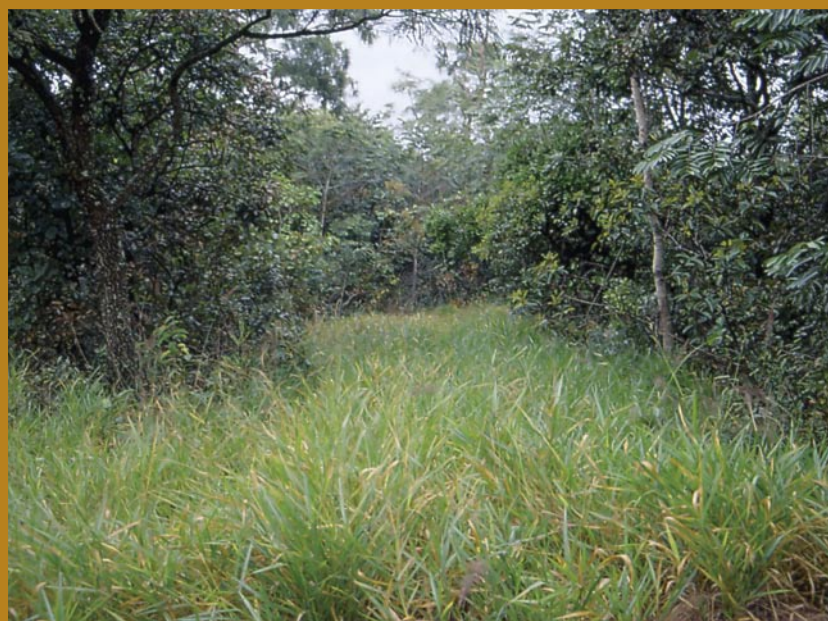


V



O DESAFIO DA CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS NA REGIÃO

22. A Ameaça das Gramíneas Exóticas à Biodiversidade

Glauco Kimura de Freitas
Vânia Regina Pivello

PARTE V

A invasão biológica por espécies exóticas como ameaça à biodiversidade global

A invasão dos ecossistemas naturais por espécies exóticas e os impactos resultantes desse processo hoje certamente representam uma das maiores preocupações no âmbito conservacionista mundial. Apesar de, em 1860, Darwin já ter detectado a ocorrência de invasões biológicas, o fato só passou a ser considerado problema por volta de 1950, quando Charles Elton lançou *Ecology of Invasions by Animals and Plants* (Williamson, 1996). Mais de duas décadas se passaram para que a comunidade científica se desse conta da dimensão desse problema. No Brasil, essa discussão é ainda mais recente, tendo iniciado apenas nos anos 80.

Casos clássicos e conspícuos contribuíram para a conscientização do problema das invasões biológicas, como a introdução de coelhos *Oryctolagus cuniculus* (originários da Península Ibérica) na Inglaterra, vindos da França, depois levados à Austrália no século XIX. Eles se tornaram praga tanto na Inglaterra como na Austrália, gerando grande prejuízo por perdas e impactos à agricultura. Outros exemplos importantes podem ser citados, como o do “molusco zebrado” *Dreissena polymorpha*, acidentalmente levado aos Grandes Lagos (Estados Unidos e Canadá) em cascos de navios, ou o da abelha europeia africanizada *Apis mellifera*, introduzida no Brasil para pesquisa científica e que escapou do controle dos laboratórios, espalhando-se por toda a América do Sul. Todas essas espécies mostraram-se altamente agressivas, com grande competitividade sobre as nativas, causando sérios danos ambientais (Wittenberg & Cock, 2001).

A crescente movimentação de pessoas e produtos com fins comerciais, agropecuários ou pesqueiros entre países tem sido a principal causa da introdução intencional ou acidental de espécies exóticas na natureza. Muitas plantas ainda são introduzidas para uso ornamental, medicinal e científico e acabam “escapando” do meio de cultivo (Cronk & Fuller, 1995; Williamson, 1996; Freitas, 1999; McNeely *et al.*, 2001).

Nos últimos anos, grandes projetos envolvendo vários países e órgãos de pesquisa têm sido criados para estudar as invasões biológicas e tentar encontrar formas de combatê-las. Desde 1997, o Comitê Científico dos Problemas Ambientais (SCOPE) é responsável pela coordenação do programa GISP, Global Invasive Species Program, que visa criar mecanismos de cooperação internacional para combater invasões biológicas, promovendo educação e conscientização, junto com as autoridades dos países envolvidos, e procurando desenvolver pesquisas, treinamento e programas de manejo e controle das espécies invasoras (McNeely *et al.*, 2001; Wittenberg & Cock, 2001).

O problema das gramíneas africanas no Brasil

No Brasil, várias espécies de gramíneas de origem africana foram introduzidas acidentalmente ou para fins forrageiros, tornando-se invasoras de ecossistemas naturais, principalmente dos ambientes abertos, como campos e cerrados. Entre elas, estão *Hyparrhenia rufa* (capim-jaraguá), *Brachiaria* spp. (capim-braquiária), *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Melinis minutiflora* (capim-gordura) (Parsons, 1972).

As formas de introdução dessas gramíneas no continente americano não são muito conhecidas, por terem ocorrido há muito tempo. Parsons (1972) e Filgueiras (1990) acreditam que os navios negreiros vindos da África no período colonial foram os principais agentes de introdução de *Hyparrhenia rufa* (capim-jaraguá), *Panicum maximum* (capim-colonião) e *Brachiaria mutica* (capim-pará) no Brasil. Essas gramíneas eram utilizadas como cama para os escravos durante as viagens. Com relação ao capim-gordura (*Melinis minutiflora*), há divergências quanto à época e forma de sua introdução no Brasil. Segundo Klink & Morosini (1997), essa espécie foi introduzida por programas agropecuários e de substituição de pastagens. Filgueiras (1990) defende a ideia de que também era utilizada como cama para escravos, tendo sido introduzida no período colonial.

Os autores deste capítulo acreditam que a introdução de *Melinis* seja antiga, pois os pecuaristas e até alguns autores acabam erroneamente considerando-a uma espécie nativa da flora brasileira ou “naturalizada”. As rotas de introdução das principais espécies invasoras africanas foram delineadas por Parsons (1972).

