezenove meses após o início do processo de recuperação da vegetação, a cobertura vegetal ocupou 94% da área fogo/maio (26% de capim-gordura) e 90% da área fogo/setembro (22% de capim-gordura) e a densidade de sementes no banco foi de 50 ± 99 sementes viáveis/m² para a área fogo/maio e de 25 ± 50 sementes viáveis/m² para a área fogo/setembro.

A cobertura vegetal registrada nas parcelas S e CA após nove meses de recuperação atingiu 93% (41% de capim-gordura) e 83% (30% de capim-gordura), respectivamente. Entretanto, a densidade do banco de sementes diminuiu significativamente entre as coletas de 2007 e 2008. Esta diminuição ocorreu principalmente por causa da germinação das sementes durante a estação chuvosa. O corte continuado na parcela CA, pode impedir a reposição de sementes de *M. minutiflora*, a ponto de que não existam mais sementes desta espécie. A diminuição significativa na densidade de sementes de *M. minutiflora* pode ser um resultado expressivo em relação ao manejo proposto neste trabalho, uma vez que, de acordo com Martins (2006), após cerca de 19 meses sem uma nova chuva de sementes na área ocorre a depleção total do banco de sementes desta espécie.

3.3.3. O banco de sementes das gramíneas nativas

No ano de 2007 a densidade de sementes de gramíneas nativas, registrada para a parcela S foi de 63 sementes germinadas/m² e para a parcela CA foi de 75 sementes

germinadas/m². Não foram encontradas diferenças significativas no o número de sementes germinadas/m² entre as parcelas ($U = 42,5$; $p = 0,2854$). Para a coleta realizada em junho de 2008 (Figura 14) os valores obtidos de sementes germinadas de gramíneas nativas, foram de 113 sementes germinadas/m² para a parcela S e 38 sementes germinadas/m² para a parcela CA. Foi registrado um incremento significativo no número de sementes de gramíneas nativas germinadas/m² entre as coletas na parcela S ($U = 26,0$, $p = 0,0348$) e não foram encontradas diferenças significativas na germinação de gramíneas nativas entre os anos para a parcela CA ($U = 30,5$; $p = 0,0702$).

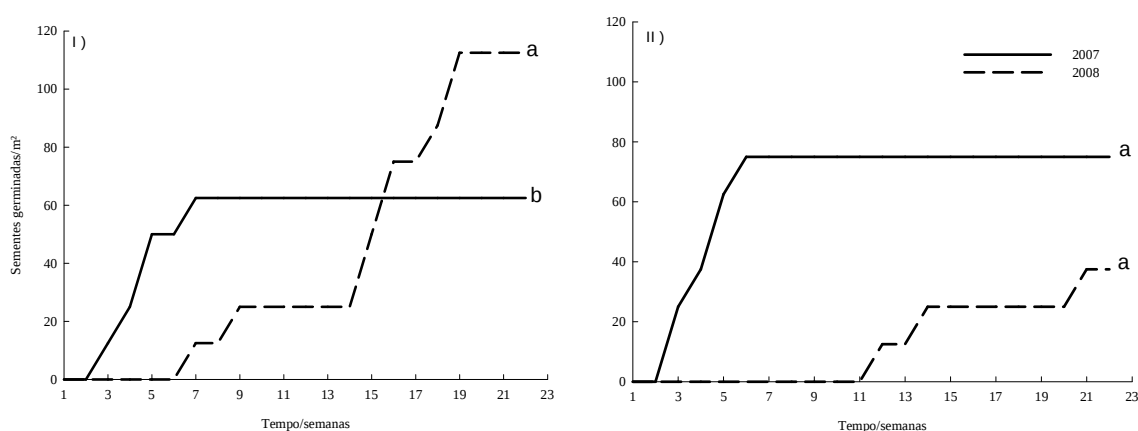


Figura 14. Total de sementes de gramíneas nativas germináveis nas parcelas S (I)(*Sem tratamento*) e CA (II)(*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

A semelhança estatística no número de sementes de gramíneas nativas germinadas entre os anos de 2007 e 2008 na parcela submetida ao tratamento de corte pode ter se dado em função do estímulo da floração provocada pela eliminação da biomassa, e à recarga do banco com uma nova chuva de sementes pelas espécies que floresceram e dispersaram suas sementes antes da coleta de 2008. Oito meses após o corte, a parcela CA recuperou 37,8% do valor original da biomassa, isto é, $2,7 \pm 1,2$ Mg/ha, sendo que 54% eram representados

por gramíneas nativas. Considerando a baixa biomassa de gramíneas nativas em 2008 em relação a 2007, e que não houve diferença no número de sementes germinadas entre as coletas, o estímulo à floração provocado pelo corte mostrou-se eficiente.

O incremento de 79% no número de sementes germinadas na parcela S pode estar refletindo tanto a variação espacial do banco de sementes quanto uma recarga do banco de sementes por parte das espécies precoces de ciclo curto e precoces de ciclo longo que floresceram e dispersaram dentro da parcela estudada antes da coleta de junho de 2008.

A densidade de sementes germináveis/m² obtida nesse trabalho em ambas as parcelas, para as duas coletas, está próxima ao descrito para bancos de semente no solo em áreas de cerrado. Ikeda *et al.* (2008) avaliaram a densidade de sementes presentes no banco de sementes do solo de áreas de cerrado não queimado e registraram densidade de 553 sementes/m², onde 41% eram representados por espécies nativas, que apresentaram o maior índice de valor de importância. Andrade (2002) registrou a densidade de diásporos de monocotiledôneas viáveis/m² em duas áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a regimes de queima diferentes (bienal e protegida por 25 anos) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. A área queimada bienalmente apresentou um total de 98 diásporos viáveis/m² e a área protegida 23 diásporos viáveis/m². As queimadas de dois em dois anos proporcionaram uma abertura do dossel e, conseqüentemente, um percentual maior de cobertura vegetal por monocotiledôneas, além do estímulo de floração nas gramíneas provocado pelo fogo. Sasaki *et al.* (1999) verificaram a densidade de sementes presentes no banco de sementes do solo de áreas de cerradão e cerrado *sensu stricto* em duas épocas distintas, estação seca e estação chuvosa. Durante a estação seca, nos cinco primeiros centímetros de profundidade do solo, foram registradas 75 sementes de monocotiledôneas viáveis/m² para áreas de cerradão e 125 sementes/m² para a área de cerrado. Para a estação

chuvosa foram registradas cerca de 25 sementes/m² na área de cerradão e 100 sementes/m² na área de cerrado. Segundo os autores as diferenças observadas entre as estações se deram porque a maior parte das gramíneas do local de estudo florescia durante a estação chuvosa e dispersava durante a estação seca.

Apesar do primeiro corte ter sido aplicado em setembro, o tratamento de corte realizado no mês de floração do capim gordura (maio/junho), pode prejudicar o banco de sementes das espécies tardias, pois juntamente com o capim-gordura os indivíduos de gramíneas nativas das espécies que estivessem na fenofase reprodutiva perderiam a sua produção. No campo, foi possível observar que nem todos os indivíduos de uma mesma espécie florescem ao mesmo tempo, há um escalonamento na fenologia reprodutiva. Sendo assim, mesmo com o potencial dano causado pelo corte às gramíneas nativas classificadas como tardias, existe a possibilidade de que estes indivíduos floresçam após o corte, e incorporem novas sementes ao banco sementes.

