Elizabeth Gorgone Barbosa

Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas

São Paulo
2009

Elizabeth Gorgone Barbosa

Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestre em Ciências, na Área de Ecologia de Ecossistemas Aquáticos e Terrestres.

Orientador(a): Drª Vânia Regina Pivello

São Paulo
2009

Ficha Catalográfica

Barbosa, Elizabeth Gorgone

Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas

Número de páginas: 83

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia, 2009.

1. Invasão biológica; 2. manejo; 3. *Urochloa decumbens*; 4. *Melinis minutiflora*; 5. controle; 6. cerrado; 7. gramíneas

Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora

_____

Prof(a). Dr(a).

_____

Prof(a). Dr(a).

_____

Profa. Dra. Vânia Regina Pivello
Orientadora

Dedico este trabalho aos meus pais e a todos os meus amigos que me apoiaram e acreditaram que eu conseguiria chegar até aqui.

"Sertão. Sabe o senhor: sertão é onde o pensamento da gente se forma mais forte que o poder do lugar. Viver é muito perigoso..."

João Guimarães Rosa - "Grande Sertão Veredas"

Agradecimentos

À Vânia Regina Pivello pela orientação regada de bastante paciência e dedicação, pela confiança e amizade.

Ao Departamento de Ecologia do Instituo de Biociências, da Universidade de São Paulo, pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

À toda minha família por todo carinho e apoio, especialmente aos meus pais, Sueli e Olivar, e ao meu irmão, Leandro, por sempre darem "corda" e TODO suporte necessário para realização dos meus sonhos.

Ao Pedro pela força e companheirismo nos momentos finais, e principalmente, por ter deixado minha vida mais colorida e completa.

À Neotropical Grasslands Conservancy pelo apoio através do Derald G. Langham Memorial Grant, e à CAPES pelo apoio financeiro.

Aos professores Dr. Paulo Inácio de Knegt Lopes de Prado e ao Dr. Sérgio Tadeu Meirelles pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos professores Dr. Alexandre Adalardo de Oliveira por me ajudar a entender o "Resampling" e pelas valiosas sugestões no exame de qualificação e ao Dr. Jean Paul Metzger também pelas sugestões na qualificação.

Ao diretor do Parque Estadual do Vassununga, Héverton Ribeiro e aos diretores da Estação Ecológica de Itirapina, Honório Fachim (antes) e Paulo Ruffino (depois), por possibilitarem a realização deste trabalho.

À todas as pessoas que me ajudaram MUITO no campo: Zé Mário (sempre disponível), Sr. Antônio (Crema), Waldonézio, Sr. Maurício, Sr. Pedro, Zinho, Márcio, Daniela, Daniel, Talita, Carol, Giordano (primeiríssima viagem), Lê, Pedro, Rita, Thiago e minha mãezinha (que também ajudou no campo).

Ao Alê pela amizade e parceria na parte do cálculo dos custos, sem contar as revisões no texto.

Ao Lê pela amizade, pelas conversas, por ter revisto o texto deste trabalho e pela figura da área de estudo e pela parceria nos modelos.

À Dani e ao Ti, minha dupla de três, pela companhia e amizade durante todas as fases dessa dissertação e por e por me fazerem rir quando eu mais precisei.

Ao Victor pela companhia e pelas horas de estudos que precederam minha entrada no mestrado e por todo apoio e incentivo desde o início, especialmente nos momentos difíceis.

Aos meus queridos amigos da USP por todo o apoio, pela companhia, pelas conversas sérias e conversas nada sérias, pelas risadas e por todo o incentivo: Lê , Dani Castro (também pelas revisões), Alê, Talita, Imma, Ana, Gió, Mari, Carol, Dani Petenon, Flávia, Klécia, Marcão, Hipólito e Tiagão.

Aos meus queridos amigos da graduação e escola por fazerem parte da minha vida, por todo apoio e companhia em todos os momentos e por sempre torcerem por mim: Grá, Rita, Carol (agora Radaiki), Rê, Sheilinha, Felipe, Tércio, Erikinha, Carol (desde muito cedo).

À todos os funcionários do Departamento de Ecologia IB-USP, Biblioteca e Seção de Alunos da Pós-Graduação.

E à todas as pessoas que por um motivo ou outro acabei esquecendo...

Índice

Resumo.....01

Abstract.....02

1. Introdução.....03

1.1. Invasão Biológica.....03

1.2. A invasão biológica no Cerrado.....07

1.3. Manejos e alternativas de controle para plantas invasoras.....10

2.Objetivos e Justificativa.....16

2.1. Obejtivos.....16

2.2.Justificativa.....16

3. Materiais e Métodos.....18

3.1. Áreas de Estudo.....18

3.1.1. Cerrado Pé-de-Gigante.....18

3.1.2. Estação Ecológica de Itirapina.....19

3.2. Espécies Estudadas.....20

3.2.1. *Urochloa decumbens*.....20

3.2.2. *Melinis minutiflora*.....21

3.3. Delineamento experimental.....21

3.4. Análise dos dados.....28

3.5. Cálculo dos custos dos tratamentos.....29

4. Resultados.....34

4.1. Eficiência dos diferentes manejos.....34

4.2. Estimativas de custo de cada tratamento.....44

5. Discussão.....49

5.1. Eficiência das diferentes técnicas de

manejo sobre as gramíneas invasoras.....49

5.1.1. Cortes com ou sem revolvimento do solo.....49

5.1.2. Abafamento.....58

5.1.3. Sombreamento.....60

5.2. Custo dos Tratamentos.....61

6. Conclusões e Considerações Finais.....67

7. Bibliografia.....70

Resumo

Nos cerrados brasileiros, várias gramíneas africanas foram introduzidas, tornando-se invasoras e ameaçando a biodiversidade nativa. É, portanto, imprescindível a elaboração de medidas para seu controle. O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência e o custo de diferentes métodos para o controle das gramíneas invasoras *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*, em unidades de conservação de proteção ao cerrado. O trabalho foi desenvolvido no Cerrado Pé-de-Gigante e na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil), onde foram selecionadas seis manchas com dominância de *U. decumbens* e seis com *M. minutiflora*. Em cada mancha, aplicou-se um bloco randômico com os tratamentos: corte raso, uma vez (CRI, nov/2007) e duas vezes (CRII, nov/2007 e mar/2008), corte e revolvimento do solo, uma vez (CRSI, nov/2007) e duas vezes (CRSII, nov/2007 e mar/2008), sombreamento (SOM), abafamento (ABF), estes aplicados em julho/2007, permanecendo cobertos respectivamente com tela de nylon e lona até mar/2008. Ao final do experimento (jul/2008), a biomassa das parcelas foi cortada e separada em categorias (graminóides nativas, *U. decumbens*, *M. minutiflora*, dicotiledôneas). As análises basearam-se em testes de permutação. Posteriormente, foram calculados os custos de cada tratamento com mão-de-obra, materiais, ferramentas, transporte e descarte para o manejo das áreas. Para *U. decumbens*, os tratamentos mais eficientes para reduzir sua biomassa foram ABF, CRII e CRSII, sendo o ABF economicamente viável apenas para manejo de pequenas infestações; para áreas maiores, os tratamentos de corte mostram uma melhor relação benefício/custo. Para *M. minutiflora*, ABF, CRII, CRSII e CRSI são eficientes em reduzir sua biomassa e o tratamento CRSI é o que possui maior relação benecífio/custo, portanto, o mais viável para o controle de desta gramínea.

Abstract

Management efficiency to control two invasive grasses in cerrado fragments, in São Paulo State

Several African grasses introduced in the Brazilian savannas for cattle feeding became invasive, and now they severely threaten the native biodiversity. It is, therefore, fundamental to look for effective methods to control them. The objective of this study was to evaluate the efficiency and cost of different management techniques to control the invasive grasses *Urochloa decumbens* and *Melinis minutiflora*. The study was conducted in the Cerrado Pé-de-Gigante and Itirapina Ecological Station (SP, Brazil). Six plots dominated by *U. decumbens* and six by *M. minutiflora* were selected and a random block design was applied including the treatments: clipping once (CRI, nov/2007) and twice (CRII, nov/2007 and mar/2008), clipping and soil digging once (CRSI, nov/2007) and twice (CRSII, nov/2007 and mar/2008), shading (SOM), mugging (ABF), being the last two applied in July/2007 and remained covered until mar/2008, respectively with nylon mesh and canvas. At the end of the experiment (jul/2008), all biomass in the blocks was cut and separated into categories (native grasses, *U. decumbens*, *M. minutiflora* and dicotyledons). The analyses were based on permutation tests. The cost of each treatment was calculated taking into account materials, tools, labor, transportation and discharge. The most effective treatments to reduce *U. decumbens* biomass were ABF, CRII and CRSII, being ABF economically viable only for small patches; the double-clipping treatments showed best benefit/cost value in large areas. The treatments ABF, CRII, CRSI and CRSII were effective in reducing *M. minutiflora* biomass, being CRSI the one which showed a best benefit/cost value; therefore, clipping and digging is the best way to control that grass.

1. Introdução

1.1. Invasão Biológica

A invasão biológica é caracterizada pela entrada, posterior estabelecimento e disseminação de uma espécie exótica em um ambiente previamente não ocupado por ela, geralmente impedindo o restabelecimento das espécies nativas e trazendo impactos negativos à biota e/ou ao meio físico nas áreas invadidas (Mack 1996; Prieur-Richard & Lavorel 2000; Ogden & Rejmánek 2005).

Charles Darwin foi um dos primeiros pesquisadores a se preocupar com o problema. Em 1860, Darwin registrou a ocupação dos pampas argentinos e chilenos pela planta *Cynara cardunculus* (Asteraceae), originária do Marrocos. Porém, somente em 1958, foi publicado o primeiro livro sobre o assunto, por Charles Elton, *The ecology of invasions by animals and plants* (Elton 1958) e, a partir disso, os estudos sobre o tema vêm se expandindo (Puth & Post 2005; Petenon & Pivello 2008).

É possível que as espécies se dispersem e ultrapassem as barreiras naturalmente, colonizando os novos habitats, que constitui um importante componente dos processos evolutivos ao longo da história geológica. Mas, atualmente, esse processo vem sendo facilitado pela presença humana e a grande maioria das invasões ocorre devido às atividades antrópicas, de comércio, agricultura e viagens (Willianson 1996).

As primeiras transferências de espécies vegetais de uma região do Planeta para outra tiveram a finalidade de suprir necessidades agrícolas, florestais, além de outras de uso direto. Por exemplo, há registros de espécies de plantas que se tornaram invasoras devido aos descuidos ocorridos durante a troca de sementes entre os jardins botânicos de diferentes países, que possibilitaram a invasão de

novos habitats por essas plantas, como ocorreu com a *Fallopia japonica* (Polygonaceae), espécie japonesa introduzida na Inglaterra em 1825, e que vem sendo um problema na região até hoje (Beerling *et al.* 1994).

Com o aumento da economia global, das importações e exportações, da troca entre países e da comercialização de plantas ornamentais, a introdução de espécies exóticas intensificou-se, sendo que hoje tornou-se quase impossível evitar esse fenômeno (McNeely 2000).

As introduções podem ser acidentais ou intencionais, como no caso de espécies de interesse econômico. Por exemplo, a espécie de gramínea *Urochloa decumbens* (braquiária) foi trazida da África com finalidade forrageira para os pastos brasileiros e expandiu-se, tornando-se uma das invasoras do cerrado que vem gerando sérias preocupações do ponto de vista ecológico (Pivello *et al.* 1999-a).

Juntamente com a fragmentação de habitats, a invasão biológica é uma das maiores ameaças à biodiversidade em ecossistemas naturais, produzindo alterações significativas na composição, estrutura e processos dos ecossistemas, causando, muitas vezes, a extinção de espécies nativas (D' Antonio & Vitousek 1992; Cronk & Fuller 1995).

A invasão biológica bem sucedida pode ser resumida em quatro etapas: i) <u>introdução</u> da espécie ao novo habitat; ii) <u>colonização</u> <u>inicial</u>; iii) <u>estabelecimento com sucesso</u> na área introduzida; iv) <u>dispersão</u> e <u>disseminação secundária</u> para novos habitats (Sakai *et al*. 2001).

Algumas espécies apresentam indivíduos que sobrevivem após a introdução, conseguem colonizar o ambiente e se estabelecem, superando obstáculos de reprodução e sustentando diversas gerações. Porém, somente as espécies que se disseminarem e se expandirem com grande abundância e densidade se tornarão invasoras, causando impactos negativos à biota local (Richardson *et al*. 2000).