Uma vez introduzidas no Brasil, essas gramíneas encontraram no cerrado condições ecológicas semelhantes às de seus habitats de origem, as savanas africanas, o que facilitou sua disseminação. Além da semelhança climática (especialmente regime de chuvas e temperatura), fatores de sua própria biologia contribuíram para seu sucesso como invasoras do cerrado: seleção, grande capacidade de dispersão por reprodução vegetativa e por sementes, ciclo reprodutivo rápido, grande eficiência fotossintética e na utilização dos nutrientes, altas taxas de crescimento, tolerância ao desfolhamento e herbivoria, e alta capacidade de rebrotamento e regeneração. A maioria das gramíneas africanas é heliófila e apresenta metabolismo fotossintético do tipo C_4 - adaptado para colonização de áreas abertas e ensolaradas, como os campos e cerrados brasileiros. Outro fator importante é a intensa produção de sementes, com alta capacidade de germinação, formando um banco de sementes denso e persistente. Todos os fatores citados resultam em um comportamento oportunista bem definido, caracterizado pela rapidez de recolonização de áreas queimadas e/ou perturbadas, fazendo com que essas espécies pudessem competir com vantagem e deslocar espécies nativas (Coutinho, 1982; Baruch *et al.*, 1985; D’Antonio & Vitousek, 1992; Freitas, 1999; Pivello *et al.*, 1999).

Além de afetarem diretamente as populações nativas por competição, podendo causar extinções locais e perda direta de biodiversidade, as gramíneas africanas impactam o ecossistema, descaracterizando as fisionomias e modificando sua estrutura. Alguns estudos mostram que *M. minutiflora* altera o regime de fogo das áreas invadidas, facilitando a ocorrência de grandes incêndios devido ao grande acúmulo de biomassa combustível (Hughes *et al.*, 1991; D’Antonio & Vitousek, 1992; Asner & Beatty, 1996). Alternativamente, pode alterar processos vitais, como o ciclo de nutrientes, reduzindo drasticamente a quantidade de nitrogênio inorgânico no solo, em virtude da grande captação

e utilização desse elemento durante seu crescimento. Isso compromete outros processos ecológicos, como a dinâmica sucessional (Asner & Beatty, 1996). Possuem, ainda, alta capacidade de expansão vegetativa, formando densas camadas de folhas e ramos sobre o solo, que podem diminuir em até 99% a chegada de luz no solo e impedir os processos de germinação e recrutamento do banco de sementes de espécies nativas, e a regeneração natural de habitats (Hughes & Vitousek, 1993).

A invasão de espécies exóticas na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante

Hoje, a presença de gramíneas africanas é quase certa em qualquer área de cerrado, especialmente nas unidades de conservação criadas para proteger esse ecossistema (Pivello *et al.*, 1999). A Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, por ter sido utilizada como pastagem extensiva no passado e por ser hoje um pequeno fragmento cercado de fontes de perturbação - monoculturas, rodovias e estradas - e com entrada freqüente de pessoas, sofre seriamente o problema de invasão biológica, como é o caso de *M. minutiflora*, que se encontra disseminado por toda a Gleba e, em maior abundância, nas fisionomias mais abertas ou locais perturbados. *Brachiaria decumbens* ocorre monoespecificamente em faixas ao redor da Gleba. Outras gramíneas invasoras também podem ser encontradas, em especial *Panicum maximum* e *Hyparrhenia rufa*, igualmente mais concentradas em locais com maior grau de alteração e nas bordas da Gleba. Espécies de *Andropogon* (capim-rabode-burro) têm sua distribuição restrita à fisionomia de campo úmido, localizada em sua porção central da Gleba (Figuras 22.1 e 22.2).

Neste trabalho, procurou-se entender o processo de invasão da Gleba Pé-de-Gigante por *Melinis minutiflora*, a fim de fornecer subsídio ao manejo dessa espécie em áreas de cerrado, uma vez que é a principal invasora no local e uma das principais invasoras de todo o bioma do cerrado (Coutinho, 1982; Filgueiras, 1990; Klink & Morosini, 1997; Pivello *et al.* 1999). Fo-

ram investigados alguns de seus atributos reprodutivos que lhe poderiam conferir vantagens competitivas sobre as herbáceas nativas. Os aspectos pesquisados

foram: seu banco de sementes no solo, a relação com o histórico de ocupação e uso das terras na Gleba e a viabilidade e germinação de suas sementes.

Figura 22.1. (a) Grande mancha de *Melinis minutiflora* (capim-gordura) na área central da Gleba Cerrado Pé-de-Gigante; (b) um foco isolado de *Melinis minutiflora*, associado a uma trilha. Fotos: Glauco K. de Freitas.



Figura 22.2. Agrupamentos de espécies invasoras na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante: (a) *Brachiaria decumbens* (capim-braquiária), nas bordas da gleba; (b) *Andropogon* sp. (capim-rabo-de-burro), na porção central da gleba, em fisionomia de campo úmido. Fotos Glauco K. de Freitas.



O banco de sementes de *Melinis minutiflora* no Cerrado Pé-de-Gigante

O banco de sementes é um sistema dinâmico, com variações espaciais e temporais causadas por entradas, saídas, movimentos verticais e horizontais das sementes no solo. As características edáficas e os regimes de uso e ocupação humana de uma dada área podem determinar grandes diferenças na densidade e composição do banco de sementes (Chambers & MacMahon, 1994).

O banco de sementes do solo representa ainda uma carga genética potencial e fonte de diversidade às populações da comunidade vegetal ao longo do tempo. Expressa também o potencial de recuperação de uma determinada área, pois pode conter sementes das espécies atuais (componente real) e daquelas já ausentes na vegetação (componente potencial). Assim, o conhecimento do banco de sementes da comunidade constitui importante elemento para a conservação, a recuperação e o manejo de áreas naturais.