Para a coleta realizada em setembro de 2007, as gramíneas nativas mostraram um comportamento germinativo imediato em comparação ao ano de 2008 (Figura 14). Visto que em 2007 a coleta foi realizada no final da estação seca, início da estação chuvosa, as sementes provavelmente já haviam passado pelo tempo necessário para que dormência fosse quebrada, possibilitando assim uma germinação imediata (Carmona *et al.* 1998). Contudo, um atraso na germinação pode acarretar em uma desvantagem competitiva nos processos iniciais de germinação e estabelecimento, visto que as sementes do capim-gordura não tiveram alteração no tempo de germinação. Entretanto, uma vez que o banco de sementes de *M. minutiflora* se extinga das parcelas por causa do tratamento de corte, a competição por espaço passa a ser realizada somente pelas gramíneas nativas e dicotiledôneas.

Tanto em 2007 como em 2008, o capim-gordura apresentou uma rápida germinação das sementes (Figura 13), o que pode lhe conferir vantagem sobre as gramíneas nativas e dicotiledôneas. Carmona *et al.* (1998) avaliaram o tempo médio de germinação de 22 espécies de gramíneas nativas em condições de laboratório e encontraram variação de 6 a 35 dias, sendo que a maior parte das espécies estudadas demorou cerca de duas semanas para dar início ao processo de germinação. Laboriau (1983) constatou que a germinação das sementes depende diretamente da influência tanto de fatores abióticos (luz, água, temperatura) como de fatores espécies-específicos e competição. Veenendal *et al.* (1996b) relatam que o tipo de estratégia de germinação adotada pelas gramíneas pode conferir vantagem competitiva, ou seja, a rapidez com que as sementes germinam e a quantidade de sementes que germinam a cada pulso de germinação são fatores importantes para a colonização e ocupação do espaço das áreas.

Ao longo do período de estudo, todas as espécies que floresceram nas parcelas experimentais foram coletadas e identificadas (Tabela 1). As primeiras espécies a floresceram logo após o corte foram *Elionurus muticus*, *Leptocoryphium lanatum*, *Axonopus brasilienses* e *Paspalum gardnerianum*, como o relatado por César (1980) e Coutinho (1976) para áreas de cerrado queimado.

A espécie *Leptocoryphium lanatum* foi observada florescendo poucos dias após o corte da parcela CA. Entretanto, Silva & Raventós (1999), não observaram esta espécie florescer após o corte de áreas de savana venezuelana no final da estação seca. Entretanto, esta espécie parece não possuir um ciclo reprodutivo anual (Silva & Ataroff 1985). Munhoz & Felifili (2005) observaram a floração desta espécie após uma queimada em áreas de campo sujo.

Tabela 1. Espécies de gramíneas nativas em floração em área de campo sujo invadida por *Melinis minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF.

Espécies	Parcela experimental	
	Sem tratamento	Corte Anual
<i>Agenium goyazense</i> (Hack.) Clayton	X	X
<i>Andropogon bicornis</i> L.		X
<i>Andropogon leuchostachius</i> Kunth		X
<i>Aristida riparia</i> Trin.	X	X
<i>Axonopus barbigerus</i> (Kunth) Hitchc.		X
<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhl		X
<i>Axonopus marginatus</i> Trin. (Chase)		X
<i>Axonopus</i> sp.		X
<i>Digitaria</i> sp.		X
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	X	X
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	X	X
<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees		X
<i>Ichinanthus camporum</i> Swallen		X
<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees		X
<i>Panicum olyroides</i> Kunth	X	X
<i>Panicum</i> sp.		X
<i>Paspalum erianthum</i> Nees		X
<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	X	X
<i>Paspalum geminiflorum</i> Steud.		X
<i>Paspalum pectinatum</i> Nees	X	X
<i>Paspalum reduncum</i> Nees		X
<i>Paspalum</i> sp.		X
<i>Paspalum splendens</i> Hack.	X	
<i>Paspalum stelatum</i> Humb. & Bonpl. in Flügge	X	X
<i>Paspalum trachycoleon</i> Steud.		X
<i>Schizachyrium sanguineus</i> (Retz.) Alston	X	X
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv.) Roseng., B.R. Arril. & Izag		X
<i>Sorghastrum</i> sp.	X	X
<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	X	X

As espécies observadas classificadas como precoces de ciclo curto foram: *Axonopus brasiliensis*, *Elionurus muticus* e *Paspalum erianthum*. Destas, *Elionurus muticus*, foi uma das primeiras espécies a ser observada em floração após o corte. As espécies precoces de ciclo curto, tendem a florescer no auge do período chuvoso, completando todo seu ciclo reprodutivo entre novembro a janeiro (Almeida 1995). Apesar destas espécies terem florescido no período adequado ao seu ciclo reprodutivo, o corte parece ter estimulado a

floração, de *Axonopus brasiliensis* e *Paspalum erianthum*, pois estas espécies só foram avistadas florescendo na parcela CA.

As espécies que parecem ter sido menos influenciadas pelo corte são as do grupo das precoces de ciclo longo. Estas espécies têm o ciclo reprodutivo ocorrendo durante todo o período chuvoso, com duração variando entre cinco e dez meses (Almeida 1995). Geralmente florescem entre novembro e dezembro e concluem o ciclo com a dispersão dos propágulos entre maio e agosto. O fato de florescerem durante o todo o período chuvoso, faz com que seja mais difícil observar os efeitos do corte realizado em setembro. Entretanto, somente *Echinolaena inflexa* e *Tristachya leiostachya* floresceram em ambas as parcelas. Sendo assim, a floração de *Andropogon bicornis*, *Andropogon leuchostachius*, *Axonopus barbigerus* e *Ichinanthus camporum*, pode ter sido influenciada pelo corte.

Oito espécies apresentadas na Tabela 1 são classificadas como tardias por Almeida (1995) ou por Martins & Leite (1997): *Agenium goyazense*, *Axonopus marginatus*, *Panicum olyroides*, *Paspalum gardnerianum*, *Paspalum pectinatum*, *Paspalum splendens*, *Paspalum reduncum* e *Paspalum stellatum*. Destas, somente *Paspalum splendens* não foi observada em floração na parcela submetida ao tratamento de corte. As espécies tardias apresentam fenofase reprodutiva tendo início em meados da estação chuvosa e dispersam no início da estação seca. Entretanto, todas as espécies deste grupo fenológico identificadas em floração na parcela CA entraram na fenofase reprodutiva logo após o corte de setembro de 2007, o que pode indicar que o corte estimulou a floração destas espécies. Segundo Martins & Leite (1997) as gramíneas nativas possuem plasticidade e heterogeneidade no que diz respeito ao período de floração.

As diferenças observadas entre as coletas de setembro de 2007 e junho 2008 para as parcelas S e CA podem estar contidas principalmente na composição das espécies que

dispersaram seus propágulos antes das coletas. Foram observadas floração e dispersão de 29 espécies na parcela CA contra apenas 12 na parcela S, o que reforça a hipótese de que o corte assim como o fogo ou outros fatores ambientais tem um efeito estimulante na floração de gramíneas no cerrado.

Após 1 ano, dentre as plântulas que foram transplantadas para que fosse possível identificar as espécies presentes no banco de sementes, somente *Echinolaena inflexa* floresceu. As demais plântulas transplantadas foram identificadas somente até gênero, sendo que foi verificado a presença de pelo menos oito morfotipos diferentes dentro dos gêneros *Tristachya*, *Axonopus*, *Aristida* e *Paspalum*.