Parece haver um consenso entre os pesquisadores de que a porcentagem de espécies introduzidas, que se tornam invasoras, é baixa. Willianson (1996) estima em 10% a chance de uma espécie exótica estabelecer-se e, dentre as já estabelecidas, em apenas 10% de tornarem-se invasoras. Já outros autores estimam em 35% a porcentagem de espécies estabelecidas que se tornam invasoras (Logde 1993).

O sucesso da invasão pode estar relacionado a vários fatores ligados às características das espécies (capacidade de invasão) e/ou às características do ambiente (suscetibilidade à invasão) (Londsdale 1999).

Há uma variação nos atributos da história de vida de uma espécie que afeta a capacidade de invasão em diferentes ambientes (Rejmánek *et al*. 2004), porém, em geral, as espécies de plantas que se tornam invasoras possuem grande capacidade de reprodução sexuada e vegetativa, produzem grandes quantidades de sementes de fácil dispersão, apresentam altas taxas de germinação e crescimento, alta eficiência fotossintética e no uso dos nutrientes, e muitas delas são capazes de produzir substâncias alelopáticas (D'Antonio & Vitousek 1992). Além disso, pode haver uma rápida dinâmica genética e evolutiva que altera as habilidades competitivas das espécies exóticas (Siemann & Rogers 2001). As características citadas são muito importantes no processo de colonização, competição com as espécies nativas e disseminação após o estabelecimento; conseqüentemente, as invasoras se expandem rapidamente e provocam fortes alterações no novo ambiente, modificando-o de diversas maneiras (D'Antonio & Vitousek 1992).

A suscetibilidade à invasão é influenciada por condições abióticas (como o clima), pelo regime de perturbações, pela diversidade de espécies, pela capacidade competitiva das espécies nativas (Lonsdale 1999), pela presença ou não de predadores, patógenos e mutualistas (Davis *et al.* 2000). A ausência de inimigos naturais no local invadido, por exemplo, tende a aumentar a tolerância das

espécies introduzidas à herbivoria e sua capacidade de regeneração (Keane & Crawley 2002).

Segundo Byers *et al*. (2001), os efeitos de uma espécie invasora podem ser em nível de:

(i) indivíduo, causando a redução do crescimento ou reprodução;

(ii) tamanho, estrutura e composição genética da população, causando extinção de espécies;

(iii) composição e estrutura da comunidade, e processos dos ecossistemas, pois ao atingirem alta densidade e dominância na comunidade invadida, são capazes de modificar diversos fatores, entre eles a composição do solo, a ciclagem de nutrientes, a produtividade, o microclima, o ciclo de fogo, a disponibilidade de luz, água e recursos alimentares para a fauna nativa e as relações interespecíficas na comunidade, causando grande impacto e ameaçando a biodiversidade nativa (Hughes *et al*. 1991; D'Antonio & Vitousek 1992; Hughes & Vitousek 1993; Cronk & Fuller 1995; Mack *et al.* 2000).

A espécie arbórea *Myrica faya* (Myricaceae), fixadora de nitrogênio e nativa de ilhas da Oceania, Açores, Ilhas Canárias e Madeira, por exemplo, foi introduzida como ornamental no Havaí no final do século passado por imigrantes portugueses e, atualmente, coloniza as regiões vulcânicas e as florestas nativas semi-abertas, aumentando em quatro vezes a quantidade de nitrogênio no solo, produzindo grande quantidade de serrapilheira e alterando, com isso, a ciclagem de nutrientes no ecossistema (Willianson 1996). O mesmo processo ocorre em savanas australianas invadidas pela gramínea *Andropogon gayanus*, pois ela aumenta excessivamente a produção de biomassa no ambiente, alterando também a ciclagem do nitrogênio, a estrutura da vegetação e a dinâmica do ciclo de fogo (Rossiter *et al.* 2003).

Outro modo de medir os impactos da invasão é considerar os efeitos na economia como, por exemplo, os custos com o controle e erradicação da invasora (Parker *et al.* 1999), ou a valoração dos ambientes naturais. A quantificação dos prejuízos e perdas da biodiversidade por causa das invasões é polêmica e difícil de ser calculada, pois apenas uma pequena parte da biodiversidade mundial foi identificada e descrita até o momento (Pimentel 2002).

Assim, a melhor estratégia contra as invasões biológicas é a prevenção, fazendo-se necessário o uso de tecnologias (modelos e programas) e informações sobre as espécies (características intrínsecas), sobre seu habitat nativo e características de outros ambientes onde já tornaram-se um problema. Com isso, é possível prever as invasões antes que elas ocorram ou se tornem difíceis de controlar, evitando-se, assim, a progressão dos seus efeitos deletérios à biota nativa. Porém, uma vez que a invasão já ocorreu, são necessárias medidas urgentes de manejo para o controle e, se possível, a erradicação das espécies invasoras no ambiente, para que seja possível conservar a biodiversidade do local e para que os danos causados por essas espécies sejam mitigados.

1.2. A invasão biológica no Cerrado

Embora as invasões biológicas sejam fenômenos mundiais, poucos estudos foram desenvolvidos em ambientes tropicais (Pauchard *et al*. 2004). Petenon e Pivello (2008) verificaram que pouco mais de 7% dos estudos mundiais sobre invasão biológica, no período de janeiro de 1995 a dezembro de 2004, foram realizados nas Américas do Sul e Central, tendo a maioria se concentrado na América do Norte e Europa. A escassez de dados sobre os trópicos atinge todos os processos relacionados à invasão, desde a fase de diagnóstico até o estabelecimento de ações de manejo, passando pela caracterização das espécies invasoras,

comunidades e habitats invadidos, bem como a previsão dos impactos por meio de modelos (Petenon & Pivello 2008).

No Brasil, por exemplo, o problema de invasões biológicas ainda é bem pouco estudado, provavelmente porque o impacto é relativamente lento, pouco evidente nas fases de estabelecimento e dispersão (Freitas 1999).

Nos cerrados brasileiros há uma série de espécies de plantas e animais exóticos que foram introduzidos intencionalmente ou acidentalmente e se tornaram invasores, ameaçando a biodiversidade nativa (Pivello 2008). Dentre os animais, merecem destaque a abelha *Apis mellifera* e, mais recentemente, a lebre européia (*Lepus europaeus*) A *A. mellifera* foi introduzida no Brasil para pesquisa científica e escapou do controle dos laboratórios, espalhando-se por toda a América do Sul (Wittenberg & Cock 2001). Sua invasão é ainda intensificada, pois é comum encontrar caixa dessas abelhas, destinadas a produção de mel dentro ou próximas a fragmentos de cerrado (Tambosi 2008).

A invasão dos cerrados por plantas está bastante ligada aos usos antrópicos a que foram submetidos ao longo dos anos. O cerrado é formado de várias fisionomias abertas, compostas principalmente por gramíneas, e sua vocação utilitária sempre foi voltada à pecuária. Inicialmente, as pastagens eram extensivas e baseadas nas espécies nativas, que foram sendo substituídas por espécies exóticas devido à maior produtividade destas. Após a década de 1970, as áreas de cerrado também começaram a ser exploradas com silvicultura de espécies de *Pinus* e *Eucalyptus* (Pivello 2008) e, atualmente, veem sendo bastante utilizadas para plantação de cana-de-açúcar e outras culturas anuais (Durigan *et al.* 2007). Assim, tornaram-se invasoras dos cerrados do estado de São Paulo o *Pinus elliottii* (pinheiro), principalmente próximos a silviculturas com essa espécie, a pteridófita *Pteridium aquilinum* (samambaião), que é uma espécie ruderal de ampla distribuição em todo o mundo, e as gramíneas de origem africana - especialmente

Melinis minutiflora (capim gordura), *Hyparrhenia rufa* (capim jaraguá), *Panicum maximum* (capim colonião) e *Urochloa* spp. (braquiárias), destacando-se *Urochloa decumbens* - introduzidas como forrageiras para a criação de gado bovino (Pivello 2008).

As gramíneas africanas representam atualmente uma ameaça à integridade e biodiversidade do cerrado (Klink 1994, Klink 1996; Pivello *et al.* 1999-a, 1999-b), principalmente por serem heliófilas e apresentarem metabolismo fotossintético do tipo C4, adaptado para colonização de áreas abertas e ensolaradas, como os campos e cerrados brasileiros (Klink & Joly 1989). Pivello *et al*. (1999-a) verificaram no cerrado Pé-de-Gigante, em São Paulo, que as gramíneas *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* (antigo gênero *Brachiaria*), obtiveram altos valores de importância na comunidade herbácea e ambas foram associadas negativamente à maioria das gramíneas nativas, sugerindo uma pressão competitiva sobre a comunidade herbácea. As espécies de *Urochloa*, principalmente *U. decumbens*, têm se mostrado freqüentes e altamente competitivas em reservas de cerrados no estado de São Paulo (Pivello *et al*. 1999-a; 1999-b), apresentando um potencial alelopático sobre a germinação e o crescimento de outras espécies (Barbosa *et al*. 2008). *Melinis minutiflora* também se mostrou dominante em cerrados paulistas, tanto em relação à biomassa epígea, como ao banco de sementes do solo (Pivello *et al*. 1999-a; 1999-b; Freitas & Pivello 2005).

As espécies de gramíneas invadem o cerrado pelas bordas, estabelecendo-se primeiramente em locais perturbados e depois espalhando-se por toda área (Pivello *et al*. 1999-a; 1999-b). Diversos trabalhos vêm mostrando que o adensamento de gramíneas exóticas nos locais próximos às bordas dos fragmentos nativos remanescentes pode dificultar o acesso à luminosidade das plântulas em regeneração (Aquino & Miranda 2008). A presença de *Melinis minutiflora* na borda da Mata de Galeria pode reduzir a regeneração arbórea e aumentar a freqüência e a

intensidade das queimadas, em virtude do acúmulo de combustível (Hoffmann *et al* 2004).

A presença dessas gramíneas (*Melinis minutiflora*, *Hyparrhenia rufa*, *Panicum maximum* e *Urochloa* spp.) é quase certa em qualquer unidade de conservação criada para proteger ecossistemas de cerrados (Pivello *et al*. 1999-b). É, portanto, fundamental que se busque alternativas eficientes para o manejo dessas invasoras, a fim de controlar ou amenizar seu impacto em áreas remanescentes da biodiversidade nativa.

Algumas alternativas para o controle de gramíneas invasoras no cerrado têm sido sugeridas (Pivello 2006), mas estudos experimentais estão apenas iniciando (Martins 2006).

1.3. Manejos e alternativas de controle para plantas invasoras

O manejo de uma população de espécie invasora consiste em intervenções para afetar as taxas de crescimento, sobrevivência e fecundidade, com o intuito de diminuir sua abundância e controlar a sua expansão e dispersão na área. Para essas intervenções, são utilizadas diversas técnicas de manejo, também conhecidas como métodos de controle (Myers & Bazely 2003).

Os métodos de controle devem ser embasados em estudos científicos e bem elaborados; devem ainda estar de acordo com as características da espécie a ser manejada e as características do ambiente onde ela se encontra, para que sua aplicação não traga problemas e perturbações ainda maiores nas comunidades e ecossistemas invadidos. Desta forma, os métodos de controle podem ser desde preventivos, ou seja, aplicados anteriormente à infestação de uma espécie exótica, até mitigatórios. Estes últimos são os mais aplicados, uma vez que a prevenção da introdução e expansão da maioria das espécies nem sempre é feita a tempo e,

quando o problema é percebido, a invasão já está bastante avançada e são necessárias intervenções para retroceder o processo (Grove 1989).

O controle de espécies exóticas pode ser feito a partir da prevenção da entrada de uma espécie em um país ou em uma região. Tal método é uma política de exclusão aplicada por legislação. As legislações pertinentes são estabelecidas por meio de registros de invasões bem sucedidas em outras partes do mundo ou em outras regiões e avaliações de risco de espécies potencialmente invasoras. Assim, estas espécies seriam proibidas de entrar no país, ou ainda, autorizadas com restrições de áreas e freqüente monitoramento das populações (Grove 1989). Atualmente, as avaliações de risco e legislações que regem a introdução de novas espécies em muitos países, como nos EUA, têm sido mais severas e adequadas.

Quanto aos métodos mitigatórios, estes podem ser: físicos ou mecânicos (fogo, arranquio, corte), químicos (uso de herbicidas) ou através de controle biológico (Wicks *et al.* 1995).