Para investigar as possíveis variações sazonais e espaciais do banco de sementes de *M. minutiflora* na Gleba Pé-de-Gigante e também investigar uma possível dominância de *M. minutiflora* na área, foram escolhidos cinco pontos de coleta de solo. Esses pontos foram georreferenciados em campo e localizados no mapa de fisionomias vegetais da Gleba (Figura 22.3). Os pontos foram escolhidos em áreas com diferentes graus de ocupação por *M. minutiflora*, tanto no centro da Gleba - onde há grande abundância - como em seus limites. Esses pontos podem ser assim caracterizados:

ponto 1: área parcialmente colonizada por *M. minutiflora* e com perturbação recente, por abertura de trilha, em 1996;

ponto 2: área parcialmente colonizada por *M. minutiflora* e *Andropogon bicornis*, com perturbação antiga, causada por pastagens da década de 1960;

ponto 3: área totalmente colonizada por *M. minutiflora* e com perturbação antiga, causada por pastagens da década de 1960;

ponto 4: área totalmente colonizada por *M. minutiflora* e limítrofe com o campo cerrado, com perturbação antiga, causada por pastagens da década de 1960;

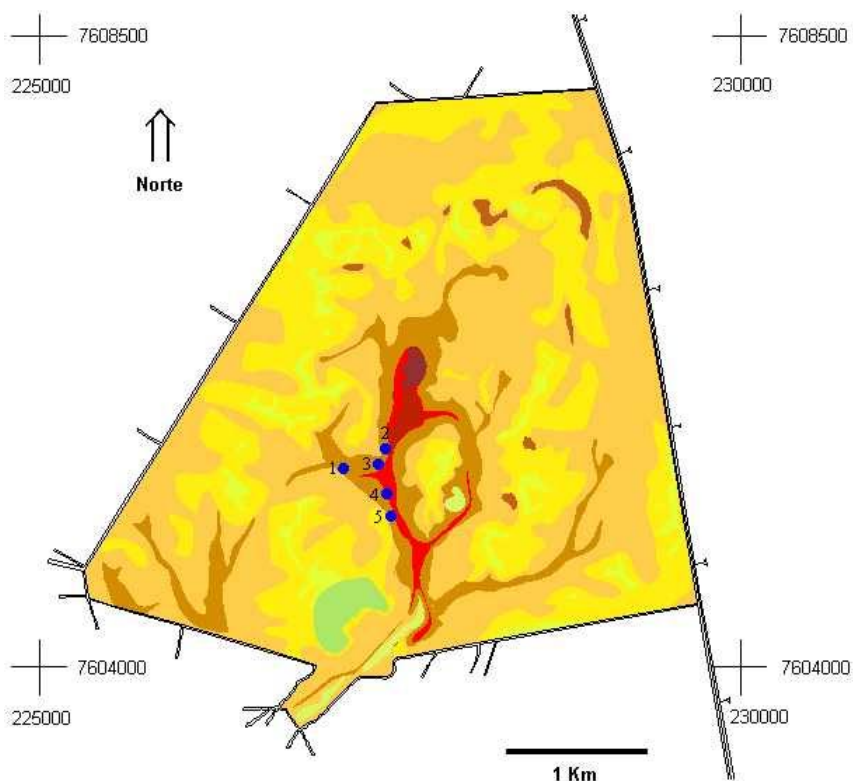
ponto 5: área totalmente colonizada por *M. minutiflora*, com perturbação antiga, causada por pastagens da década de 1960.

Em cada ponto, dez amostras de solo foram coletadas em potes plásticos de filme fotográfico (volume médio de 35 ml) a cada quatro meses, entre dezembro de 1997 e abril de 1998. As amostras foram secas e, posteriormente, peneiradas em malhas de diferentes tamanhos (2,0; 0,8; 0,5; 0,2; e 0,04 mm). As sementes foram então separadas do solo, sob lupa, contadas e distintas em duas categorias: (1) sementes de *Melinis minutiflora* e (2) sementes de outras espécies.

As principais características químicas - pH, matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC), teores de Ca, Mg, K - e físicas - proporção de partículas de areia, silte e argila - do solo nos pontos de coleta foram determinadas (pelo método de Boyoucus, descrito em Camargo *et al.*, 1986), visando verificar uma possível relação entre elas e a densidade de sementes de *M. minutiflora*.

Para testar a variação espacial na densidade do banco de sementes de *M. minutiflora*, foram feitas análises de variância (ANOVA). Diferenças entre localidades foram detectadas por análise de comparações múltiplas (Tukey HSD). Uma análise de componentes principais (PCA) foi conduzida para investigar a relação entre as características edáficas no banco de sementes do solo, tendo sido selecionadas: pH, matéria orgânica (MO), capacidade de troca catiônica (CTC), teores de areia, silte e argila. Uma correlação de Spearman foi conduzida para verificar possível competição entre *M. minutiflora* e outras espécies do banco de sementes.

Figura 22.3. Localização dos cinco pontos de coleta de solo (pontos azuis) para análise do banco de sementes, na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante (mapa segundo o Capítulo 3, Figura 4, modificada).



A dominância de *Melinis minutiflora* no banco de sementes do solo

Os resultados obtidos mostraram que *Melinis minutiflora* foi dominante em relação a todas as outras espécies do banco de sementes. Das 9.730 sementes coletadas nas 200 amostras de solo, 6.940 eram de *M. minutiflora*. A densidade de sementes de *M. minutiflora* variou de 1 a 337 semente/m², enquanto que, para as outras espécies, variou de zero a 104 semente/m². Essa dominância pôde ser observada ao longo dos 12 meses de coleta e em quase todas as áreas amostradas, exceto na área 2 (Figura 22.4). A dominância de *M. minutiflora* no banco de sementes do solo concorda com sua dominância também na porção epígea da vegetação e reflete seu potencial competitivo, com características de invasora de ambientes naturais ou antropizados.

Variação espacial de *Melinis minutiflora* no banco de sementes do solo

A hipótese da existência de uma variação espacial no banco de sementes do solo não foi rejeitada (ANOVA: $F = 4,619$; $p = 0,001$) e foi evidenciada uma diferença significativa entre o banco de sementes do ponto 1 com todos os outros pontos amostrados (Tabela 22.1).

Tal diferença entre os pontos de amostragem poderia ser explicada pelo histórico de perturbações humanas ou características físico-químicas do solo em cada ponto (Tabela 22.2).

Figura 22.4. Densidade de sementes de *M. minutiflora* e de outras espécies no banco de sementes do solo da Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, ao longo do ano (A) e nas diferentes áreas amostradas (B).