3.3.4. O banco de sementes das dicotiledôneas

A densidade de sementes de dicotiledôneas germinadas/m² registrada para o ano de 2007 foi de 200 sementes germinadas/m² para a parcela S e 175 sementes germinadas/m² para a parcela CA. Para a coleta realizada em junho de 2008, foram registradas 100 sementes germinadas/m² na parcela S e 100 sementes germinadas/m² na parcela CA (Figura 15). Ambas as parcelas não apresentaram diferenças estatísticas entre si e entre os anos ($U = 46,0$; $p = 0,3812$ para 2007 e $U = 46,5$; $p = 0,3957$ para 2008). A parcela CA não apresentou diferenças significativas no número de sementes germinadas/m² entre os anos de observação ($U = 31,0$; $p = 0,0755$). Entretanto, foram encontradas diferenças significativas no número de sementes germinadas/m² entre os anos para a parcela S ($U = 15,5$; $p = 0,0046$).

Assim como para as gramíneas nativas, as dicotiledôneas presentes na parcela S as diferenças entre as coletas de 2007 e 2008 podem ter ocorrido principalmente pela composição das espécies que dispersaram suas sementes antes das coletas. O corte da

parcela CA é capaz de estimular a floração também nas dicotiledôneas (César 1980, Coutinho 1976, Haddad & Valio 1993), evitando que ocorra uma queda significativa na quantidade de sementes germinadas entre os dois anos de coleta.

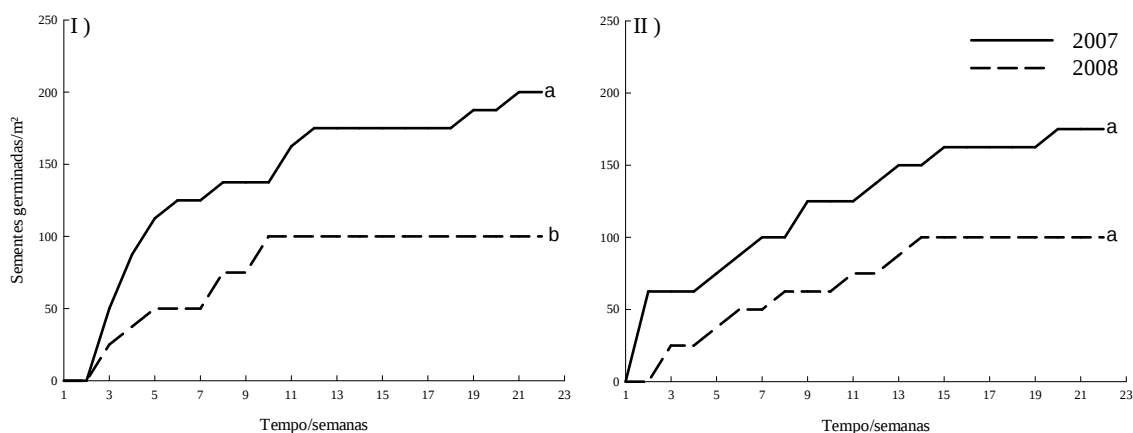


Figura 15. Total de sementes de dicotiledôneas germináveis/m² nas parcelas S (I)(Sem tratamento) e CA (II)(Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas) em setembro de 2007 e junho de 2008, localizadas em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora*, na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

Para áreas de cerrado *sensu stricto* que sofreram queimadas, já foi observado um incremento de até quatro vezes no número de sementes de *Miconia albicans* presente no solo (Andrade 2002). Entretanto, trabalhos que relacionam o tamanho do banco de sementes de dicotiledôneas, principalmente as que se encontram presentes no estrato herbáceo-subarbustivo, são raros. Munhoz & Felfilli (2006) sugerem que as espécies que compõem o estrato herbáceo-subarbustivo podem apresentar mudanças na riqueza e na estrutura florística em resposta a eventos como sazonalidade e fogo. Esta mudança na composição e na riqueza das espécies pode também ser provocada pelo efeito do corte e ter influência direta em quais e quantas sementes estariam recarregando o banco de sementes no solo.

Os valores de densidade de sementes de dicotiledôneas no banco de sementes do solo obtidos neste trabalho parecem se adequar ao descrito na literatura para áreas de

cerrado. Andrade (2002) registrou a densidade de diásporos de dicotiledôneas viáveis/m² em duas áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas à queima em períodos diferentes (bional e protegida por 25 anos) na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília, DF. A área queimada bionalmente apresentou um total de 6 diásporos viáveis/m² e a área protegida 28 diásporos viáveis/m². Ikeda *et al.* (2008) verificaram que as dicotiledôneas foram o principal componente no banco de sementes presentes no solo de uma área de cerrado queimada, apresentando uma densidade de 100 sementes/m². No mesmo trabalho os autores apresentam a densidade de sementes de espécies nativas para áreas não queimadas, sendo que das 553 sementes/m² presentes na área, 226 sementes/m² eram de plantas nativas, representadas por 12 espécies de dicotiledôneas e 12 espécies de monocotiledôneas. Sasaki *et al.* (1999) registraram 75 sementes de dicotiledôneas/m² para uma área de cerradão na estação seca e 425 sementes/m² para uma área de cerrado *sensu stricto* na mesma época. Durante a estação chuvosa foram registradas 150 sementes/m² para a área de cerradão e 225 sementes/m² para a área de cerrado *sensu stricto*. Estas diferenças podem ter ocorrido em função da composição das espécies. Entretanto, os autores argumentam que a fenologia e a distribuição das chuvas são fatores que exercem forte influência na densidade de sementes encontrada para cada área.

A variação temporal e sazonal no banco de sementes do solo de cerrado foi apresentada por Andrade (2002). A autora argumenta que, de forma geral, o banco de sementes é transiente, constituído principalmente por espécies que só apresentam sementes no banco de sementes do solo durante um período muito bem definido, ocorrendo geralmente entre a época quente e seca (verão) e a época mais úmida (outono). Além disso, a autora mostrou, trabalhando com o efeito do fogo sobre o banco de sementes de uma área de cerrado *sensu stricto*, que foram encontrados padrões distintos na quantidade de

diásporos ao longo de um ano, tanto para monocotiledôneas quanto para dicotiledôneas, e que estes padrões são condizentes com as informações existentes na literatura sobre fenologia para estas espécies. Ainda em seu trabalho, ela reporta que somente *Miconia albicans* (dicotiledônea) e *Echinolaena inflexa* (monocotiledônea) foram capazes de formar bancos de sementes persistentes, e que houve recuperação do banco de sementes de dicotiledôneas 10 meses após a passagem do fogo. Um resultado semelhante foi encontrado para a parcela CA, onde nove meses após o tratamento de corte o número de sementes presentes no solo não foi estatisticamente diferente do que o encontrado anteriormente ao corte (175 sementes germinadas/m² para 2007 e 100 sementes germinadas/m² para 2008).

A partir dos dados obtidos, é possível observar que a dinâmica do banco de sementes variou entre componentes G, N e D de forma que nem as gramíneas nativas nem as dicotiledôneas demonstraram uma depleção significativa no número de sementes germinadas entre os anos na parcela que recebeu o tratamento de corte. Este resultado pode ser expressivo em relação ao manejo com o corte do capim-gordura, especialmente se não ocorrer nova chuva de sementes da espécie invasora.