O controle biológico é um processo natural de regulação populacional que faz uso de inimigos naturais e consiste no emprego de um organismo (predador, parasita ou patógeno) para reduzir suas taxas de crescimento, sobrevivência e fecundidade da espécie invasora, efetivando o controle desta população no ambiente (Macedo & Bredow 2004). Se o sucesso de invasão de uma determinada espécie for devido à falta de herbívoros especializados e doenças no novo habitat, a introdução dos inimigos naturais deve corrigir esse problema (Myers & Bazely 2003). O controle de *Opuntia* spp. (Cactaceae) pelo inseto herbívoro *Cactoblastis cactorum* em vários países é, provavelmente, o exemplo mais conhecido de controle biológico bem sucedido (Grove 1989). No entanto, em sua revisão sobre controle biológico do gênero *Lantana* (Verbenaceae), Broughton (2000) verificou em várias localidades a introdução de pelo menos 20 espécies de inimigos naturais e nenhuma obteve sucessos significativos para seu controle. A prática do controle

biológico aumenta a introdução de espécies exóticas nos ambientes e, por isso, existem controvérsias a respeito do seu uso. Estas espécies podem oferecer riscos ao ambiente, uma vez que o agente controlador pode afetar também espécies nativas e/ou se tornarem também espécies invasoras.

Também há controvérsia quanto ao uso de métodos de controle químico em ambientes naturais, devido aos riscos de contaminação das águas, solo e danos que podem causar às outras espécies, sendo indicada sua utilização apenas em alguns casos (Art 1996). Porém, o controle químico é amplamente utilizado para redução de crescimento e desenvolvimento de plantas invasoras em áreas agrícolas. Esse controle é feito, por meio da aplicação de herbicida, normalmente de curta duração e espécie-específico, sendo na maioria das vezes muito eficaz (Derr 2008). Em Barrington Tops National Park, no leste da Austrália, a aplicação de herbicida no arbusto europeu *Cytisus scoparius* (Fabaceae) evitou que essa espécie se expandisse, porém o efeito é somente temporário, após a aplicação a espécie é capaz de se reestabelecer (Odom *et al*. 2003). Brown *et al.* (2002) testaram o controle de *Lachenalia reflexa (*Hyacinthaceae) com dois tipos de herbicidas (Glifosato e Metilsulfuron), o controle com glifosato não foi significativo, porém, o metilsufuron reduziu a cobertura da invasora em 65%.

Em comparação aos outros métodos, os métodos de controle físico/mecânico requerem mais mão-de-obra em sua aplicação, além de constante monitoramento dos seus efeitos. Porém, quando aplicado de maneira adequada, não apresenta nenhum risco ao habitat manejado (Hobbs & Humphries 1995). Estes métodos podem incluir diversas técnicas de interferência, como corte (apenas de partes da planta ou de todo o indivíduo), arranquio manual das plantas (adultas ou plântulas), queima, manipulação física do solo (abafamento), sombreamento, entre outras (Luken 1990).

O arranquio-manual é provavelmente o método mais antigo para controle de espécies indesejadas (Hanson 1996). É freqüentemente utilizado quando a invasão não é muito grande, tendo o potencial de ser efetivo, como foi o caso do controle do arbusto sul-africano *Chrysanthemoides monilifera* (Asteraceae) em parques urbanos da Austrália (Groove 1989). Embora efetivo, esse método requer uma mão-de-obra intensiva e pode apresentar a desvantagem de revolver o solo, causando perturbações que podem estimular ainda mais a disseminação de algumas espécies (Freitas 1999).

O abafamento consiste em cobrir o solo com algum tipo de material, podendo este ser palha seca de gramíneas, pedaços de troncos de árvores, filme plástico etc. É utilizado, principalmente, para prevenir a germinação de sementes e estabelecimento de plântulas de espécies invasoras, pois a cobertura bloqueia a luz do sol, alterando também a temperatura e umidade do solo (Hanson 1996).

Outro método físico para o manejo de espécies invasoras é o fogo. O fogo é um agente natural em muitos ecossistemas e é determinante na evolução dessas vegetações, como por exemplo, na vegetação de savanas e de cerrados (Coutinho 1990). Por essa razão, o uso do fogo pode ser interessante em ambientes já adaptados a ele, promovendo assim, o aumento da capacidade competitiva das espécies nativas em relação às invasoras, aumentando a aptidão das nativas e prejudicando a sobrevivência das espécies invasoras (Pivello 2006). Plantas nativas e exóticas tendem a responder de maneiras bem distintas às freqüências e intensidades das queimadas, desta forma, é comum que espécies invasoras apresentem vantagens em relação às espécies nativas na ausência do fogo, mas sejam incapazes de regenerar depois da queima (Freckleton 2004). Gillespie e Allem (2004), nos campos do sudeste da Califórnia, verificaram que o fogo diminui a fecundidade e inibe o desenvolvimento das sementes de algumas espécies exóticas, favorecendo a competição pelas nativas. No entanto, tem sido observado

que o fogo pode estimular o crescimento de gramíneas invasoras em savanas e cerrados, como é o caso da *Urochloa decumbens* (D´Antonio & Vitousek 1992; Filgueiras 1990). Já no caso de *Melinis minutiflora*, gramínea invasora em diversas regiões na América do Sul, há controvérsia quanto à sua resistência ao fogo (Asner & Beatty 1996; D´Antonio & Vitousek 1992).

A utilização de corte e/ou roçada, também é um método mecânico bastante utilizado para o controle das espécies invasoras, especialmente para espécies anuais, que tendem a ser mais sensíveis a cortes, principalmente quando esses são realizados antecedendo a floração (Hanson 1996). O corte tem o objetivo de simular a herbivoria parcial ou total das espécies invasoras, a fim de diminuir as taxas de sobrevivência e fecundidade da população. Antonsen e Olsson (2005), por meio de experimentos de manejo para restauração de uma formação boreal, verificaram que o tratamento de corte aumentou a riqueza e a diversidade de espécies na área estudada. Já Hansen e Wilson (2006) verificaram, em seu estudo de manejo da gramínea invasora *Agropyron cristatum,* que as populações submetidas ao tratamento de corte mantiveram sua taxa de crescimento intrínseca estável, porém, foi evidenciado um efeito negativo acumulativo, pois as populações cortadas não produziram sementes no segundo ano de tratamento.

No controle de gramíneas, o corte pode resultar em respostas variadas no crescimento, dependendo da freqüência e intensidade em que são realizados (Wicks *et al.* 1995). Em sistemas de pastejo, as gramíneas possuem dois tipos de resposta ao desfolhamento: mecanismos de impedimento e mecanismos de tolerância. Os primeiros reduzem a probabilidade de uma planta ser desfolhada pela ação de herbívoros, e os segundos, facilitam seu crescimento após a ocorrência do desfolhamento (Briske 1986). Gramíneas que elevam os meristemas apicais dos perfilhos vegetativos são consideradas menos tolerantes ao desfolhamento, uma vez que estes estão expostos às ações de herbívoros (Branson 1953). Assim como o

pastejo, o corte raso das gramíneas elimina as estruturas aéreas das plantas e, de acordo com posição dos meristemas na planta, isso poderá interferir negativamente no seu crescimento e facilitar o controle dessas espécies.

2. Objetivos e Justificativa

2.1. Objetivos

O presente estudo teve como objetivo fornecer subsídios para o manejo de duas das mais abundantes gramíneas invasoras em unidades de conservação do estado de São Paulo, *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora*, a fim de controlar suas populações já estabelecidas e evitar sua expansão em áreas ainda não atingidas, utilizando métodos mecânicos com baixo custo e baixo risco de contaminação ambiental.

Para isso, foram seguidos os seguintes objetivos específicos:

1. avaliar a eficácia e a eficiência de diferentes métodos mecânicos, a partir de estimativas e comparações da resposta (produção de biomassa) em curto prazo (uma estação de crescimento) das duas espécies de gramíneas a seis tipos de tratamentos ;
2. calcular o custo da aplicação de cada tratamento testado para o controle de *U. decumbens* e *M. minutiflora* , a fim de identificar o tratamento mais viável em relação ao custo/benefício para sua aplicabilidade em unidades de conservação.

2.2. Justificativa

O cerrado brasileiro é considerado um *hotspot* da biodiversidade (alto grau de endemismo, com grande perda de habitat e de diversidade) e resta apenas 20% de sua área total em bom estado de conservação (Mittermeier *et al.* 2004; Klink & Machado 2005). Os cerrados figuram como um dos ambientes mais fortemente invadidos por gramíneas africanas, com grande risco de perda de biodiversidade.

Uma das estratégias para diminuir a perda de biodiversidade e protegê-la é por meio da criação de unidades de conservação, visando proteger as espécies ameaçadas, contribuir para a manutenção máxima da diversidade biológica e para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais (Ministério do Meio Ambiente 2000). Para que esses objetivos sejam atingidos, muitas vezes são necessárias algumas intervenções como, por exemplo, o controle (Pivello 2006) e, se possível, a erradicação das espécies invasoras. Porém, para essas intervenções serem efetivas e não causarem problemas ainda maiores, é necessário um sólido embasamento sobre a dinâmica da comunidade e as condições em que se encontra.

Estudos sobre o controle das gramíneas africanas invasoras ainda são escassos, pois a maioria dessas espécies tem grande interesse econômico e, portanto, a maioria das pesquisas a seu respeito é voltada à melhoria e aumento de sua produtividade (Pivello 2006). Assim, é indispensável a experimentação *in loco* e em laboratório, para se testar técnicas de combate e controle das espécies invasoras, bem como fornecer subsídios efetivos que possibilitem ações de manejo e medidas conservacionistas para os cerrados, no que se refere à invasão por gramíneas exóticas (Pivello 2006). Sem o adequado manejo, as invasões continuarão progredindo rapidamente nos cerrados.

3. Materiais e Métodos

3.1. Áreas de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido em duas unidades de conservação no interior do estado de São Paulo: Cerrado Pé-de-Gigante e Estação Ecológica de Itirapina.

3.1.1. Cerrado Pé-de-Gigante

O Cerrado Pé-de-Gigante é uma das seis glebas que constituem o Parque Estadual de Vassununga (PEV) e está localizado às margens da rodovia Anhanguera (SP-330, Km 255 a 258), no município de Santa Rita do Passa Quatro, a nordeste do estado de São Paulo (aproximadamente 47°37'30''W e 21°37'30''S) (Shida 2000 – Figura 1).

Ocupa uma área de 1.225 ha, com cotas altimétricas entre 590 e 740 m (Mesquita-Júnior 1998), onde encontram-se variações fisionômicas do bioma cerrado – desde campo sujo até cerradão - além de campo úmido, floresta semidecídua e floresta ripária, influenciadas pelo tipo de solo local (Ruggiero *et al.* 2002).

O solo predominante na região é o Neossolo Quartzarênico órtico (álico e eutrópico), mas em algumas áreas é encontrado Neossolo Quartzarênico hidromórfico, Latossolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho (Cooper *et al.* 2005).

Segundo a classificação de Walter (1986), o clima da região pertence ao Zonobioma II, caracterizado por ser tropical úmido-árido, com chuvas estivais (período de estiagem de cinco meses) e precipitação entre 1.100 e 1.200 mm por ano. Esse é um clima típico de savana, com verões úmidos (outubro a março) e invernos secos (maio a agosto).

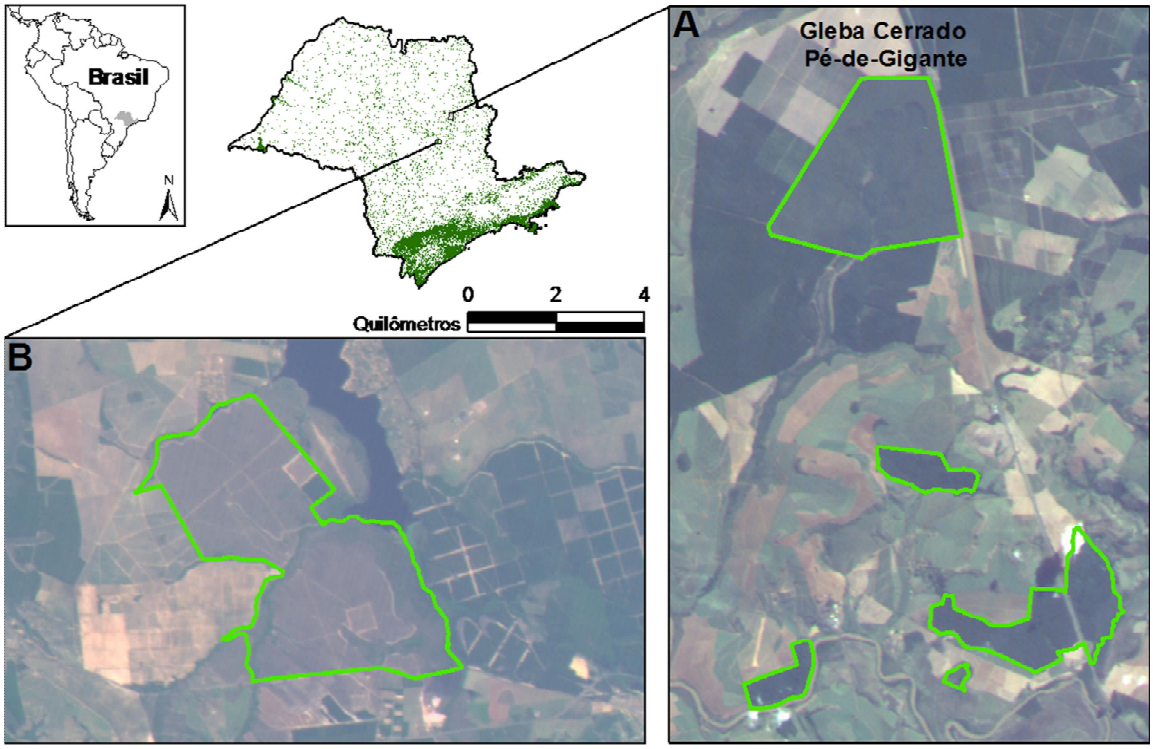

Figura 1. **A.** Localização do Parque Estadual do Vassununga e da Gleba Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP); **B.** Localização da Estação Ecológica de Itirapina (Itirapina, SP). (Figura de Leandro R. Tambosi)

3.1.2. Estação Ecológica de Itirapina

A Estação Ecológica de Itirapina (EEI) localiza-se nos municípios de Itirapina e Brotas, (20º 00′ 22º 15′ S e 47º 45′ 48º 00′W), a aproximadamente 230 Km da Capital do estado de São Paulo (Figura 1).