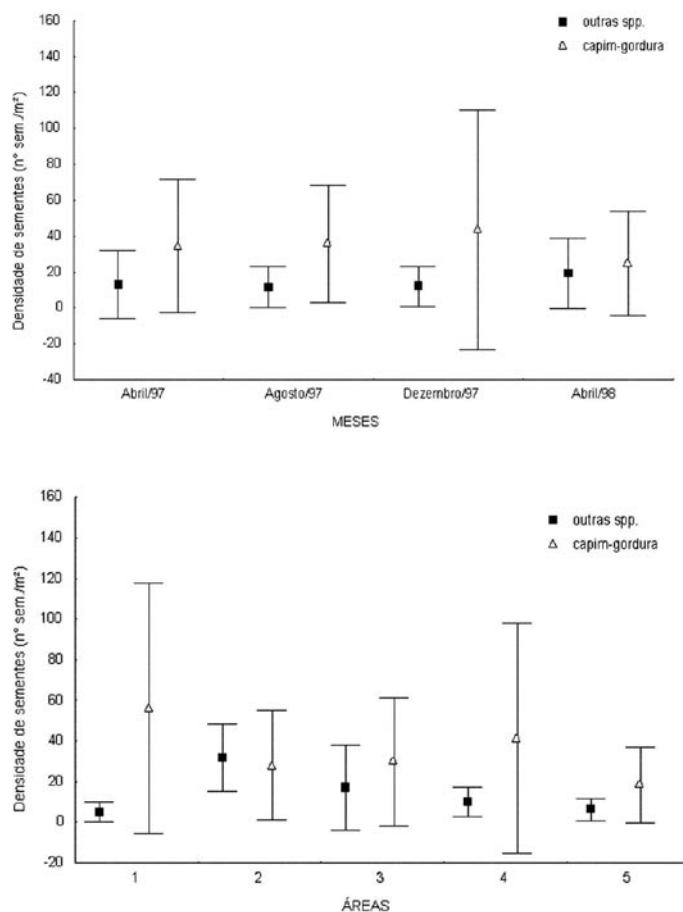


Tabela 22.1. Teste de comparações múltiplas (Tukey LSD), considerando a densidade de sementes de *M. minutiflora* nos cinco pontos amostrados na Gleba Pé-de-Gigante (*= significativo a 0,05; n.s.= não significativo).

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Ponto 2	*	-	-	-
Ponto 3	*	n.s.	-	-
Ponto 4	n.s.	n.s.	n.s.	-
Ponto 5	*	n.s.	n.s.	n.s.

Tabela 22.2. Comparação entre os números médios de sementes de *M. minutiflora* e de outras espécies em cada ponto amostrado, e as variáveis edáficas de cada ponto, na Gleba Pé-de-Gigante (MO = matéria orgânica; CTC = capacidade de troca catiônica).

	<i>Melinis minutiflora</i>	Outras espécies	pH	M.O g/kg	C.T.C. mmolc/kg	Areia %	Silte %	Argila %
Área 1	56,05	5,10	3,8	30,0	84,5	74,3	3,6	22,0
Área 2	28,00	31,6	3,8	31,0	74,6	82,0	2,6	15,3
Área 3	29,82	16,9	3,8	19,3	154,2	63,3	12,3	24,3
Área 4	41,35	9,92	4,1	51,6	97,6	75,0	6,0	19,0
Área 5	18,27	6,22	3,8	24,0	51,4	82,6	4,6	12,6

Muitos autores enfatizam que espécies invasoras potenciais tornam-se pragas a partir de perturbações ambientais (Cronk & Fuller, 1995; Williamson, 1996). Segundo Odgers (1994), áreas perturbadas tendem a apresentar dominância de espécies exóticas sobre as nativas, tanto na vegetação como no banco de sementes, talvez pelo fato de essas espécies geralmente serem perenes e possuírem banco de sementes persistente. Coutinho (1982) e Pivello *et al.* (1999) destacam esse tipo de comportamento para *M. minutiflora*, a qual se estabelece e se expande rapidamente em áreas perturbadas. Esse é o caso do ponto 1, que havia passado por perturbações recentes, como a abertura de uma trilha. O movimento de animais silvestres e de pessoas no local certamente contribuiu para a dispersão das sementes de *M. minutiflora*. Odgers (1994), após verificar dominância de gramíneas exóticas em áreas perturbadas, concluiu que trilhas e beiras de estradas servem como reservatórios de sementes de espécies pioneiras e corredores para invasões por essas espécies, por meio do banco de sementes.

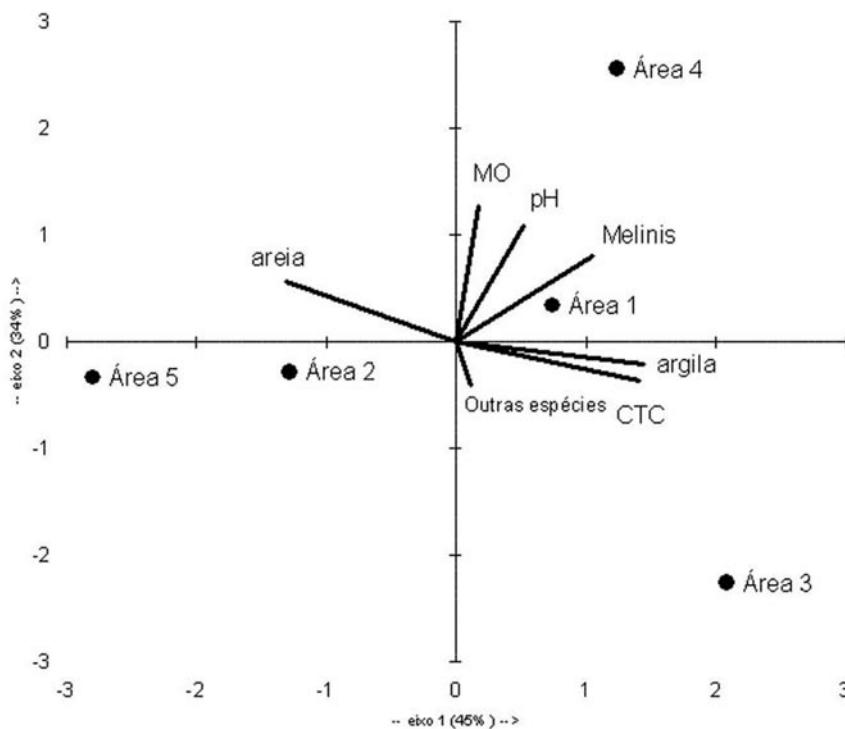
No ponto 2, a perturbação é antiga, desde a década de 60, quando fazendeiros locais criavam gado e

semeavam *M. minutiflora* em meio às espécies nativas. É provável que na área 1, *M. minutiflora* esteja em fase de plena expansão, por ter essa área sido perturbada recentemente, enquanto, no ponto 2, essa espécie teria atingido o equilíbrio com outras espécies no banco de sementes, em razão do tempo de perturbação. Nos pontos 3, 4 e 5, infere-se que a fase de expansão já tenha ocorrido e a espécie encontra-se consolidada.