3.4. Coquetel de sementes e a semeadura

A coleta das sementes utilizadas no coquetel ocorreu em áreas de campo sujo e cerrado *sensu stricto*, situadas nas parcelas do Projeto Fogo na Reserva Ecológica do IBGE, após as queimadas prescritas realizadas em 2006. Estas áreas foram selecionadas pois alguns trabalhos reportam a rápida recuperação da vegetação após eventos de fogo (Batmanian & Haridasan 1985, Andrade 1998, Cardoso *et al*, 2003) com uma intensa floração que ocorre alguns dias após a passagem do fogo (Meguro 1969, Coutinho 1976, César 1980, Haddad & Valio 1993, Parron & Hay 1997, Miranda 1997, Munhoz & Felfili 2005,2006).

As sementes coletadas foram das espécies mais abundantes de gramíneas nativas encontradas na RECOR. Cada área de semeadura recebeu um total de 143,5 g de sementes nativas e o coquetel de sementes foi composto de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2. Espécies utilizadas no coquetel de sementes de gramíneas nativas, para semeadura de áreas invadidas por *Melinis minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF, em dezembro de 2007.

Espécies	Peso (g)
<i>Aristida palens</i>	2,6
<i>Aristida recurvata</i>	7,1
<i>Aristida riparia</i>	5,7
<i>Aristida setifolia</i>	6,3
<i>Axonopus aureus</i>	1.0
<i>Axonopus barbigerous</i>	61.0
<i>Echinolaena inflexa</i>	7,6
<i>Gymnopogon spicatus</i>	3.0
<i>Paspalum gardnerianum</i>	12,1
<i>Paspalum reduncum</i>	1,8
<i>Paspalum sp.</i>	15,3
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	13,4
<i>Thrasya glasiiovii</i>	6,6
total	143,5

A biologia das sementes de algumas destas espécies já foi estudada (Martins *et al.* 1997, Carmona *et al.* 1998,1999, Klink 1996, Scheffer-Basso *et al.* 2007). Entretanto, ainda existem lacunas na bibliografia para a grande maioria das 305 espécies de gramíneas listadas por Filgueiras (1992) para o Distrito Federal.

Entre as espécies utilizadas no coquetel de sementes estão aquelas apresentadas por Carmona *et al.* (1998,1999) como produzindo um grande número de sementes cheias e alta taxa de germinação: *Aristida recurvata* (77% de germinação e 1835 sementes cheias/g), *Aristida setifolia* (69% de germinação e 1505 sementes cheias/g) , *Aristida torta* (70% de

germinação e 1470 sementes cheias/g) e *Schizachyrium microstachyum* (97% de germinação e 1475 sementes cheias/g). Outras como *Paspalum reduncum* apresentam apenas 20 sementes cheias/g, porém possuem alta taxa de germinação (69%). Entretanto, o coquetel utilizado neste trabalho visava além do aumento da densidade de sementes de gramíneas nativas, o aumento da riqueza de espécies da área. Por isso foi importante utilizar o máximo de espécies possíveis na elaboração do coquetel, com destaque para *Echinolaena inflexa* e *Gymnopogon spicatus*. *Echinolaena inflexa* (capim-flexinha) foi incluído por ser citado na literatura com uma correlação positiva com o capim-gordura (Pivello *et al.* 1999b) e formar um banco de sementes permanente (Andrade 2002), apesar de ter apresentado somente 8% de germinação em campo (Klink 1994). A escolha de *Gymnopogon spicatus* foi por não ocorrer nas parcelas experimentais e atuar como indicador da eficiência da sementeira.

3.5. Emergência de plântulas em campo

Após a sementeira com o coquetel de sementes de gramíneas nativas, realizada em dezembro de 2007, o número de plântulas emergidas nas áreas de sementeira foi acompanhado quinzenalmente até estação seca de 2008. De forma geral, as áreas de sementeira apresentaram um número maior de plântulas/m² do que o observado nas áreas controle (Figura 16), sendo que na primeira quinzena de observação foi possível registrar 40 plântulas/m² nas áreas de sementeira. As áreas controle só começaram a ser observadas na terceira quinzena. A oitava quinzena representa o ponto médio das observações e, para este período, foram registradas 64 plântulas/m² para as áreas de sementeira e 12 plântulas/m² para as áreas controle. Na última quinzena de observação (16^a), foram registradas somente 4 plântulas/m² nas áreas de sementeira e 8 plântulas/m² para as áreas controle, sendo que metade do valor observado nas áreas controle (4 plântulas/m²) era

composto por gramíneas nativas. Martins *et al.* (2001) realizaram a semeadura com um coquetel de sementes nativas em uma área degradada. Após seis meses, os autores registraram uma média de 11 indivíduos/m² nas parcelas que foram tratadas com calcário, turfa + calcário e torta de mamona. Para as parcelas que receberam tratamentos de adubação com turfa, torta + calcário e controle foi registrado uma média de 56, 29 e 26 indivíduos/m² respectivamente.

Tanto as áreas de semeadura como as áreas controle apresentaram o mesmo padrão de emergência de plântulas (Figura 16) que acompanhou a precipitação (Figura 17). As plântulas puderam ser observadas poucos dias após a semeadura e continuaram a germinar até a 16^a quinzena de observação, no final de agosto de 2008. Após a 11^a quinzena, a germinação das sementes diminuiu abruptamente, indicando que a camada superficial de solo já não possuía mais a quantidade de água necessária para dar início ao processo de germinação e/ou que ocorreu a depleção total das sementes presentes no solo.

Apesar dos valores medianos dos totais de plântulas/m² apresentarem uma tendência a serem maiores nas áreas de semeadura, não foram verificadas diferenças estatísticas em nenhuma das observações. Os valores totais de plântulas/m² nas áreas de semeadura sugerem um efeito positivo do tratamento que é reforçado pela presença de *Gymnopogon spicatus* nas áreas semeadas.

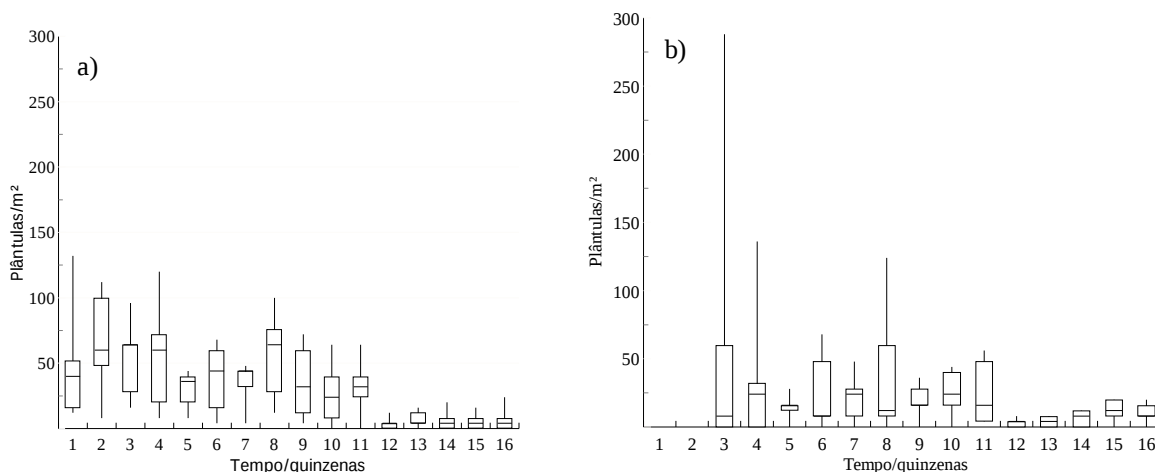


Figura 16. Número mediano de plântulas para as áreas de semeadura (a) e controle (b), localizadas dentro da parcela CA (*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*), em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF.