A área total da Estação é de aproximadamente 2.300 ha, com cotas altimétricas entre 705 e 750 m (SEMA 2000), onde encontram-se predominantemente as fisonomias de cerrado de campo limpo, campo sujo e campo cerrado, além de porções menores de cerrado *sensu-stricto*, mata de galeria e brejos. Algumas porções de campos limpos são alagáveis na estação chuvosa (Mantovani 1987).

O solo é classificado como Latossolo Vermelho Amarelo fase rasa (Ventura *et al*. 1965/66). O clima da região também é classificado como Zonobioma II (Walter 1986), com uma estação seca pronunciada entre abril e setembro (pluviosidade média de 44,2 mm) e chuvosa entre outubro e março (média de 191,2 mm) (Brasileiro *et al.* 2005).

3.2. Espécies Estudadas

3.2.1. *Urochloa decumbens (Stapf) R. D. Webster*

Conhecida popularmente como capim-braquiária, ou somente braquiária, pertence à família Poaceae (Gramineae) e é originária da África do Sul. Foi introduzida no Brasil em meados de 1950, para a formação de pastagens e têm grande importância econômica como forrageira, pois é bastante resistente ao pastejo intensivo e ao pisoteio (Kissmann 1997).

O material introduzido no Brasil pertence a dois cultivares diferentes (Basilisk e IPEAN), que divergem em suas características. O cultivar Basilisk foi introduzido em São Paulo e é constituído por plantas robustas e perenes, com cerca de 1m de altura, eretas, pouco radicantes a partir dos nós, com rizomas curtos, contidos nas touceiras, com folhas rígidas e esparsamente pilosas (Kissmann 1997).

Essa espécie está bem adaptada aos solos do cerrado, apresentando forte capacidade competitiva sobre as herbáceas nativas e até mesmo sobre outras gramíneas invasoras, como *Melinis minutiflora* (Pivello *et al*. 1999a; Barbosa *et al.* 2008). Hoje está disseminada em quase todas as áreas de São Pulo, Minas Gerais e, a região centro-oeste, incluindo áreas de cerrado bem preservadas (Lorenzi 2008).

3.2.2. *Melinis minutiflora* P. Beauv.

Popularmente conhecida como capim-gordura ou capim-meloso, pertence à família Poaceae (Gramineae) e é originária do leste da África (Bogdan 1977). Sua introdução no Brasil provavelmente foi acidental (Filgueiras 1990) e, posteriormente, a espécie passou a ser utilizada como forrageira, por ser uma planta rústica e de rápido crescimento.

É uma planta perene, herbácea, ereta, formando touceiras, de colmos com nós pilosos e avermelhados, podendo medir de 40 cm a 100 cm de altura, sendo bastante agressiva e infestante (Lorenzi 2008).

É amplamente distribuída nas fisionomias de cerrado, além de estar muito presente também em campos rupestres, campos úmidos e locais sombreados (Instituto Hórus 2008).

3.3. Delineamento experimental

Em cada área de estudo, foram escolhidas seis manchas com dominância de *U. decumbens* e seis manchas com dominância de *M. minutiflora* para a aplicação dos tratamentos de manejo. Foram seguidos quatro critérios principais para a escolha das manchas e posterior instalação dos blocos: (i) mancha predominantemente ocupada pela espécie estudada, com área mínima de 4,5 m x 9 m; (ii) ausência de murundus de sauveiros e/ou cupinzeiros; (iii) fácil acesso; (iv) distância mínima entre as manchas da mesma espécie de 300 m.

Utilizou-se o delineamento experimental de blocos casualizados (Underwood, 1997), alocando-se um bloco em cada uma das doze manchas estudadas, em cada área, totalizando 24 blocos. O modelo de blocos foi escolhido, a fim de minimizar a heterogeneidade dos ambientes, pois experimentos estabelecidos em blocos possuem uma relativa uniformidade interna, diminuindo os efeitos do acaso nos resultados dos experimentos (Krebs 1999).

Cada bloco foi formado por 10 unidades amostrais (sub-parcelas) de 1 x 1 m e em cada sub-parcela foi sorteado um tratamento. As sub-parcelas foram separadas por "faixas de seguranças" de 0,5 m entre os diferentes tratamentos e de 1m entre o bloco e seu entorno, para que não houvesse interferência nos tratamentos (Figura 2).

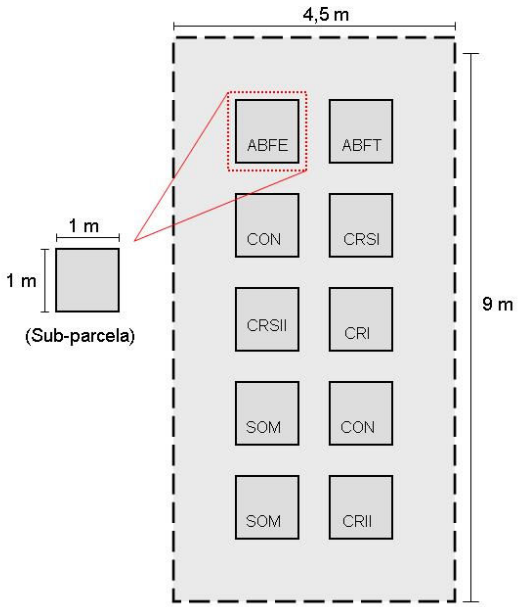

Figura 2. Esquema de um bloco casualizado e um exemplo de suas unidades amostrais (sub-parcelas), conforme aplicado em cada uma das manchas selecionadas nas áreas de estudo (Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP e Estação Ecológica de Itirapina, Itirapina, SP).

Os tratamentos aplicados em cada bloco foram:

(i) corte raso aplicado uma vez (CRI);

(ii) corte raso aplicado duas vezes (CRII);

Esses tratamentos foram aplicados a fim de atingir meristemas apicais e causar estresse às plantas, com vistas a prejudicar seu crescimento em diferentes fases de desenvolvimento.

(iii) corte raso e revolvimento do solo aplicado uma vez (CRSI);

(iv) corte raso e revolvimento do solo aplicado duas vezes (CRSII);

Além de prejudicar o crescimento das plantas em diferentes fases de desenvolvimento, esses tratamentos foram aplicados para estimular a germinação das sementes das espécies invasoras e espécies nativas no banco de sementes do solo.

(v) abafamento com lona escura (ABFE);

Aplicado para alterar a umidade e temperatura do solo, excluir a luz e impedir a germinação de sementes e funcionar como barreira física para o estabelecimento de plântulas e possíveis rebrotas.

(vi) abafamento com lona transparente (ABFT);

A finalidade foi permitir a entrada de luz e a germinação de sementes, para posterior abafamento.

(vii) duas sub-parcelas para o tratamento de sombreamento (SOM);

Sendo espécies heliófilas e com metabolismo C4, é esperado que essas gramíneas tenham o seu desenvolvimento ótimo em plena luz. Esse tratamento então buscou prejudicar o crescimento das gramíneas invasoras.

(viii) duas sub-parcelas sem quaisquer dos tratamentos anteriores (CON);

Utilizadas como controle.

O experimento teve início em julho de 2007 e duração de 12 meses. No início do experimento (época seca), a biomassa de *U. decumbens* e de *M. minutiflora*, já estava quase toda seca. Assim, a biomassa seca do bloco, bem como a pouca biomassa verde que havia, foi retirada e cortada, garantindo condições iniciais

semelhantes para todos os tratamentos e todos os blocos. Esta primeira fase recebeu o nome de homogeneização.

O tratamento de sombreamento (SOM) foi aplicado ainda em julho de 2007, logo após a homogeneização dos blocos. Foi utilizada uma tela de nylon, com sombreamento de 50% e para a fixação da tela foram utilizados tubos de PVC e a própria corda de delimitação das sub-parcelas para amarrar a tela nas laterais, a fim de bloquear a passagem da luz. Primeiramente, a tela foi armada a uma distância de aproximadamente 30 cm do solo e, posteriormente, com o crescimento das gramíneas, a tela foi erguida na altura necessária para que as plantas continuassem sombreadas. As plantas permaneceram sombreadas por oito meses (até março/2008) (Figura 3) (Tabela 1).

Para os tratamentos de abafamento (ABFE e ABFT), as respectivas sub-parcelas, num primeiro momento, foram cobertas com lona plástica escura (preta), rente ao solo, no início do experimento (julho/2007). Após quatro meses (novembro de 2007), somente as sub-parcelas correspondentes ao tratamento de abafamento com lona transparente (ABFT) tiveram suas lonas escuras retiradas e substituídas por filme plástico transparente, que permite a passagem de raios UV, e, portanto, possibilitaria a germinação de possíveis sementes sobreviventes, mas ainda mantendo o abafamento das plântulas. Já as sub-parcelas com tratamentos ABFE foram mantidas intactas (Figura 3).

Figura 3. Exemplo dos tratamentos aplicados: (A) Tratamento de abafamento com lona escura; (B) Tratamento de sombreamento; (C) Tratamento de corte raso e revolvimento do solo; (D) Tratamento de corte raso.

Todos os tratamentos de abafamento (ABFE e ABFT) permaneceram cobertos por oito meses e em março de 2008, tanto a lona escura quanto o plástico filme foram retirados (Tabela 1).

Em novembro de 2007, quatro meses após a homogeneização dos blocos, foram feitos os primeiros cortes de biomassa aérea rente ao solo nas sub-parcelas referentes aos tratamentos CRI, CRII, CRSI e CRSII. Os cortes foram feitos com uma tesoura de grama e com uma tesoura de poda, para cortar o mais rente

possível ao solo. Em CRSI e CRSII, o solo foi revolvido com um rastelo, logo após o corte, a fim de mover possíveis sementes para a superfície e estimular sua germinação.

Em março de 2008, os tratamentos CRII e CRSII tiveram sua biomassa cortada novamente e, nas sub-parcelas de CRSII, o solo foi revolvido após o corte (Tabela 1).

O período do primeiro corte coincide com a época do ano (início da estação chuvosa) em que as gramíneas *U. decumbens* e *M. minutiflora* iniciam um intenso perfilhamento e aumento de biomassa, portanto, o corte teve a função de prejudicar esta fase de desenvolvimento. Já o segundo corte de biomassa em CRII e CRSII ocorre quando as plantas de *M. minutiflora* iniciam a produção de panículas e, para *U. decumbens,* quando as plantas já estão sementeando, a fim de prejudicar estas fenofases.

Os controles também tiveram sua biomassa cortada rente ao solo no início do experimento (julho de 2007) para a homogeneização das amostras e posteriormente, não houve mais interferência nestas unidades amostrais até o término do experimento.

Após 12 meses (julho/2008), o experimento foi encerrado e toda a biomassa aérea de cada tratamento foi cortada e devidamente separada em quatro categorias:

- *Urochloa decumbens*;
- *Melinis minutiflora*;
- Graminóides nativas (gramíneas e ciperáceas);
- Dicotiledôneas e palmeiras

As biomassas já separadas em cada categoria foram secas em estufa e pesadas.