Influência das características edáficas no banco de sementes do solo

A análise PCA revelou que há influência das características texturais do solo sobre a densidade de sementes de *M. minutiflora* nos pontos amostrados (Figura 22.5), tendo sido os dois primeiros eixos responsáveis por 84,13% da variação. As porcentagens de areia e argila representam um gradiente significativo entre as localidades amostradas (eixo 1).

Figura 22.5. Análise de componentes principais (PCA) entre as cinco diferentes áreas amostradas (1 a 5), em relação a alguns parâmetros físicos (areia e argila) e químicos (pH e matéria orgânica [MO]) do solo e à densidade de sementes de *M. minutiflora* e de outras espécies.



O solo na área 3 apresentou-se mais argiloso e com maior capacidade de troca catiônica (CTC), indicando maior fertilidade. Os solos das áreas 2 e 5 são mais arenosos, situação oposta aos solos das áreas 1, 3 e 4. O solo da área 3 apresentou-se escuro e pouco ácido, com os maiores índices de matéria orgânica. Na área 1, o solo apresentou propriedades intermediárias. Maiores densidades de sementes de *M. minutiflora* ocorreram nos pontos com solos mais ricos em matéria orgânica, argila e com maior CTC, enquanto que os solos arenosos permaneceram em situação oposta ao gradiente de densidade de sementes de *M. minutiflora*. Esse resultado contradiz a afirmação de Williams e Baruch (2000), que consideram essa espécie pouco exigente em nutrientes.

A análise de correlação de Spearman mostrou uma ligeira correlação negativa entre a densidade do banco de sementes de *M. minutiflora* e de outras espécies ($\rho=0,23$; $p<0,001$), mas, apesar de significativa, não se pode considerar uma possível exclusão competitiva de *M. minutiflora* sobre as outras espécies.

Estudando as relações entre a densidade, a composição do banco de sementes e as variáveis ambientais em campos cultivados no sul da Alemanha, Albrecht e Pilgram (1997) concluíram que os fatores de perturbação e ocupação humanas foram mais determinantes na densidade e na composição do banco de sementes do que as características edáficas, concordando com os resultados aqui encontrados. Isso demonstra que atividades agropecuárias representam perturbações significativas no ecossistema, que promovem alterações na densidade e na composição do banco de sementes capazes de perdurar por um longo período após cessadas tais atividades.

O recrutamento potencial de *M. minutiflora* no Cerrado Pé-de-Gigante

Procurou-se investigar a capacidade de recrutamento de *Melinis minutiflora* por meio das análises de viabilidade e germinação das sementes em condições de laboratório.

FENOLOGIA. Para o conhecimento dos períodos de florescimento e formação das cariopses, foi acompanhada a fenologia da espécie em campo durante um ano. Observou-se um pico de floração no mês de maio de 1997 (Figura 22.6), com as sementes iniciando seu desenvolvimento no final do mês de agosto de 1997, quando ainda se observavam panículas floridas em meio às panículas com sementes em início de desenvolvimento. Em outubro de 1997, as panículas apresentavam-se com uma tonalidade marrom-café, evidenciando a maturidade das sementes. No início de novembro de 1997, já não se observavam sementes na maioria das panículas e, no final desse mesmo mês, as touceiras apresentavam-se em estado vegetativo, indicando um pico de dispersão das sementes durante o mês de outubro de 1997 (Figura 22.8).

A produção e a dispersão das sementes ocorreram ao longo dos meses de setembro, outubro e novembro de 1997 (Figura 22.6), sendo, portanto, utilizadas as sementes desses três meses para os testes de verificação da integridade. As sementes de *M. minutiflora* foram coletadas ao longo de trilhas e em áreas fora das trilhas, onde havia maior concentração da espécie, e mantidas separadamente em sacos de papel. Logo após as coletas, as sementes foram submetidas a três fases de testes, com a finalidade de verificar (a) sua integridade, (b) sua viabilidade e (c) sua germinação.

INTEGRIDADE DAS SEMENTES. A integridade das sementes é atestada pelo fato de possuírem a cariopse desenvolvida. A verificação da integridade das sementes é necessária para as análises posteriores de germinação, já que, para tais análises, utilizam-se sementes exclusivamente “maduras” ou em condições de germinar.

Para a avaliação da integridade, as amostras totais de cada mês (setembro, outubro e novembro de 1997) foram homogeneizadas separadamente e depois as sementes íntegras foram separadas por peso, utilizando-se um aparelho soprador (Seed-Blower-ER). Uma alíquota das sementes íntegras foi prontamente utilizada para os testes de viabilidade e germinação, e uma outra porção foi separada, seca à sombra e armazenada em saco de papel em local claro, sob temperatura ambiente, para repetição dos mesmos testes após seis meses.

A amostra do mês de setembro de 1997 apresentou baixa integridade (cerca de 10%). Em outubro de 1997,

a integridade elevou-se para 27,7% (0,138 g de sementes íntegras em amostra de 0,498 g) e, em novembro de 1997, praticamente não havia mais sementes íntegras. A maior percentagem de sementes íntegras encontradas em outubro está relacionada ao pico de dispersão das sementes observadas naquele mês (Figura 22.6) e, por isso, utilizou-se a amostra do mês de outubro de 1997 para os testes de viabilidade e germinação.