A grande variabilidade dos dados e a ausência de diferença estatística pode ter sido causada por vários fatores:

- 1 – presença de microsítios específicos onde as sementes germinam com maior facilidade, sendo assim, existe uma distribuição heterogênea das plântulas pela área de semeadura (Veenedal *et al.* 1996a,b).
- 2 – remoção das sementes por predadores ou pela chuva (Klink 1996, Veenedal *et al.* 1996a).
- 3 – a não retirada do material morto pelo corte, sendo assim, a presença da “palhada” nas áreas de semeadura pode ter impedido que as sementes presentes no coquetel alcançassem o solo, ou pode ter impedido o desenvolvimento das plântulas devido ao sombreamento (Morosini & Klink 1997, Silva & Castro 1989).
- 4 – pelo esforço amostral, sendo assim, um aumento no esforço amostral poderia tornar as diferenças mais claras.

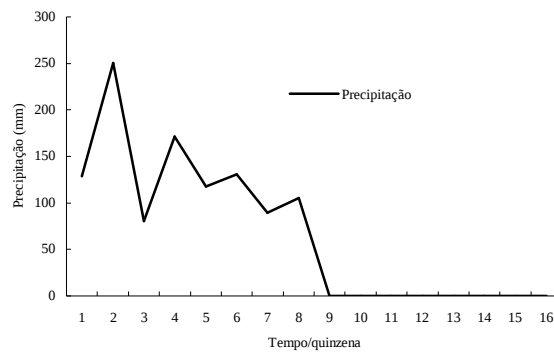


Figura 17. Dados quinzenais do total pluviométrico no período de janeiro de 2008 a agosto de 2008. (Estação meteorológica do IBGE)

Para as áreas de semeadura, foi possível observar ao longo de todo o tempo do experimento maiores valores medianos de plântulas de gramíneas nativas/m² (Figura 18), corroborando assim a hipótese de que o coquetel de sementes representa uma estratégia promissora para o recrutamento de novos indivíduos e recolonização de áreas invadidas por capim-gordura.

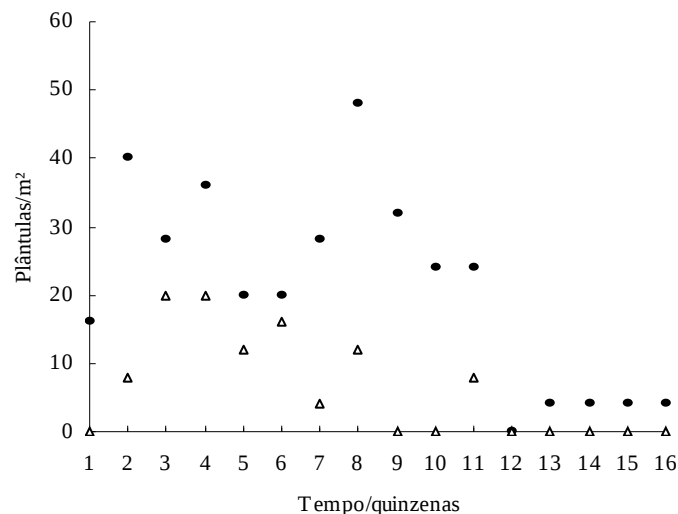


Figura 18. Número mediano de plântulas/m² para as áreas de semeadura localizadas dentro da parcela CA (*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*), em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. ● = gramíneas nativas, Δ = *Melinis minutiflora*.

Foram constatadas diferenças estatísticas entre o número de plântulas de gramíneas nativas e plântulas de capim-gordura germinadas nas áreas de semeadura. Estas diferenças puderam ser observadas na oitava quinzena ($U = 4,50$; $p = 0,0473$), na nona quinzena ($U = 4,00$; $p = 0,0379$), na décima quinzena ($U = 4,00$; $p = 0,0379$) e na 11ª quinzena ($U = 4,50$; $p = 0,0473$). A diferença estatística observada no número de plântulas/m² pode ter sido causada pela germinação mais abundante de sementes de gramíneas nativas presentes no coquetel em função da chuva. As sementes utilizadas não germinam todas ao mesmo tempo, pois cada espécie possui um processo germinativo distinto. Sendo assim, algumas sementes necessitam de quantidades diferentes de recursos antes de iniciar o processo de germinação (Veenedal *et al.* 1996a,b). A heterogeneidade das sementes coletadas em campo faz com que a germinação não se apresente de forma uniforme (Scheffer-Basso *et al.* 2007). A maior germinação das sementes de gramíneas nativas a partir da oitava quinzena pode ser reflexo de alguma dormência que só foi quebrada após toda a estação chuvosa, pois depois da nona quinzena a precipitação diminuiu.

De forma geral, as áreas controle apresentaram valores medianos de plântulas/m² menores do que os encontrados para as áreas de semeadura durante todo o período de avaliação (Figura 19). Somente na nona quinzena foi possível observar diferenças estatísticas significativas no número de plântulas/m² ($U = 3,00$; $p = 0,0236$).

A presença de um número maior de plântulas de gramíneas nativas é um bom indicativo da eficiência do tratamento de semeadura. Dentre as plântulas observadas foi possível identificar uma grande quantidade de indivíduos da espécie *Gymnopogon spicatus*. Como nenhum indivíduo desta espécie foi registrado previamente nas parcelas, as plântulas desta espécie atuam como um bom indicador da eficiência do coquetel. Foram observadas sementes de *E. inflexa* sendo carregadas por formigas para fora das áreas de semeadura

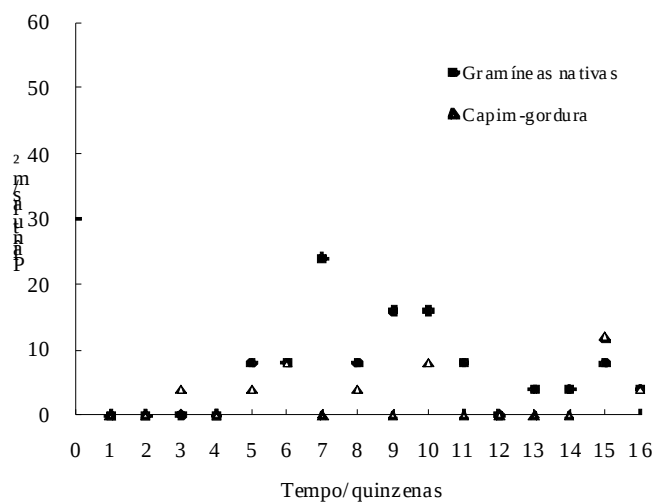


Figura 19. Número mediano de plântulas/m² para as áreas controle localizadas dentro da parcela S (*Corte anual com semeadura de coquetel de sementes de gramíneas nativas*), em uma área de campo sujo invadida por *M. minutiflora* na Reserva Ecológica do IBGE, Brasília DF. ● = gramíneas nativas, Δ = *Melinis minutiflora*.

logo após o tratamento ser aplicado. Klink (1996) também observou que as sementes de *E. inflexa* foram removidas de seus sítios experimentais por formigas e este pode ser um fator importante na taxa de germinação desta espécie. Ainda em seu estudo, o pesquisador relata que as taxas de germinação de *E. inflexa* em campo são de apenas 8,3%, contrastando com o encontrado para o laboratório, cerca de 32%. Poucas plântulas de *Echinolaena inflexa* foram observadas durante este estudo e nenhum indivíduo desta espécie esteve presente nas últimas duas semanas de contagem. Para a espécie invasora *M. minutiflora*, foram registradas altas taxas de mortalidade de plântulas. Barger *et al.* (2003), em um experimento de campo no qual foram semeadas cerca de 80.000 sementes de capim-gordura, constataram que somente 28 plântulas sobreviveram até o fim das observações, o que representa uma mortalidade de mais de 99%.