Tabela 1. Cronograma de interferência (ações do manejo) para cada um dos tratamentos de controle das gramíneas invasoras (CON – controle; ABFE - abafamento com lona escura; ABFT - abafamento com lona transparente; SOM - Sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRI – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI- corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Ações de manejo	**Tratamentos**							
	COM	**ABFE**	**ABFT**	**SOM**	**CRII**	**CRI**	**CRSII**	**CRSI**
Julho/2007 (Homogeinização)	corte raso	corte raso e lona escura	corte raso e lona escura	corte raso e tela de nylon	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso
Novembro/2007	-	-	substituição da lona escura pela lona transparente	-	corte raso	corte raso	corte raso e revolvimento do solo	corte raso e revolvimento do solo
Março/2008	-	retirada da lona	retirada da lona	retirada da lona	corte raso	-	corte raso e revolvimento do solo	-
Julho/2008 (Finalização)	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso	corte raso

3.4. Análise dos dados

Os dados foram analisados separadamente para cada uma das categorias de biomassa pré-estabelecidas (*Urochloa decumbens*, *Melinis minutiflora*, graminóides nativas e dicotiledôneas) porém, sem distinção das áreas de estudos (Cerrado Pé-de Gigante e Cerrado de Itirapina).

Foi realizado o teste de Mann-Whitey, a fim de verificar a diferença entre os tratamentos ABEF e ABFT (Zar 1999). Como ABEF e ABFT não diferiram estatisticamente (Mann-Whitey - U= 68,000 e p=0,843), os dados desses tratamentos foram agrupados e analisados como um único tratamento de abafamento, que foi chamado de ABF.

Como os dados não são paramétricos e o número sub-parcelas nos tratamentos é diferente (48 sub-parcelas para os tratamentos COM, SOM e ABF; 24 sub-parcelas para os tratamentos de CRI, CRII, CRSI, CRSII). A fim de uma maior confiabilidade dos resultados, foi feito um teste de permutação, para verificar a diferença entre os tratamentos e o controle. O teste de permutação consiste em reamostrar os dados originais, sem a reposição de dados, a fim de produzir novas amostras hipotéticas, que representariam os dados originais.

Para o teste de permutação, foi necessário calcular, primeiramente, um valor denominado "estatística de interesse" (EI). O cálculo da EI foi feito em duas etapas: Para os tratamentos que possuíam duas unidades amostrais por bloco (CON, ABF e SOM), foi calculada a média entre elas. Num primeiro momento, calculou-se a diferença absoluta entre os valores de biomassa de CRI, CRII, CRSI e CRSII e as médias dos controles. Calculou-se também a diferença absoluta entre as médias dos valores de biomassa dos tratamentos encontrados nas duas sub-parcelas de ABF e SOM e a média dos valores obtidos nos controles. Num segundo passo, obteve-se a média de todas essas diferenças, valor que foi utilizado como EI. A fim de calcular a probabilidade das diferenças entre tratamentos e controle

terem ocorrido ao acaso, os valores das diferenças entre os tratamentos e os controles foram permutados 5000 vezes, utilizando-se o programa *Resampling Stats* (Bruce *et al.* 2000), gerando assim 5000 novos valores de EI. Esses 5.000 valores foram então comparados com a EI encontrada nos dados originais, obtendo-se a quantidade de valores gerados (n) que foram iguais ou maiores que a EI original. Esse número (n) foi dividido pelo total de aleatorizações utilizadas no teste de permutação (5.000), obtendo-se então o valor de p.

Testes *a posteriori* foram feitos, seguindo-se o mesmo procedimento acima, porém, par a par (comparando-se cada tratamento com o controle), utilizando-se o ajuste de Bonferroni (Sokal & Rohlf 1987). Assim, quando o valor de p era menor que 0,0083, considerou-se que existia uma diferença significativa entre os tratamentos e o controle, havendo o efeito do tratamento.

3.5. Cálculo dos custos dos tratamentos

Os custos de cada um dos tratamentos foram calculados para um horizonte de tempo de um ano, incluindo a instalação dos tratamentos (início) e interferências necessárias durante esse período. Inicialmente, foram calculados os custos para o manejo de áreas de 1m^2, equivalentes aos tratamentos do experimento realizado. Posteriormente, esses custos foram extrapolados para áreas maiores (de 10 m^2 a 500 m^2).

A classificação dos custos foi feita a partir das categorias:

- Mão-de-obra: diária do trabalhador da unidade de conservação. Foi utilizado o valor de diária que os trabalhadores costumam cobrar por um dia de serviço (6 horas – R$ 30,00).
- Materiais: lona plástica escura (R$ 0,49 o metro), utilizada no tratamento ABF (optou-se por calcular os custos utilizando somente a lona escura, por ser mais barata e não ter apresentado diferença significativa em relação ao

desempenho da lona clara; ganchos (R$ 1,20 a unidade), utilizados para pender a lona junto ao solo; tela de nylon com 50 % de sombreamento (R$ 2,52 o metro), utilizada nos tratamentos SOM; estacas (R$ 1,73 o metro), fio de nylon (R$ 40,00 o rolo) e arame (R$ 7,30 o rolo), para prender a tela.

- Ferramentas: tesoura de grama e de poda (R$ 30,00 e R$ 49,90 respectivamente), utilizadas para cortar as plantas rente ao solo em todos os tratamentos; rastelo (R$ 15,00), utilizado para revolvimento do solo nos tratamentos CRSI e CRSII; lima (R$ 3,00), utilizada para afiar as tesouras quando necessário; luvas (R$ 4,90), para a segurança do trabalhador.

O custo, incluindo as ferramentas foi calculado considerando-se apenas um homem trabalhando. Assim, caso houvesse mais homens trabalhando, haveria também aumento no custo das ferramentas.

- Transporte: combustível (gasolina, R$ 2,60 o litro); motorista (R$ 30,00 a diária); depreciação (R$ 23,17 por dia) e manutenção (R$ 6,76 por dia) do carro. Esses custos foram estabelecidos a partir do pressuposto que seriam utilizados os carros já existentes nas unidades de conservação, utilizados para transportar os trabalhadores.

Os custos com combustível foram calculados a partir da quilometragem da sede do Horto (de onde saem os funcionários) até a unidade de conservação, mais a quilometragem estimada dentro da unidade de conservação. Foi estimada uma viagem (R$ 20,80 por dia - ida e volta) para cada dia de aplicação dos diferentes tratamentos e também a diária de um motorista.

A depreciação do carro foi calculada a partir do valor de um modelo Kombi zero quilômetro, pois é um veículo já utilizado nas unidades de conservação. O valor total do carro foi dividido por 1825 dias, que equivale ao prazo de cinco anos da depreciação contábil do bem (Receita Federal 2009).

O custo total de manutenção do veículo foi estabelecido a partir dos custos anuais médios com manutenção mecânica (SINDIREPA 2009) somados ao gasto anual com documentação do veículo (IPVA, DPVAT e licenciamento). Os custos anuais com manutenção foram divididos por 365 e convertidos para um equivalente diário.

- Destinação final: sacos plásticos (R$ 22,00 pacote com 50 unidades), utilizados para armazenar e transportar a biomassa retirada; transporte extra (caso necessário); descarte.

O rendimento do trabalho de manejo (m^2/h), ou seja, o tamanho da área trabalhada por unidade de tempo, para cada um dos tratamentos foi calculado a partir do tempo que um trabalhador leva para manejar uma área de $20m^2$. O rendimento de manejo por hora em cada um dos tratamentos foi convertido para produtividade diária, considerando-se um dia de serviço com seis horas de trabalho (Tabela 2).

Tabela 2. Produtividade de manejo de cada um dos tratamentos por hora e a produtividade por dia (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	Área (m2)	Tempo (h)	Prod (m2/h)	Prod (m2/dia)
ABF	20	1,33	15,04	90,23
SOM	20	1,5	13,33	80,00
CRI	20	1	20,00	120,00
CRII	20	1	20,00	120,00
CRSI	20	1,08	18,52	111,11
CSRII	20	1,08	18,52	111,11

Foi provisionado um custo com destinação final da biomassa retirada dos tratamentos, para que essa não se acumulasse na UC, prevenindo o risco de ocorrência de queimadas devido ao excesso de combustível (matéria orgânica seca), ou para não prejudicar a regeneração e sucessão nas áreas manejadas devido ao abafamento.

Caso a biomassa retirada ultrapassasse a capacidade do veículo (Kombi), seria necessário transporte extra, com maior gasto em combustível e, possivelmente, com diárias ao motorista, devido à necessidade de outras viagens. Assim, foi calculada a capacidade de transporte de uma Kombi e estimada a quantidade de biomassa por m^2 retirada em cada um dos tratamentos. Essa estimativa foi feita a partir dos valores de biomassa retirada no controle mais a biomassa retirada no próprio tratamento. Assim, mesmo manejando $500m^2$ de cada tratamento em um dia, a quantidade de biomassa retirada não atingiria a capacidade de carga do veículo (Tabela 3).

Tabela 3. Estimativa da biomassa retirada por m^2 e por $500m^2$ em cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	Biomassa Kg/ m^2	Biomassa kg/500 m^2
ABF	0,679	339,5
SOM	1,107	553,5
CRII	0,927	463,5
CRI	1,19	595,0
CRSII	0,855	427,5
CRSI	1,102	551,0

O descarte da biomassa retirada, não teria custo, pois a biomassa poderia ser utilizada na própria UC, como forragem para animais ou mesmo na produção de energia.

Para comparar a eficiência dos diferentes tratamentos no controle das gramíneas invasoras, foi calculada a relação benefício/custo em cada tratamento. O benefício foi representado pela diferença entre a biomassa produzida no controle e a biomassa de cada tratamento, determinando a eficiência em redução de biomassa (em gramas). Esse valor foi dividido pelo custo total de cada tratamento, obtendo-se assim a relação de benefício/custo, ou seja, a quantidade de biomassa (em gramas) que é reduzida por unidade monetária (real).

4. Resultados

4.1. Eficiência dos diferentes manejos

Os testes de permutação revelaram que tanto para *Melinis minutiflora*, quanto para *Urochloa decumbens* houve diferença altamente significativa na produção média de biomassa da gramínea invasora entre o controle e os tratamentos (*M. minutiflora* $p < 0,001$; *U. decumbens* $p < 0,001$).

Para a espécie *U. decumbens*, os testes *a posteriori* indicaram que os tratamentos que diferiram significativamente do controle foram ABF, CRII e CRSII (Tabela 4). Enquanto para *M. minutiflora* o padrão foi parecido, sendo que os tratamentos que diferiram significativamente do controle foram ABF, CRII, CRSII e CRSI (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de significância (p) observados nos testes *a posteriori* de permutação par a par (tratamento x controle), comparados pela correção de Bonferroni (α crítico = 0.0083) (ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez). * valores significativos

Espécie	Tratamentos	Valor de p
U. decumbens	ABF	< 0,001 *
	SOM	0,0906
	CRII	< 0,001 *
	CRI	0,1114
	CRSII	< 0,001 *
	CRSI	0,0478
M. minutiflora	ABF	< 0,001 *
	SOM	0,2034
	CRII	0,0016 *
	CRI	0,0100
	CRSII	< 0,001 *
	CRSI	< 0,001 *

Assim, tanto para *U. decumbens*, quanto para *M. minutiflora*, os tratamentos de ABF, CRII e CRSII foram os que mais reduziram a biomassa das invasoras durante o experimento para as duas espécies (Figura 4 e 5). O tratamento CRSI também reduziu significativamente a biomassa da invasora *M. minutiflora* (Figura 5).

A biomassa média de *U. decumbens* por m^2 no controle foi de 333,77 g, enquanto nos tratamentos que diferiram do controle, ABF, CRII e CRSII foram de 13,86 g, 59,69 g e 57,9 g respectivamente (Tabela 5).