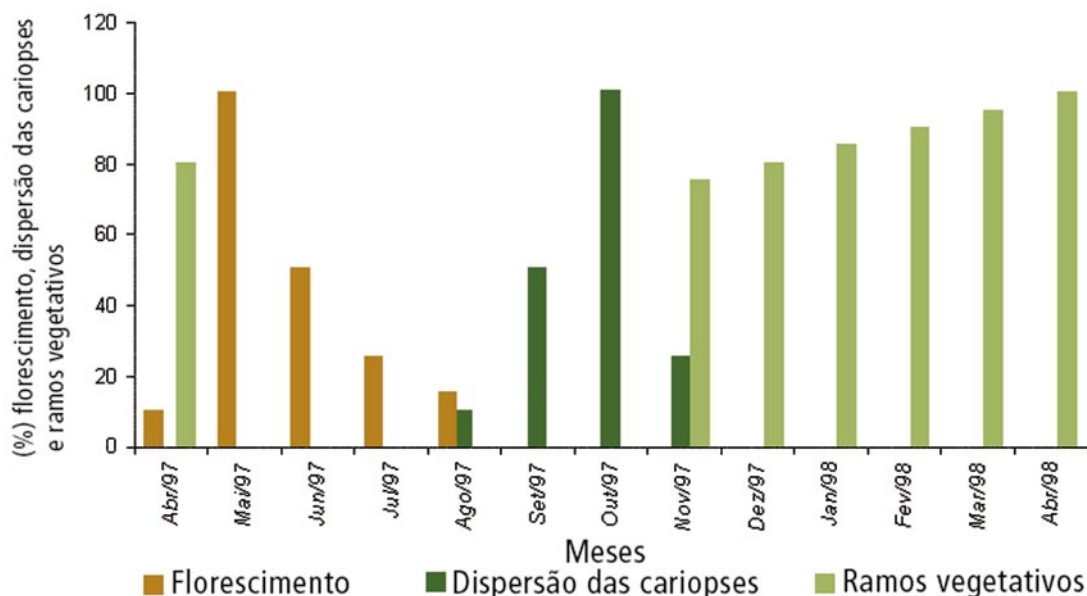
VIABILIDADE E GERMINAÇÃO DAS SEMENTES. Os testes de viabilidade e germinação deram-se em três fases distintas: na fase de dispersão das sementes (logo após sua liberação da planta), seis meses após sua dispersão, e depois de incorporadas ao banco de sementes.

Para verificar a viabilidade das sementes, foram separadas 100 sementes ao acaso, do lote de sementes íntegras, que permaneceram durante 20 horas em papel de filtro umedecido com água destilada, a fim de amolecê-las e estimular seu metabolismo. Posteriormente, foram cortadas longitudinalmente ao meio e submetidas ao teste de Tetrazolium, conforme a metodologia descrita pelo Ministério da Agricultura (1992). Assim, as sementes foram colocadas em solução aquosa de sal

Tetrazolium a 0,2% e em estufa a 50°C por uma hora. O próximo passo foi a contagem das sementes que apresentavam os embriões corados (avermelhados), resultado da reação com a solução de Tetrazolium, indicando sua viabilidade (vide Capítulo 8).

Para os testes de germinação, foram separadas ao acaso 400 sementes, do lote das sementes íntegras em quatro repetições de 100 sementes, postas sobre papel de filtro umedecido em caixas *gerbox*. As caixas permaneceram em estufa incubadora a 35°C por 16 horas com iluminação, e a 15°C por oito horas sem iluminação, com o objetivo de simular as variações observadas em condições naturais. Eram consideradas germinadas as cariopses que apresentavam a coleóptile expandida. A primeira contagem foi realizada após sete dias e a última, após 20 dias, conforme especificações do Ministério da Agricultura (1992), exceto nos testes de germinação depois do armazenamento, quando as contagens foram feitas em períodos menores (7, 9 e 14 dias) a fim de se acompanhar a velocidade de germinação. As sementes de *M. minutiflora* extraídas do banco de sementes do solo também foram submetidas ao mesmo teste de germinação, sob as mesmas condições.

Figura 22.6. Fenologia reprodutiva de *Melinis minutiflora*, na Gleba Cerrado Pé-de-Gigante, entre abril de 1997 e abril de 1998.



Análises de variância simples (ANOVA) foram feitas para verificar as variações entre as porcentagens de germinação das sementes em fase de dispersão e após seis meses de armazenamento, e a velocidade de germinação. Os resultados apontaram para uma viabilidade de 76% para as sementes de *M. minutiflora* recém-coletadas e germinação média de 81% (Figura 22.7).

As sementes armazenadas durante seis meses foram submetidas aos testes de viabilidade e germinação sob as mesmas condições dos testes realizados nas sementes recém-coletadas. Após seis meses de armazenamento, a viabilidade e a germinação das sementes foram de 81% e 85,25%, respectivamente (Figura 22.8).

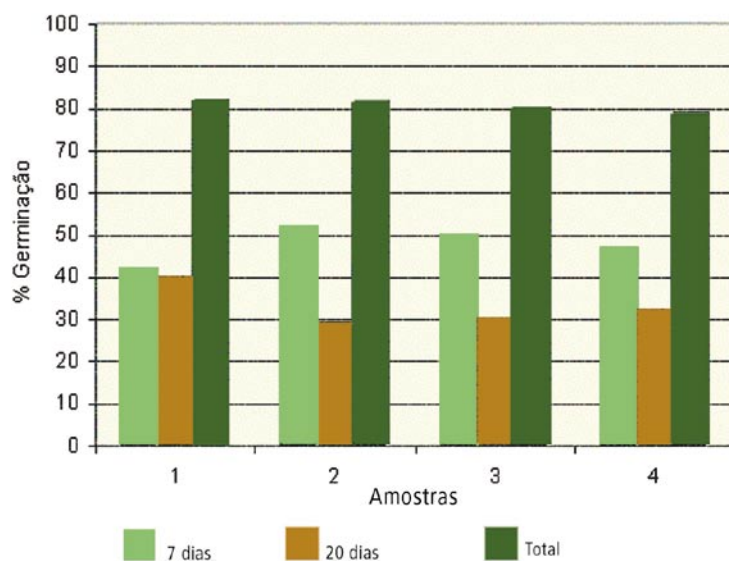
Após seis meses de armazenamento, a viabilidade das sementes de *M. minutiflora* aumentou de 76% (outubro/97) para 81% (março/98), concluindo-se que continuam viáveis mesmo seis meses depois de terem deixado a planta-mãe.