Alguns estudos sobre o estabelecimento de espécies de gramíneas demonstram que a mortalidade dos novos indivíduos é diretamente proporcional ao tempo de permanência

da plântula no ambiente após a germinação (Klink 1996, Veenendaal *et al.* 1996b). A alta mortalidade de plântulas pode estar relacionada com a competição intra e interespecífica, e também com a herbivoria e exposição dos indivíduos à patógenos (Silva & Castro 1989, Melo & Neto 2004). Além dos fatores exógenos, a sobrevivência dos indivíduos e o seu estabelecimento são altamente dependentes de fatores endógenos, principalmente no que diz respeito à quantidade de reservas disponíveis e na massa das sementes (Melo & Neto 2004, Veenendaal *et al.* 1996b).

São raros os trabalhos que relatam a taxa de estabelecimento e sobrevivência de plântulas gramíneas nativas em campo. Martins *et al.* (2001), utilizando um coquetel de sementes, composto por 32 espécies de gramíneas nativas, visando recuperar a cobertura vegetal de uma área degradada no Parque Nacional de Brasília (DF), registraram um incremento de cobertura vegetal e riqueza nas parcelas onde a semeadura foi realizada. Das 32 espécies utilizadas no coquetel, 26 conseguiram se estabelecer ao longo de quatro anos e meio, sendo que *Aristida setifolia* e *Diectomis fastigata*, mesmo apresentando um pequeno porte, completaram o ciclo reprodutivo apenas seis meses após a semeadura. Martins *et al.* (2004) relatam para as mesmas áreas, que após o recrutamento de espécies nativas, a cobertura vegetal de capim-gordura tendeu a se expandir, provocando um decréscimo na riqueza nas parcelas experimentais. Bakker & Wilson (2004), trabalhando em áreas de campo no Canadá, utilizaram um coquetel de sementes nativas (de metabolismo C3 e C4) na restauração de áreas invadidas pela gramínea invasora *Agropyron cristatum*. Os autores obtiveram sucesso em impedir a expansão da cobertura vegetal da espécie invasora nas áreas semeadas. Esses autores argumentaram que as gramíneas pertencentes ao grupo funcional equivalente ao das invasoras (metabolismo C3) são mais eficientes em impedir a colonização de novas áreas por *A. cristatum*. Entretanto, para áreas

de Cerrado invadido por *M. minutiflora*, já foi constatado que o capim-flexinha (*E. inflexa*), uma gramínea C3, e a gramínea *Dyandrostachya chrysostrix*, de metabolismo C4, não são excluídas (Pivello *et al.* 1999a). Sendo assim, o grupo funcional (em termos metabólicos) ao qual pertencem as espécies que compuseram o coquetel semeado talvez não seja o fator mais importante na competição com o capim-gordura. Visto que gramíneas pertencentes a grupos metabólicos diferentes não são excluídas de áreas invadidas (Pivello *et al.* 1999a) e que não existem diferenças significativas nas concentrações de nutrientes entre gramíneas nativas e *M. minutiflora* (Silva & Haridassan 2007), talvez a arquitetura, a taxa de crescimento e expansão foliar, além da reprodução vegetativa, sejam fatores mais significativos em termos de competição.

A longo prazo, um tratamento de semeadura contínua, juntamente com o tratamento de corte na época da floração de *M. minutiflora*, seria de extrema importância para o manejo de parcelas invadidas, uma vez que o banco de sementes da espécie invasora se extingue após cortes consecutivos como foi demonstrado neste trabalho ou em cerca de 19 meses, caso não haja uma nova entrada de sementes no solo (Martins, 2006).

A falta de conhecimentos neste campo dificulta a estratégias de manejo mais precisas no que concerne as gramíneas. A utilização do coquetel de sementes associado ao manejo com corte parece promissor para a recuperação de parcelas invadidas por *Melinis minutiflora*, entretanto são necessários mais estudos, principalmente em relação aos processos de estabelecimento, competição, sobrevivência de plântulas e do tempo em que os novos indivíduos estariam aptos à reprodução.

4. Considerações Finais

As gramíneas nativas são um importante componente da biodiversidade do Cerrado. Até o momento existem descritas 305 espécies para a região do Distrito Federal, sendo que 209 são nativas. Poucos trabalhos descrevem a biologia e ecologia de algumas destas espécies, e para a grande maioria ainda existe uma lacuna em relação aos conhecimentos básicos. A bioinvasão provocada por espécies exóticas em unidades de conservação e áreas preservadas tem causado a exclusão de populações de gramíneas nativas. Uma das espécies exóticas que mais se destaca pela sua alta agressividade e capacidade de invasão é o capim-gordura (*Melinis minutiflora*). Essa gramínea é conhecida por produzir uma grande quantidade de sementes viáveis em comparação com as espécies nativas, e esse parece ser um fator chave na dinâmica de invasão desta espécie. Contudo, a literatura tem mostrado que o capim-gordura não é tolerante à eventos de corte, ao contrário das espécies nativas que estão adaptadas à estas condições e tem a sua floração estimulada por eles. Pesquisas realizadas para controlar processos de bioinvasão em todo o mundo, tem sugerido que o manejo seja realizado focando interromper uma etapa do ciclo de vida destas espécies. Este trabalho teve como foco usar o corte para impedir que o banco de sementes da espécie invasora *M. minutiflora* fosse recarregado, interrompendo assim o recrutamento de novos indivíduos, e o coquetel de sementes para aumentar a densidade de sementes no banco e a capacidade de competição das gramíneas nativas. Os resultados sugerem que o corte diminui o banco de sementes da espécie invasora, e como previsto na literatura favorece a floração das nativas e a recarga do banco de sementes. Entretanto, o manejo de áreas invadidas utilizando novas metodologias ainda é pouco explorado no Brasil. O uso do coquetel de sementes de gramíneas nativas associado ao tratamento de corte para

controlar áreas invadidas por *M. minutiflora* parece ser promissor, porém é necessário que a pesquisa seja realizada por mais tempo, para que os resultados se confirmem e possam ser reproduzidos em outras áreas.