De uma maneira geral a produção de biomassa de *M. minutiflora* foi menor que a de *U. decumbens*, sendo que a biomassa média de *M. minutiflora* por m^2 no controle foi de 170.98 g, enquanto que nos tratamentos que diferiram significativamente do controle ABF, CRII, CRSII e CRSI foram de 20,95 g, 18,20 g, 0,84 g e 24,45 g respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Biomassa das espécies invasoras *U. decumbens* e *M. minutiflora* por m^2 em cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

	Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m2)**	**Biomassa por m2 (g)**
U. decumbens	COM	24	8010.43	24	333.77
	ABF	17	332.72	24	13.86
	SOM	24	6251.35	24	260.47
	CRII	12	716.31	12	59.69
	CRI	12	2988.13	12	249.01
	CRSII	12	695.71	12	57.98
	CRSI	12	2549.33	12	212.44
M. minutiflora	COM	22	4103.49	24	170.98
	ABF	15	502.87	24	20.95
	SOM	20	2868.81	24	119.53
	CRII	7	218.39	12	18.2
	CRI	10	699.04	12	58.25
	CRSII	4	10.09	12	0.84
	CRSI	9	293.39	12	24.45

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

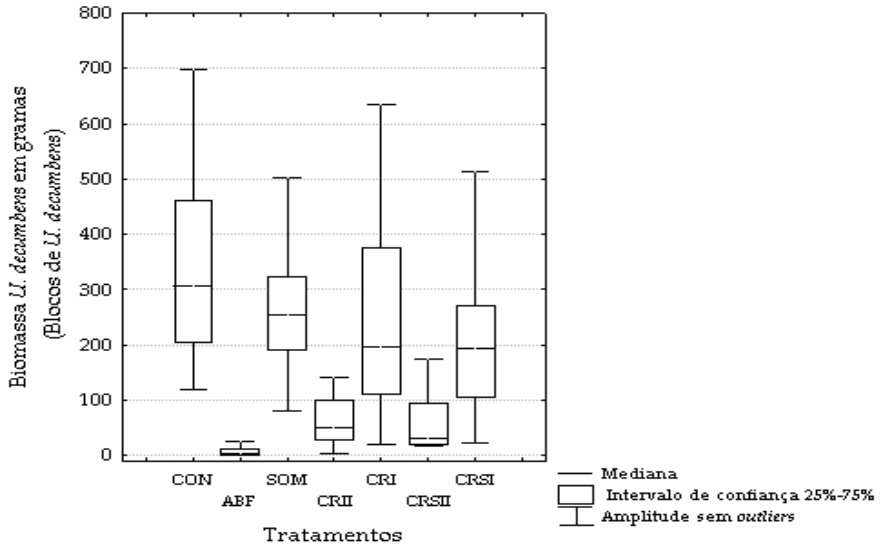

Figura 4. Biomassa de *U. decumbens* encontrada para cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

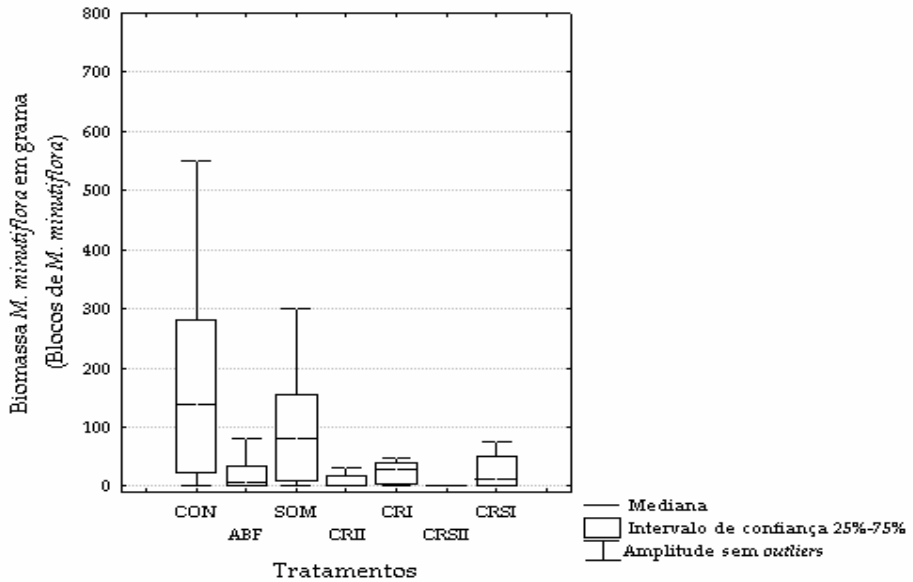

Figura 5. Biomassa de *M. minutiflora* encontrada para cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Nos blocos estabelecidos em áreas dominadas por *U. decumbens* (blocos *U. decumbens*) não houve diferenças significativas entre os tratamentos e o controle em relação à biomassa de espécies dicotiledôneas (p= 0,3892 - Tabela 6 e Figura 6). Não houve diferença também entre controle e tratamentos para biomassa de graminóides nativas (p=0,8582 – Tabela 7) e para biomassa de *M. minutiflora* (p=1,000 – Tabela 8). Assim, os tratamentos aplicados não afetaram esses grupos, cujas biomassas eram muito baixas nos blocos dominados por *U. decumbens.*

Tabela 6. Biomassa de dicotiledôneas por m² por tratamento, em blocos de *U. decumbens* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m²)**	**Biomassa por m²**
CON	4	207,78	24	8,66
ABF	7	137,16	24	5,72
SOM	10	246,02	24	10,25
CRII	1	12,65	12	1,05
CRI	3	92,65	12	7,72
CRSII	3	80,73	12	6,73
CRSI	4	148,21	12	12,35

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

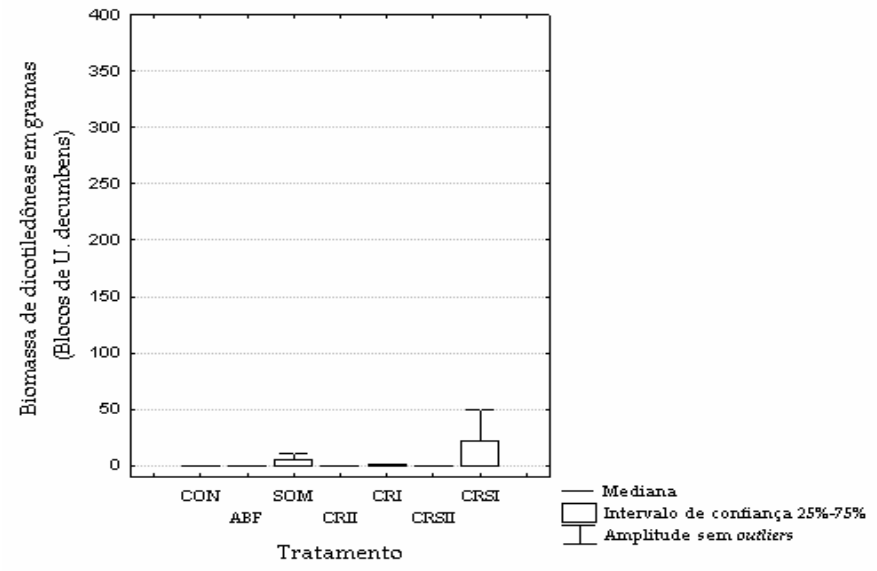

Figura 6. Biomassa de dicotiledôneas (blocos *U. decumbens*) encontrada em cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tabela 7. Biomassa de graminóides nativas por m² por tratamento, em blocos de *U. decumbens* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m²)**	**Biomassa por m²**
CON	2	51,6	24	2,15
ABF	4	2,03	24	0,08
SOM	3	246,52	24	10,27
CRII	1	29,76	12	2,48
CRI	2	28,02	12	2,34
CRSII	1	0,97	12	0,08
CRSI	4	128,03	12	10,67

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

Tabela 8. Biomassa de *Melinis minutiflora* por m² por tratamento, em blocos de *U. decumbens* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m²)**	**Biomassa por m²**
COM	0	0	24	0
ABF	1	6,61	24	0,28
SOM	0	0	24	0
CRII	0	0	12	0
CRI	0	0	12	0
CRSII	0	0	12	0
CRSI	1	2,04	12	0,17

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

Nos blocos estabelecidos em áreas dominadas por *Melinis minutiflora* (blocos *M. minutiflora*) não houve diferença entre os tratamentos e o controle na produção de biomassa de graminóides nativas (p = 0,2396 – Tabela 9 e Figura 7), nem em relação à biomassa de *U. decumbens* (p = 0,06 - Tabela 9), indicando que não houve efeito dos tratamentos aplicados sobre essas categorias de plantas. A biomassa de graminóides nativas e *U. decumbens* foi muito baixas nos blocos dominados por *M. minutiflora.*

Tabela 9. Biomassa de graminóides nativas por m² por tratamento, em blocos de *M. minutiflora* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	Nº de sub-parcelas *	Biomassa total (g)	Área (m²)	Biomassa por m²
CON	15	442,08	24	18,42
ABF	6	168,87	24	7,04
SOM	14	464,05	24	19,34
CRII	6	64,53	12	5,38
CRI	9	83,83	12	6,99
CRSII	6	74,9	12	6,24
CRSI	10	402,3	12	33,53

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

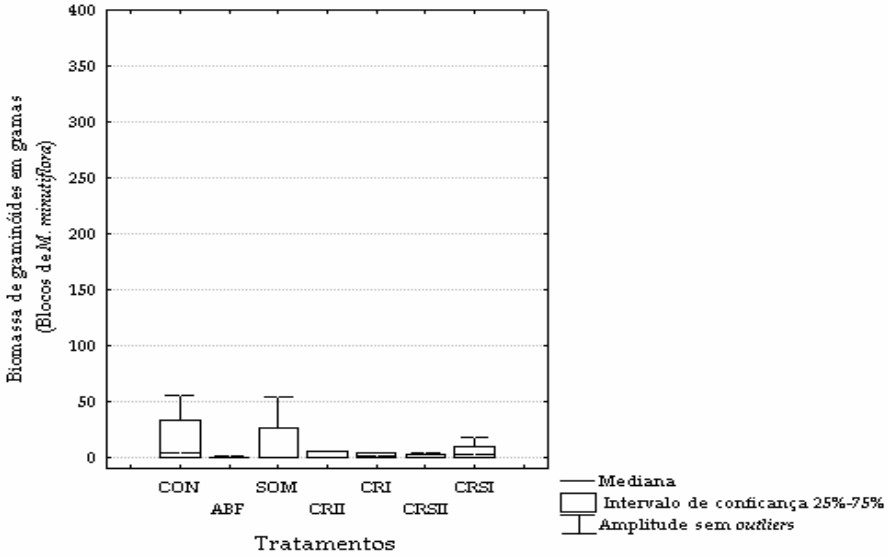

Figura 7. Biomassa de graminóides (blocos *M. minutiflora)* encontrada para cada tratamento (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tabela 10. Biomassa de *U. decumbens* por m² por tratamento, em blocos de *M. minutiflora* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m²)**	**Biomassa por m²**
CON	6	1352,24	24	56,34
ABF	4	23,93	24	0,997
SOM	7	1137,61	24	47,4
CRII	3	113,36	12	9,45
CRI	2	331,66	12	27,64
CRSII	3	87,34	12	7,28
CRSI	2	357,76	12	29,81

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

Para a categoria de plantas dicotiledôneas em áreas dominadas por *M. minutiflora* (blocos de *M. minutiflora*) houve diferença significativa na biomassa dos tratamentos em relação ao controle (p= 0,0064), indicando um efeito dos tratamentos. Os testes *a posteriori* indicaram que os tratamentos que diferiram significativamente do controle foram CRII, CRSII, ABS (Tabela 11), reduzindo a biomassa de dicotiledôneas quando comparados com o controle e os demais tratamentos (Tabela 12 e Figura 8).

Tabela 11. Valores de p observados nos testes *a posteriori* de permutação para a par (tratamento x controle), comparados pela correção de Bonferroni (α crítico =0,0083) (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	p
ABS	0,0044*
SOM	0,0932
CRII	0,0002*
CRI	0,1146
CRSII	0,0014*
CRSI	0,0552

Tabela 12. Biomassa de dicotiledôneas por m2 em blocos de *M. minutiflora* (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tratamento	**Nº de sub-parcelas ***	**Biomassa total (g)**	**Área (m2)**	**Biomassa por m2**
CON	21	1088,89	24	45,37
ABF	15	594,72	24	24,78
SOM	19	817,03	24	34,04
CRII	7	128,1	12	10,68
CRI	10	450,02	12	37,5
CRSII	6	74,9	12	6,24
CRSI	10	402,3	12	33,53

* Número de sub-parcelas onde houve crescimento de biomassa.