O valor de 76% de viabilidade para as sementes recém-coletadas é considerado alto, evidenciando o grande potencial de germinação das sementes ao chegarem ao solo. Surpreendentemente, a viabilidade aumentou após seis meses, indicando que depois desse período as sementes continuam em processo de matura-

ção e devem permanecer viáveis durante todo o período chuvoso (novembro a fevereiro). Segundo Redrup (1965), as sementes de gramíneas forrageiras tropicais apresentam aumento de viabilidade com o armazenamento, confirmando os resultados observados.

Verificou-se também percentagem maior de germinação após o armazenamento: de 81 % em outubro de 1997, para 85,25% em março de 1998, mas essa diferença não foi significativa segundo a ANOVA ($p=0,3049$). No entanto, os resultados mostram outro fator interessante, ou seja, a velocidade com que se deu a germinação nas duas situações: velocidade de germinação maior para as sementes armazenadas do que para as recém-coletadas. Esse fato pôde ser confirmado quando se comparou a média de germinação nos sete primeiros dias após a semeadura para as sementes recém-coletadas (48%) com a média dos sete primeiros dias para as sementes armazenadas (68,5%), valores significativamente diferentes pela ANOVA ($p=0,0008$). Além disso, a máxima germinação das sementes recém-coletadas ocorreu após 20 dias de semeadura. Para as sementes armazenadas, a germinação praticamente atingiu seu máximo em apenas nove dias (84,75%) e foi muito baixa (0,5%) após 14 dias (Figura 22.8).

Figura 22.7. Percentagem de germinação de sementes recém-coletadas de *Melinis minutiflora* e após 7 e 20 dias da semeadura, em quatro amostras com 100 sementes cada.



Conclui-se que as sementes de *M. minutiflora* apresentam ligeira dormência até um mês depois da colheita. Essa dormência, porém, foi naturalmente superada com o tempo de armazenamento, resultando em maior percentagem e velocidade de germinação após seis meses, processo denominado pós-maturação. Os resultados dessa pesquisa concordam com os de outros autores que estudaram a germinação de *M. minutiflora* após um ano de armazenamento (Andrade, 1983).

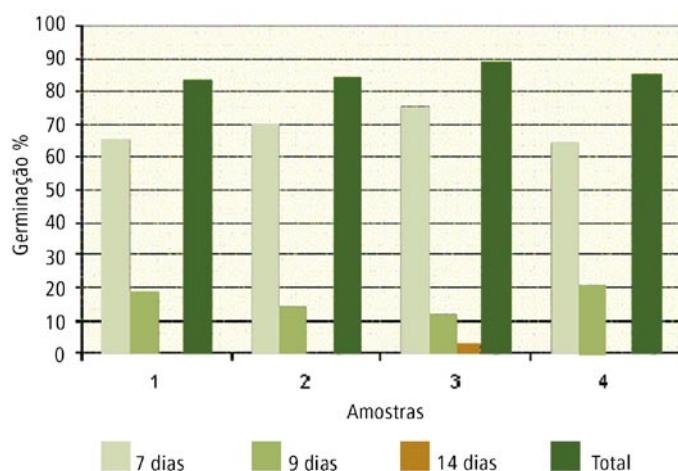
Com relação à percentagem de germinação de *M. minutiflora* aqui encontrada, Coutinho e Hashimoto (1971) e Andrade (1983) revelam valores similares – 80% e 79%, respectivamente –, confirmando a alta capacidade de germinação dessa espécie. A germinação de *M. minutiflora* supera, ainda, a de outras gramíneas forrageiras de origem africana, como *Andropogon gayanus* e *Brachiaria decumbens*, que possuem sementes com maiores períodos de dormência (Klink, 1996).

As altas percentagens de germinação e viabilidade das sementes de *M. minutiflora* poderiam explicar seu sucesso reprodutivo frente às espécies nativas do cerrado. No entanto, Klink (1996) bem observou que, sob condições de laboratório, também as sementes das gramíneas nativas do cerrado apresentam altas taxas de viabilidade e germinação: 80% e 70%, respectiva-

mente, para *Echinolaena inflexa* e *Paspalum erianthum* após 20 dias de semeadura, e 70% para *Schizachyrium tenerum* após 7 meses de armazenamento. As taxas de viabilidade também foram altas nos dois primeiros casos, 90% e 75%, respectivamente. Esses resultados demonstram que as espécies nativas também possuem um alto potencial de germinação.

Assim, pode-se inferir que o sucesso reprodutivo das gramíneas africanas não está somente relacionado às altas taxas de germinação mas também ao seu ciclo reprodutivo e à quantidade de sementes produzida. No caso de *M. minutiflora*, seu ciclo reprodutivo está relacionado ao ciclo das chuvas, pois a dispersão das sementes ocorre no final da estação seca e as sementes permanecem dormentes no solo por cerca de seis meses. Após esse período, as sementes apresentam máxima capacidade de germinação, coincidindo com a época de maior disponibilidade hídrica, evidenciando uma estratégia de estabelecimento bastante vantajosa (Klink & Morosini, 1997). Por outro lado, algumas espécies de gramíneas nativas, como *Echinolaena inflexa*, *Tristachya leiostachya*, *Axonopus barbigerus* e *Schizachyrium tenerum*, iniciam seus ciclos reprodutivos na estação chuvosa e os concluem na seca. Esse fato conduz à suposição de que suas cariopses apenas

Figura 22.8. Percentagens de germinação das sementes de *Melinis minutiflora* armazenadas por seis meses, após 7, 9 e 14 dias de semeadura.



germinarão na estação chuvosa do ano seguinte, certamente representando uma desvantagem para essas espécies nativas, que possivelmente apresentarão populações menores do que as de *M. minutiflora*. Além disso, as sementes das espécies nativas, permanecendo por períodos maiores no solo, ficam mais suscetíveis à predação e requerem mais reservas nutritivas, o que é custoso para a planta. Assim, elas tendem a produzir menor quantidade de sementes e com maior capacidade de sobrevivência por longos períodos, ao contrário do que ocorre com as africanas, que produzem uma quantidade enorme de pequenas sementes, sem reservas, porém com grande capacidade de dispersão, germinação, e ainda sincronizadas com o período chuvoso, como é o caso de *Melinis minutiflora*.