5. Referências bibliográficas

- Proença, C. E. B., Munhoz, C. B. R., Jorge, C. L. & Nóbrega, M. G. G. 2001. Listagem e nível de proteção das espécies de fanerógamas do Distrito Federal, Brasil. In: Tarciana, B. C. & Alba, E. R. editores. *Flora do Distrito Federal, Brasil*. p. 358.
- Abrahamson, W. G. 1999. Episodic Reproduction in Two Fire-Prone Palms, *Serenoa repens* and *Sabal etonia* (Palmae). *Ecology*. **80**:100-115.
- Aires, F. S., Barros, T. G. B., Silva, S. B., Sá, A. C. G., Sato, M. N., Andrade, S. M. A., Miranda, H. S. 2005. Queimada em área de cerrado invadido por capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. In: *Anais do VII Congresso Brasileiro de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG*. Novembro. Meio digital.
- Almeida, S. P. 1995. Grupos fenológicos da comunidade de gramíneas perenes de um campo cerrado no Distrito Federal Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **30**:1067-1073.
- Andrade, L. A. Z. 2002. Impacto do fogo no banco de sementes de cerrado *sensu stricto*. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília, DF.
- Andrade, S. M. A. 1998. Dinâmica do combustível fino e produção primária do estrato rasteiro de áreas de campo sujo de cerrado submetidas a diferentes regimes de queima. *Dissertação Mestrado*. Universidade de Brasília, DF.
- Ayres, M., Ayres Jr, M., Ayres, L. D. Santos, D. S. 2001. BioEstat 3.0.
- Bakker, J. D. & Wilson, S. D. 2004. Using ecological restoration to constrain biological invasion. *Journal of Applied Ecology*. **41**:1058-1064.
- Barbosa, J. M., Veronese, S. A., Barbosa, L. M., Silva, T. M., Andreani Jr, R. 1990. Gramíneas pioneiras ocorrentes em áreas degradadas da serra do mar: produção de sementes, germinação e capacidade de ocupação das espécies. *Ecossistema*. **15**:64-73.
- 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.
- 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.

- Baruch, Z. & Merida, T. 1995. Effects of Drought and Flooding on Root Anatomy in four Tropical Forage Grasses. *International Journal of Plant Sciences*. **156**:514-521.
- Baruch, Z., Hernández, A. B., Montilla, M. G. 1989. Dinámica del crecimiento, fenología y repartición de biomasa gramíneas nativas e introducidas de una sabana neotropical. *Ecotropicos*. **2**:1-13.
- Batmanian, G. J. & 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.
- Berardi, A. 1994. Effects of the African grass *Melinis minutiflora* on the plant community composition and the fire characteristics of central Brazilian savanna. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Londres, Reino Unido.
- Bor, N. L. 1960. The Grasses of Burma, Ceylon, India and Pakistan (Excluding Bambuseae). Permagon Press. New York.
- Cardoso, E. L., Crispim, S. M. A., Rodrigues, C. A. G., Júnior, W. B. 2000a. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima em savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **35**:2309-2316.
- Cardoso, E. L., Crispim, S. M. A., Rodrigues, C. A. G., Júnior, W. B. 2000b. Biomassa aérea e produção primária do estrato herbáceo em campo de *Elyonurus muticus* submetido à queima anual, no Pantanal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **35**:1501-1507.
- Cardoso, E. L., Crispim, S. M. A., Rodrigues, C. A. G., Júnior, W. B. 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*. **20**:16-22.
- Carmona, R., Martins, C. R., Fávero, A. P. 1999. Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **34**:1067-1074.
- Caro-Costas, R. & Vicente-Chandler, J. 1961. Effects of two cutting heights on yields of five tropical grasses. *Journal of Agriculture of University of Puerto Rico*. **45**:46-9.
- Caro-Costas, R., Vicente-Chandler, J., Figarella, J. 1960. The yields and composition of five grasses growing in the humid mountains of Puerto Rico, as affected by nitrogen

- fertilization, season and harvest procedures. *Journal of Agriculture of University of Puerto Rico*. **44**:107-120.
- 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*). *Dissertação de mestrado*. Universidade de Brasília, DF.
- César, H. L. 1980. Efeitos da queima e corte sobre a vegetação de um campo sujo na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, DF.
- Constantino, R. 1988. Influência da macrofauna na dinâmica de nutrientes do folheto em decomposição em cerrado *sensu stricto*. *Dissertação de mestrado*. Universidade de Brasília, DF.
- 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, SP.
- Countinho, L. M. 1977. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado II. As queimadas e a dispersão de sementes em algumas espécies anemocóricas do estrato herbáceo subarbustivo. *Boletim Botânico da Universidade de São Paulo*. **5**: 57-64.
- Coutinho, L. M. 1980. As queimadas e seu papel ecológico. *Brasil Florestal*. **44**:7-23.
- 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.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review*. **38**:201-341.
- Filgueiras, T. S. 1990. Africanas no Brasil. Gramíneas introduzidas da África. *Cadernos de Geociências*. **5**:57-63.
- Filgueiras, T. S. 1991. A floristic analysis of the Gramineae of Brazil's Distrito Federal and a list of species occurring in the area. *Edinburgh Journal of Botany*. **48**:1-8.
- Filgueiras, T. S. 1992. Gramíneas forrageiras nativas no Distrito Federal, Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **27**:1103-1111.

- Filgueiras, T. S., Brochado, A. L., Nogueira, P. E., Guala II, G. F. 1994. Caminhamento – um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Caderno de Geociências*. **12**:39-43.
- Frasier, G. W. 1989. Characterization of seed germination and seedling survival during the initial wet-dry periods following planting. *Journal of Range Management*. **42**:299-304.
- Frasier, G. W., Woolhiser, D. A., Cox, J. R. 1984. Emergence and seedling survival of two warm-season grasses as influenced by the timing of precipitation: A greenhouse study. *Journal of Range Management*. **37**:7-11.
- Freitas, G. K., Pivello, V. R. 2005. A ameaça das Gramíneas Exóticas à Biodiversidade. In: V. R., Pivello. & E. M., Varanda. editores. *O Cerrado Pé-de-Gigante: Ecologia e Conservação*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 284-296.
- Gomide, J. A. 1995. Sistemas de manejo de gramíneas do gênero *Melinis*. In: . Peixoto, A. M. J. C. & Faria, V. P. Editores. *Plantas forrageiras de pastagens*. FEALQ, Piracicaba, SP.
- Gross, K. L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology*. **78**:1979-1093.
- Gurevitch, J. & Padilla, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution*. **19**:470-474.
- Haddad, C. R. B. & Valio, I. F. M. 1993. Effect of fire on flowering of *Lantana montevidensis* Briq. *Journal of Plant Physiology*. **141**:704-707.
- Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in Neotropical savanna. *Austral Ecology*. **33**:29-36.
- Hoffmann, W. A., Lucatelli, V. M. P. C., Silva J. F., Isaac, N., Marinho, S. M., Albuquerque, A. M. S., Lopes, A. O., 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.
- Ikeda, F. S., Mitja, D., Vilela, L., Carmona, R. 2007. Banco de sementes no solo em sistemas de cultivo lavoura-pastagem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **42**:1545-1551.
- 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.

- Kent, N. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analyses: A practical approach*. Belhaven press, London.
- 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.
- Klink, C. A. 1996. Germination and Seedling Establishment of two Native and one Invading African Grass Species in the Brazilian Cerrado. *Journal of Tropical Ecology*. **12**:139-147.
- Klink, C. A. & Moreira, A. G. 2002. Past and current human occupation and land use. In: P. S. Oliveira & R. J. Marquis Editores. *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*.
- Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*. **19**:707-713.
- Laboriau, L. G. 1983. *A germinação das Sementes*. Washington: OEA.
- Macedo, G. A. R. & Escuder, C. J. 1980. Cobertura vegetal das pastagens de capim-gordura e capim-jaraguá sob diferentes lotações em áreas de cerrado. *Revista Brasileira de Zootecnia*. **9**: 31-40.
- Mack, M. C. & D'Antonio, C. M. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*. **13**:195-198.
- MacNaughton, S. J. 1983. Compensatory growth as a response to herbivory. *Oikos*. **40**:329-336.
- Martins, C. R. 1996. Revegetação com gramíneas de uma área degradada no Parque Nacional de Brasília. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, DF.
- 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. 2006. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P.Beauv. (Capim-gordura): Uma espécie invasora do Cerrado. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília, DF.
- Martins, C. R., Leite L. L., Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*. **5**:739-747.