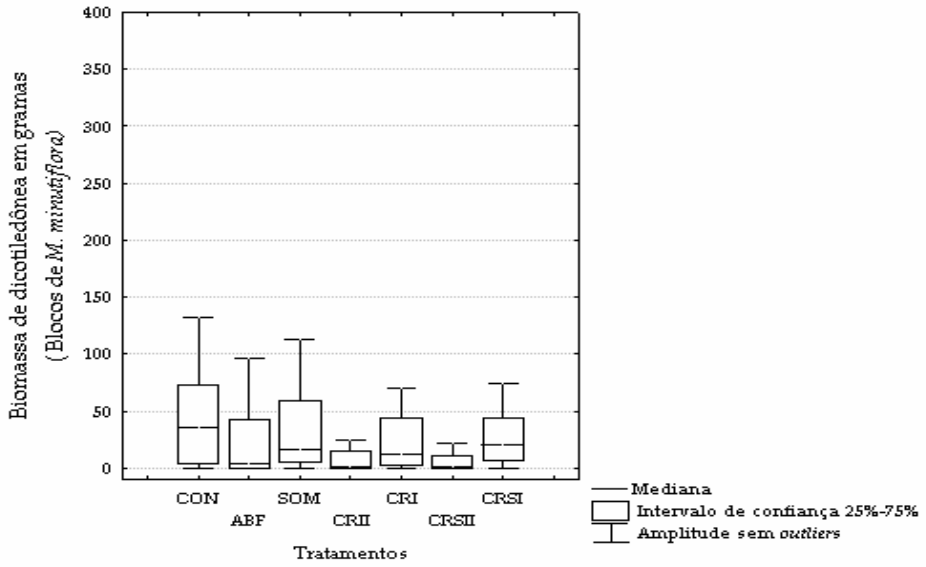

Figura 8. Biomassa de dicotiledôneas encontrada para cada um dos tratamentos (CON – controle; ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

4.2. Estimativas de custo de cada tratamento

Os custos dos tratamentos variaram de R$ 504,38 a R$ 650,91 para o manejo de 1m^2 durante um ano. O tratamento CRI foi o mais barato, com custo total de R$ 504, 38, , seguido pelo ABF com R$ 509, 67, CRSI com R$ 519,38, SOM com R$ 557,52, CRII com R$ 635,91 e CRSII com R$ 650,91 (Tabela 13).

As curvas de custo total dos tratamentos (Figura 9) apresentam dois componentes distintos: i) trechos em que os custos aumentam gradualmente com o aumento da área manejada ou ficam estabilizados num platô. A inclinação da curva nesses trechos representa custo do incremento de materiais aplicados no manejo (SOM e ABF). Como os manejos CRI, CRII, CRSI, CRSII envolvem pouco incremento de material com o aumento da área manejada, a inclinação da curva é

praticamente nula; ii) trechos em que a curva apresenta um incremento abrupto dos custos. Estes incrementos se devem aos acréscimos de dias necessários para manejar uma área maior.

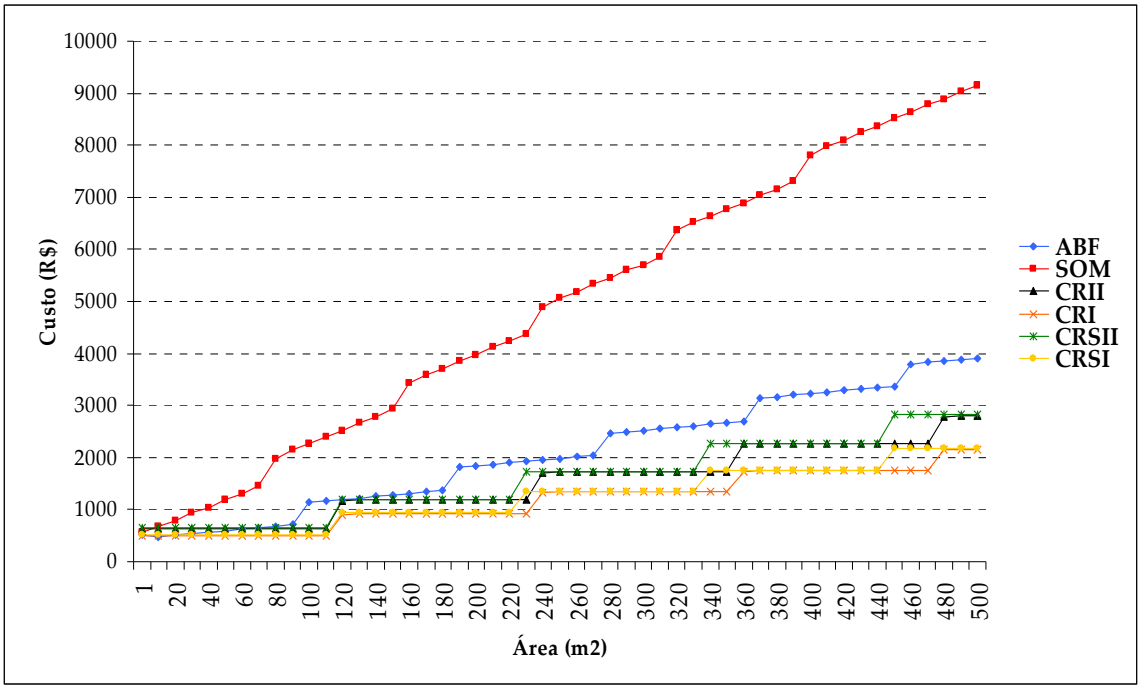

Figura 9. Custos estimados de cada tratamento em relação ao tamanho da área manejada (ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez).

Tabela 12. Custos do manejo de 1m² para cada tratamento.

Categorias de custos		ABF			SOM			CRII			CRI			CRSII			CRSI		
		Valor (R$)	Qt	Total (R$)	Valor (R$)	Qt	Total (R$)	Valor (R$)	Qt	Total (R$)	Valor (R$)	Qt	Total (R$)	Valor (R$)	Qt	Total (R$)	Valor (R$)	Qt	Total (R$)
Mão-de-Obra	Diária (R$/dia)	30,00	3	90,00	30,00	3	90,00	30,00	4	120,00	30,00	3	90,00	30,00	4	120,00	30,00	3	90,00
Materiais	Lona escura (R$/m2)	0,49	1	0,49															
	Tela de nylon 50% (R$/m2)				2,52	5	12,60												
	Estacas (R$/un)																		
	Gancho (R$/un)	1,20	4	4,80															
	Arame (R$/rolo)				7,30	1	7,30												
	Fio de nylon (R$/rolo)				40,00	1	40,00												
Ferramentas	Tesoura de grama (R$/un)	30,00	1	30,00	30,00	1	30,00	30,00	1	30,00	30,00	1	30,00	30,00	1	30,00	30,00	1	30,00
	Rastelo (R$/un)													15,00	1	15,00	15,00	1	15,00
	Tesoura de poda (R$/un)	49,90	1	49,90	49,90	1	49,90	49,90	1	49,90	49,90	1	49,90	49,90	1	49,90	49,90	1	49,90
	Lima (R$/un)	3,00	1	3,00	3,00	1	3,00	3,00	1	3,00	3,00	1	3,00	3,00	1	3,00	3,00	1	3,00
	Luva (R$/un)	4,90	1	4,90	4,90	1	4,90	4,90	1	4,90	4,90	1	4,90	4,90	1	4,90	4,90	1	4,90
Transporte	Gasolina (80km=8*R$2,60)	20,80	6	124,80	20,80	6	124,80	20,80	8	166,40	20,80	6	124,80	20,80	8	166,40	20,80	6	124,80
	Motorista (R$/dia)	30,00	3	90,00	30,00	3	90,00	30,00	4	120,00	30,00	3	90,00	30,00	4	120,00	30,00	3	90,00
	Depreciação (R$42.282/1825)	23,17	3	69,50	23,17	3	69,50	23,17	4	92,67	23,17	3	69,50	23,17	4	92,67	23,17	3	69,50
	Manutenção	6,76	3	20,28	6,76	2	13,52	6,76	4	27,04	6,76	3	20,28	6,76	4	27,04	6,76	3	20,28
Destinação final	Sacos plasticos (R$/ 50 uni)	22,00	1	22,00	22,00	1	22,00	22,00	1	22,00	22,00	1	22,00	22,00	1	22,00	22,00	1	22,00
	Transporte extra																		
	Descarte																		
Total (R$)				**509,67**			**557,52**			**635,91**			**504,38**			**650,91**			**519,38**

Os tratamentos mais eficientes em relação ao benefício/custo para *U. decumbens* foram ABF, CRII e CRSII, pois são eles que reduzem a maior quantidade de biomassa por unidade monetária (Tabela 13). Para o manejo de uma área de $1m^2$, o ABF mostra-se mais eficiente, pois reduz muito mais a biomassa por unidade de real do que CRII e CRSII; porém, para uma área de $250m^2$, a diferença da relação benefício/custo entre os tratamentos passa a ser muito pequena. Para o manejo de $500m^2$, os tratamentos com dois cortes possuem melhor relação benefício/custo.

Para *M. minutiflora*, assim como para *U. decumbens*, o SOM foi o tratamento menos eficiente, pois obteve a menor relação benefício/custo independente do tamanho da área manejada (Tabela 14). Já os tratamentos ABF, CRII, CRI, CRSII e CRSI apresentaram valores próximos de benefício/custo para uma área de $1m^2$, com ABF apresentando um valor um pouco maior. Para áreas de $250m^2$, os valores de benefício/custo permanecem próximos entre CRII, CRI e CRSII, mas ABF passa a apresentar o menor valor em comparação aos outros tratamentos, sendo seu desempenho somente superior a SOM. Em áreas com $500m^2$ a relação benefício/custo para ABF se mantém, porém para os tratamentos de corte ela aumenta, sendo que a maior relação benefício/custo ocorre no tratamento CRSI.

Tabela 13. Relação Benefício/custo (g/R$) de cada tratamento aplicado (ABF - abafamento; SOM – sombreamento; CRII - corte raso, aplicado duas vezes; CRS – corte raso, aplicado uma vez; CRSII - corte raso e revolvimento do solo, aplicado duas vezes; CRSI - corte raso e revolvimento do solo, aplicado uma vez) em áreas de 1m², 250m² e 500m².

	Tratamento	**1m²**	**250m²**	**500m²**
U. decumbens	ABF	0,65	41,25	41,6
	SOM	0,13	3,66	4,04
	CRII	0,45	41,13	50,41
	CRI	0,18	16,66	20,57
	CRSII	0,44	41,01	50,45
	CRSI	0,24	23,58	29,23
M. Minutiflora	ABF	0,3	19,35	19,51
	SOM	0,09	2,57	2,84
	CRII	0,25	22,92	28,1
	CRI	0,23	22,16	27,35
	CRSII	0,27	25,3	31,12
	CRSI	0,29	28,47	35,3

5. Discussão

5.1. Eficiência das diferentes técnicas de manejo sobre as gramíneas invasoras

Com exceção do CRSI, os tratamentos que foram eficientes em reduzir a biomassa de *M. minutiflora* (capim gordura) também reduziram significativamente a biomassa de *U. decumbens* (braquiária). Assim, levando em conta somente a redução de biomassa, os tratamentos ABF, CRII e CRSII foram estratégias de manejo, em curto prazo, eficientes para controle dessas espécies invasoras.

5.1.1. Cortes com ou sem revolvimento do solo (CRI, CRII, CRSI e CRSII)

O corte mecânico ou manual da vegetação é uma prática bastante freqüente de manejo em muitos ecossistemas e bastante utilizado para o controle de espécies anuais e de algumas perenes (DiTomaso 2000). Tang *et al.* (2009) estudaram como o corte pode afetar a invasora *Spartina alterniflora* (Poaceae) e constataram que, aplicado duas vezes, é uma estratégia de controle eficiente para essa espécie. Lian *et al.* (2006), no sul da China, também concluíram que cortes periódicos e constituem forma eficaz e segura para o manejo da invasora *Mikania micrantha* (Compositae).

Maron & Jefferies (2001) utilizaram a estratégia de corte das gramíneas para manejar a reserva Bodeja Marine (Califórnia, EUA) e restaurar a riqueza de espécies nativas, resultando em uma diminuição de biomassa de gramíneas invasoras e aumento significativo da riqueza nas parcelas manejadas. Antonsen e Olsson (2005) também verificaram que a aplicação de corte, duas vezes ao ano, em antigos campos de feno, tiveram um aumento significativo na riqueza e diversidade de espécies nativas.

Em manejo de pastagens, o corte pode estimular o crescimento das plantas, aumentando sua produtividade ou a produção de sementes, quando os meristemas

apicais não são atingidos e a desfolhação não é intensa (McNaughton 1984). No entanto, a desfolhação intensa representa um estresse para a planta, caracterizado não só pela supressão da capacidade de realizar fotossíntese e queda nos teores de reservas de carboidratos, mas também pela diminuição de atividade respiratória, paralisação do crescimento radicular e absorção de nutrientes. Neste caso, o corte pode prevenir a produção de sementes e reduzir as reservas de carboidratos das invasoras, dando vantagens competitivas às espécies nativas (Gomide 1988).

Segundo Gomide (1988), *U. decumbens* apresenta uma tolerância grande à desfolhação, em função do seu hábito de crescimento por estolões, que lhe garante uma maior preservação da área foliar e dos meristemas apicais. Ele considera, então, o manejo dessa espécie pelo corte arriscado, pois pode-se aumentar a produtividade da gramínea em vez de diminuí-la. O presente trabalho, apenas um corte durante o manejo (CRI e CRSI) não foi suficiente para que a produção de biomassa de *U. decumbens* fosse reduzida significativamente.