Viabilidade do banco de sementes de *Melinis minutiflora*

Apesar de *M. minutiflora* ter sido dominante no banco de sementes do Cerrado Pé-de-Gigante, as sementes dessa espécie retiradas do banco de sementes do solo apresentaram baixa germinação (0,25%). Conclui-se que seu banco de sementes não estava viável ao longo do ano estudado. De acordo com Andrade (1983), as sementes de *M. minutiflora* atingem o máximo de germinação até seis meses após a dispersão e, após nove meses, as sementes tendem a deteriorar-se. Apesar de esses dados se referirem a condições de laboratório, a mesma situação pode repetir-se no campo.

A perda de sementes de *M. minutiflora* no banco de sementes do solo é muito grande, pois suas sementes são pequenas e frágeis, sendo, provavelmente, suscetíveis a processos de abrasão, dessecação e predação. No entanto, a altíssima produção de sementes, com alta capacidade de germinação desde a fase de dispersão até seis meses após esse período, compensa tais perdas.

Considerações finais

Os resultados obtidos em relação às estratégias reprodutivas de *Melinis minutiflora* corroboram sua grande capacidade de invadir áreas naturais abertas, como os cerrados e campos brasileiros. Esses dados, obtidos em campo e em laboratório, são muito importantes para subsidiar o manejo dessa espécie, na situação de invasora biológica, uma vez que quase a totalidade dos estudos até agora realizados com gramíneas africanas no Brasil teve o enfoque pecuarista, com o objetivo de aumentar a produtividade e o vigor dessas espécies, ou seja, o inverso da perspectiva conservacionista.

Estudos voltados ao manejo de invasoras biológicas ainda são escassos na literatura, especialmente, no Brasil, onde o assunto é ainda muito recente no meio científico. No caso do controle de gramíneas africanas, é preciso tentar diversas técnicas de manejo – mecânicas, químicas ou biológicas – para sua utilização segura em unidades de conservação. Algumas possibilidades são aventadas no Capítulo 23. Entretanto, além de ações efetivas de manejo *in loco*, também é primordial que políticas nacionais para o transporte e a introdução de espécies exóticas sejam implantadas, envolvendo desde o esclarecimento e a educação da população até medidas efetivas de fiscalização.

Referências Bibliográficas

- ALBRECHT, H. & PILGRAM, M. 1997. The weed seed bank of soils in a landscape segment in southern Bavaria-II. Relation to environmental variables and to surface vegetation. *Plant Ecology* 131: 31-43.
- ANDRADE, R. V. 1983. Épocas de colheita, produção e qualidade de sementes de capim-gordura. *Revista Brasileira de Sementes, Brasília* 5: 9-22.
- ASNER, G. P. & BEATTY, S. W. 1996. Effects of an African grass invasion on Havaian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant & Soil* 186: 205-211.
- BARUCH, Z.; LUDLOW, M. M. & DAVIS, R. 1985. Photosynthetic responses of native and introduced C4 grasses from Venezuelan savannas. *Oecologia* 67: 388-393.
- CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A. & VALADARES, J. M. A. S. 1986. Métodos de análise química e física de solos do Instituto Agrônomo do Estado de São Paulo. Campinas, Boletim Técnico 106. IAC.
- CHAMBERS, J. C. & MACMAHON, J. A. 1994. A day in the life of a seed: Movements and Fates of Seeds and Their Implications for Natural and Managed Systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 25: 263-292.
- COUTINHO, L. M. & HASHIMOTO, F. 1971. Sobre o efeito inibitório da germinação de sementes produzido por folhas de *Calea cuneifolia* DC. *Ciência e Cultura* 23: 759-764.
- COUTINHO, L. M. 1982. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado - os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a sua invasão pelo capim-gordura. *Revista Brasileira de Botânica* 42: 147-153.
- CRONK, Q. C. B & FULLER, J. L. 1995. *Plant Invaders*. London, Chapman & Hall.
- D'ANTONIO, C. M. & VITOUSEK, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 23: 63-87.
- FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África. *Cadernos de Geociências* 5:57-63.
- FREITAS, G. K. 1999. Invasão biológica pelo capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) em um fragmento de Cerrado (A.R.I.E Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP). Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- HUGHES, F. & VITOUSEK, P. M. 1993. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Oecologia* 93: 557-563.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M.; TUNISON, T. 1991. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Ecology* 72:743-746.
- KLINK, C. A. & MOROSINI, I. B. A. 1997. Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no desenvolvimento de plântulas de embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul.) In: LEITE, L. L. & SAITO, C. H. (org.) *Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado-Trabalhos selecionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil* (Brasília, 6-11/10/96). Brasília, Universidade de Brasília.
- 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.
- MCNELLY, J. A.; MOONEY, H. A.; NEVILLE, L. E.; SCHEL, P. & WAAGE, J. K. (eds) 2001. *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, Switzerland & Cambridge, UK.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. 1992. Regras para análise de sementes. Brasília, Ministério da Agricultura e Reforma Agrária, Secr. Nacional de Defesa Agropecuária, Depto. Nacional de Defesa Vegetal-CLAV.
- ODGERS, B. M. 1994. Seed banks and Vegetation of Three Contrasting Sites in an Urban Eucalypt Forest Reserve. *Australian Journal of Botany* 42: 371-382.
- PARSONS, J. J. 1972. Spread of African pasture grasses to the American Tropics. *Journal of Rangeland Management* 25:12-17.
- PIVELLO, V. R., SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 8:1281-1294.
- REDRUP, J. 1965. An approach to the commercial production of the tropical pasture plants. In: *Anais do 9º Congresso Internacional de Pastagens*, São Paulo, SP. 1: 521-526.
- WILLIAMS, D. G. & BARUCH, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions* 2: 123-140.
- WILLIAMSON, M. 1996. *Biological Invasions*. London, Chapman & Hall.
- WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (eds) 2001. *Invasive Alien Species: A toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
-