- Martins, C. R., Leite, L. L., Haridasan, M. 2001. Capim gordura (*Melinis minutiflora*) uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação no cerrado. *In: Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre - RS. anais.* v. 1.
- Meguro, M. 1969. Fatores que regulam a floração de *Imperata brasiliense* Trin. (Gramineae). *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras.* **24**:103-126.
- Melo, F. P. L. & Aguiar Neto, A. V. D. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. *In: A. G. Ferreira & F. Borghetti editores. Germinação: do básico ao aplicado.* Porto Alegre: Artmed.
- Miranda, M. I. 1997. Colonização de Campo sujo de Cerrado por *Echinolaena inflexa* (Poaceae). *Dissertação de Mestrado.* Universidade de Brasília, DF.
- Moraes, C. A. F. & Williams, D. D. 1992. Recuperação de minas de bauxita com espécies nativas de Poços de Caldas/MG. *In: Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas.* p.273-279.
- Morosini, I. A. & Klink, C. A. 1997. Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) no desenvolvimento de plântulas de Embaúba (*Cecropia pachystachya* Tréucl). *In: Trabalhos Seleccionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil.* Brasília, DF.
- 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.
- Munhoz, C. B. R. & Felfili, J. M. 2006. Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Botânica Brasilica.* **20**:671-685.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403:853-858.
- 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. *In: III International Conference on Fire Research. 14th Conference on Fire and Forest Meteorology.* **2**:1785-1792
- Oliveira, P. E. 1998. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies de Cerrado. *In: S. M. Sano, S. P. Almeida, editores. Cerrado: ambiente e flora.* Planaltina: Embrapa: CPAC. 169-192.

- Ottmar, R. D., Vihnanek, R. E., Miranda, H. M., Sato, M. N., Andrade, S. M. 2001. *Séries de estéreo-fotografias para quantificar a biomassa da vegetação do Cerrado do Brasil central*. VOL I. U.S. Department of agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Parron, L. M. & Hay, J. D. V. 1997. Effect of fire on seed production of two native grasses in the brazilian cerrado. *Ecotropicos*. **10**:1-8.
- Paula, R. R., Gomide, J. A., Spykes, D. J. 1967. Influência de diferentes sistemas de corte sobre o capim-gordura (*Melinis minutiflora*). *Revista Ceres*. **14**:157-188. In: Gomide, J. A. 1995. Sistemas de manejo de gramíneas do gênero *Melinis*. Editores: A. M. J. C. M., Peixoto & V. P., Faria. *Plantas forrageiras de pastagens*. FEALQ, Piracicaba, SP.
- Paula, R. R., Gomide, J. A., Spykes, D. J., Chaves, J. R. 1969. Influência de diferentes sistemas de corte sobre o desenvolvimento radicular do capim-gorgura (*Melinis minutiflora* Beauv.). *Revista Ceres*. **16**:10-18. In: Gomide, J. A. 1995. Sistemas de manejo de gramíneas do gênero *Melinis*. Editores: A. M. J. C. M., Peixoto & V. P., Faria. *Plantas forrageiras de pastagens*. FEALQ, Piracicaba, SP.
- Pereira, B. A., Silva, M. A., Mendonça, R.C. 1993. *Reserva Ecológica do IBGE, Brasília (DF): lista de plantas vasculares*. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro.
- Pivello, V. R., Shida, C. N., Meirelles, S. T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. **8**:1281-1294.
- 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.
- RECOR. www.recor.org.br. Acessado em 11 de agosto de 2008.
- Ribeiro, J. F., Walter, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S. M. Sano, S. P. Almeida, editores. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa: CPAC. 89-168.
- Rice, K. J. 1989. Impact of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In: Leck MA, Parker VT, Simpson RL, editores. *Ecology of soil seed banks*. San Diego: Academic Press.
- Saraiva, O. F., Carvalho, M. M., Oliveira, F. T. T. 1993. Nutrientes limitantes ao crescimento de capim-gordura em um Latossolo Vermelho-amarelo álico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. **8**:963-968.

- Sassaki, R. M., Rondon, J. N., Zaindan, L. B. P., Felipe, G. M. 1999. Number of buried seeds and seedlings emergence in cerradão, cerrado and gallery Forest soils at Pedregulho, Itirapina (SP), Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. **22**:147-152.
- Sax, D. F., Stachowicz, J. J., Brown, J. H., Bruno, J. F., Dawson, M. N., Gaines, S. D., Grosberg, R. K., Hastings, A., Holt, R. H., O'Connor, M. I., Rice, W. R. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. **22**:465-471.
- Scowcroft, P. G. & Hobdy, R. 1987. Recovery of Goat-Damaged vegetation in an insular tropical montane forest. *Biotropica*. **19**:208-215.
- Scheffer-Basso, S. M., Trentini, V., Baréa, K. 2007. Manejo de *Paspalum dilatatum* Poir. biótipo Virasoro. 2. Produção de sementes. *Revista Brasileira de Zootecnia*. **36**:1022-1028.
- Seabloom, E. R., Harpole, W. S., Reichman, O. J., Tilman, D. 2003. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *PNAS*. **100**:13384-13389.
- Silva, D. A. & Klink, C. A. 1997. Crescimento e alocação de biomassa de duas gramíneas nativas do cerrado. *Trabalhos Seleccionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil*. Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado. Brasília.
- Silva, F. S. & Ataroff, M. 1985. Phenology, seed crop and germination of coexisting grass species from a tropical savanna in Western Venezuela. *Acta Ecologica/Ecologia Plantarum*. **6**:51-41.
- 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, M. A. & Nogueira, P. E. H. 1999. Avaliação fitossociológica do estrato arbustivo-herbáceo em cerrado *sensu stricto* após incêndio acidental, no Distrito Federal, Brazil, *B. Herb. Ezechias Paulo Heringer*. **4**: 65-79.
- Silva, J. F. & Raventós, J. 1999. Effects of end of dry season shoot removal on the growth of three savanna grasses with different phenologies. *Biotropica*. **31**:430-438.
- Silva, J. M. C. & Baetas, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience*. **52**:225:233.

- 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**:341-350.
- Teixeira, M. L. & Fonseca, C. G. 1992. Recuperação ambiental de dunas litorâneas para obtenção de ilmenita. In: *Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*. p.373-379.
- Veenendaal, E. N., Ernst, W. H. O., Modise, G. S. 1996a. Effect of seasonal rainfall pattern on seedling emergence and establishment of grasses in a savanna in south-eastern Bostwana. *Journal of Arid Environments*. **32**:305-317.
- Veenendaal, E. N., Ernst, W. H. O., Modise, G. S. 1996b. Reproductive effort and phenology of seed production of savanna grasses with different growth form and life history. *Vegetatio*. **123**:91-100.
- Venables, W. N. & Smith, D. M. 2006. R 2.4.1 - A language and environment
- Villela, F. A. & Peres, B. P. 2004. Coleta beneficiamento e armazenamento In: A. G. Ferreira & F. Borghetti editores. *Germinação: do Básico ao Aplicado*. Porto Alegre: Artmed. 265-281.
- Wetzel, M. M. V. S. 1997. Época de dispersão e fisiologia de sementes do Cerrado. *Tese de doutorado*. Universidade de Brasília, DF.
- Williams, D. G. & Baruch, Z. 2000. African Grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions*. **2**:123-140.