Diferentemente de *U. decumbens*, *M. minutiflora*, quando cortada, não apresenta boa rebrota, sendo uma espécie bastante sensível aos cortes (Martins 2006). Isto justificaria o fato do tratamento CRSI ter diminuído a produção de biomassa de *M. minutiflora* e não de *U. decumbens*. A menor produção de biomassa de *M. minutiflora*, inclusive nos controles, também é justificada por este motivo, uma vez que, no início do experimento, os controles também foram cortados. Justamente devido à sua baixa produtividade e incapacidade de brotamento intenso, *M. minutiflora* foi sendo gradativamente substituída como forrageira por outras gramíneas, inclusive por *U. decumbens* (Filgueiras, 1990).

Todos os cortes realizados neste estudo foram cortes rasos, a fim de atingir os meristemas apicais e prejudicar ao máximo o crescimento das invasoras, porém, não foi possível ter certeza da retirada total dos meristemas, o que pode também

ter interferido nos resultados obtidos para os tratamentos de cortes feitos para *U. decumbens* e *M. minutiflora*.

Thompson (1991) afirma que a plasticidade fenotípica de algumas espécies possibilita que essas respondam de diferentes maneiras às interferências realizadas em diferentes fases de crescimento. Os tratamentos de corte e corte com revolvimento do solo foram aplicados uma e duas vezes durante o ano e em épocas diferentes, a fim de interferir na produção de biomassa em diferentes fases de desenvolvimento das gramíneas. Os cortes realizados em novembro tiveram o intuito de prejudicar a fase inicial de desenvolvimento das gramíneas, quando a maior parte da energia está sendo alocada para o aumento de biomassa, principalmente das folhas. Nos cortes realizados em março (em CRII e CRSII), a energia produzida pelas gramíneas está sendo alocada principalmente para a reprodução (produção de panículas e/ou sementes), logo, a retirada da parte aérea nessa fase causaria um prejuízo ainda maior para as plantas, pois é quando há menos energia dedicada aos rizomas, raízes e folhas, impactando fortemente a recuperação posterior das plantas (Reeder e Hacker, 2004).

A fase fenológica em que a planta se encontra na época do corte é muito importante para que o controle seja bem sucedido. DiTomaso (2000) afirma que a melhor época para a aplicação de ações de manejo em plantas anuais, principalmente gramíneas, é na floração, antes do desenvolvimento das sementes. Esta pode ser uma das razões para os tratamentos com dois cortes terem sido bastante eficientes na redução de biomassa das gramíneas invasoras, embora deva-se lembrar que essas plantas sofreram a perturbação do corte duas vezes no ano, acumulando os prejuízos que lhes foram causados. Em Maryland (EUA), Tipping (2007) submeteu populações das espécies invasoras *Carduus acanthoides* e *C. nutans* (Asteraceae) a cortes em diferentes estágios de crescimento. Para *C. acanthoides,* os cortes só obtiveram resultado quando aplicados em plena floração, reduzindo

significativamente o banco de sementes e a densidade de plantas; *C. nutans* respondeu diferentemente ao tratamento, reduzindo a densidade de plantas somente quando o corte foi após a floração e sem alteração no banco de sementes.

Li e Zhang (2008) verificaram a eficiência de controles físicos para a invasão de *Spartina alterniflora* (Poaceae) na Reserva Natural de Chongming Dongtan, incluindo controle de revolvimento do solo, roçada e quebra de rizomas. Seus resultados mostraram que tanto a densidade de plantas quanto a biomassa aérea diminuíram significativamente em todos os tratamentos na primeira estação de crescimento da espécie, no entanto, na segunda estação de crescimento, nenhum dos tratamentos foi efetivo e a espécie invasora conseguiu se restabelecer. Já Hansen e Wilson (2006), utilizando o corte como uma das formas de manejo para o controle de uma gramínea invasora (*Agropyron cristatum*) no Grasslands National Park, Canadá, não obtiveram uma diminuição significativa na taxa de crescimento da gramínea no primeiro ano do manejo. Somente a partir do segundo ano do tratamento, o corte afetou suas taxas de crescimento, tendo sido ainda evidenciado um efeito negativo acumulativo, pois no segundo ano a gramínea não produziu sementes.

Acreditamos que, para tratamento com duplo corte e revolvimento do solo (CRSII) em *U. decumbens*, o efeito do segundo corte provavelmente foi mais eficiente para reduzir a biomassa em relação ao revolvimento do solo, pois, ao cortar uma vez com revolvimento, não houve diferença significativa na redução de biomassa, mas com dois cortes, sim. Para o controle de *M. minutiflora*, ambos (CRSI e CRSII) apresentaram-se como boas estratégias de manejo, pois reduziram significativamente a biomassa. Deve-se ressaltar que, para *U. decumbens*, a época do corte pode ter interferido nos resultados desses tratamentos, pois, como já discutido anteriormente, os cortes realizados em março tendem a ter um impacto

maior sobre as plantas, uma vez que a energia produzida por elas está sendo alocada principalmente para a reprodução.

As sementes de *U. decumbens* e *M. minutiflora* apresentam dormência, formando assim um banco de sementes no solo (Condé & Garcia, 1985; Martins 2006). Freitas (1999) verificou que *M. minutiflora* foi dominante em relação a todas as espécies do banco de sementes no cerrado Pé-de-Gigante e verificou também uma alta viabilidade dessas sementes (76%). A viabilidade das sementes aumentou após seis meses de armazenamento, indicando que, depois desse período, continuam em processo de maturação e devem permanecer viáveis durante todo o período chuvoso (novembro a fevereiro). O autor atribui essa sincronia da espécie com o ciclo de chuvas como uma das causas de seu sucesso em ambientes de cerrado.

Muitas ações de manejo se concentram em ativar os bancos de sementes das espécies invasoras, para posterior retirada das plântulas e diminuição de seu estabelecimento (Gallandt 2006). Martins (2006) afirma que, a profundidade ótima do solo para a emergência de plântulas da maioria das espécies de gramíneas invasoras é menor que 2 cm. Neste estudo, tanto os tratamentos apenas com corte (CRI e CRII) quanto aqueles com corte e revolvimento do solo (CRSI e CRSII) apresentaram resultados muito próximos, para *U. decumbens*. Sendo assim, a prática de revolver o solo a fim de ativar o banco de sementes não pareceu ser necessária para o controle de *U. decumbens*. No entanto, embora os tratamentos CRII e CRSII também não tenham apresentado resultados diferentes para *M. minutiflora*, quando se avalia os tratamentos com apenas um corte (CRI e CRSI), a prática de revolver o solo parece mais efetiva para o manejo desta espécie, pois o processo de rastelar o solo revolve também as raízes superficiais das plantas de *M. minutiflora* (que são mais frágeis quando comparadas com *U. decumbens*), podendo,

assim, danificá-las e até mesmo, em alguns casos, retirá-las, prejudicando ainda mais o reestabelecimento desta espécie.

Muitas vezes não é possível saber os reais efeitos sobre as espécies com tratamentos de curta duração ou em apenas um ano de manejo, podendo esses tratamentos causar um efeito significativo num primeiro ano e, depois, as espécies conseguirem superar a perturbação e crescer ainda mais. Pode também ocorrer que somente seja possível verificar os danos nas espécies na estação de crescimento do ano seguinte ao tratamento. Assim, para *U. decumbens* e *M. minutiflora*, seria útil aplicar-se os tratamentos aqui realizados em médio e longo prazos, a fim de se verificar efeitos não imediatos e cumulativos.

Estudos avaliando o controle de espécies do gênero *Rumex* evidenciaram que o corte pode influenciar na produção de sementes, mas não necessariamente alterar a produção de biomassa (Hopkins & Johnson 2002; Nashiku *et al.* 1998). Assim, o efeito de tratamentos de corte sobre a produção de sementes é também um aspecto muito importante para o controle de espécies invasoras, pois uma das características que normalmente determinam a capacidade da planta em se tornar invasora é a pressão de propágulos que ela exerce no ambiente (Hierro *et. al* 2004). Nesse caso, seria interessante um estudo que avaliasse a produção de sementes das espécies invasoras quando submetidas aos diferentes tratamentos para o seu controle.

Tanto *U. decumbens* quanto *M. minutiflora* são espécies que apresentam grande quantidade de biomassa e dominam em áreas onde ocorrem (Figura 10). Alvim *et al*. (1990) verificou o fácil estabelecimento e a produção considerável de biomassa de *U. decumbens* durante o ano, proporcionando cobertura total do solo. Hoffmann e Haridasan (2008) encontraram uma produção de biomassa por *M. minutiflora* (em áreas dominadas por essa espécie) 147% maior que a biomassa produzida por gramíneas nativas em áreas não invadidas. Também verificaram

que a densa cobertura de *M. minutiflora* é responsável por reduzir significativamente a sobrevivência de plântulas de árvores nativas. Em outro estudo, Silva e Haridasan (2007), comparando gramíneas nativas e *M. minutiflora*, verificaram que a invasora apresentou maior biomassa aérea viva apenas na época de sua floração, no período de seca, e no início da estação chuvosa. Entretanto, os autores não encontraram diferença significativa na quantidade de biomassa aérea morta em pé entre *M. minutiflora* e gramíneas nativas em qualquer época do ano. Os autores verificaram ainda que, em solos com baixa fertilidade, *M. minutiflora* não possui maior capacidade de acumular biomassa em relação às gramíneas nativas.

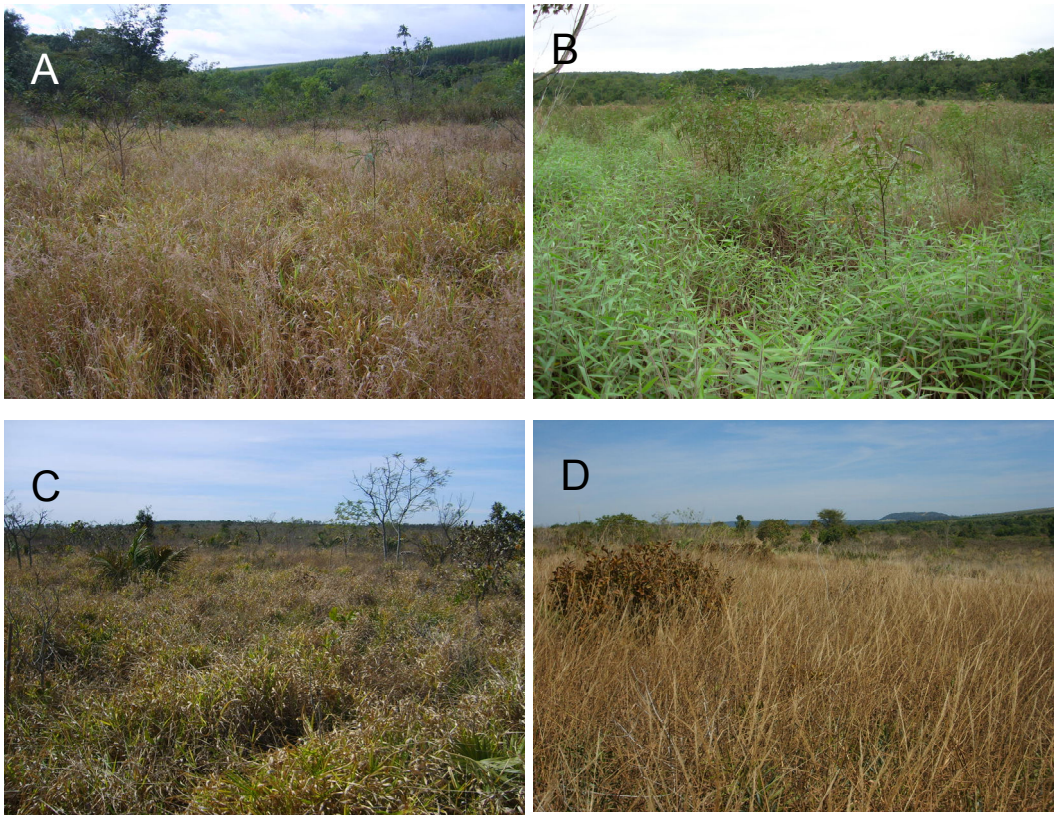

Figura 10. Áreas no Cerrado Pé-de-Gigante invadidas por (A) e *M. minutiflora* (B) e áreas na Estação Ecológica de Itirapina invadidas por *U.* decumbens (C) e *M. minutiflora* (D).

Ainda assim, a retirada de uma espécie dominante e agressiva como as gramíneas invasoras, por meio do corte, mesmo que temporária, pode mudar a disponibilidade de recursos e diminuir a competição, possibilitando o estabelecimento de plântulas de espécies nativas menos competitivas e aumentando a diversidade local. Neste estudo, a produção de biomassa de espécies nativas nas sub-parcelas onde foram aplicados os cortes não foi significativamente diferente das áreas-controle em áreas dominadas por *U. decumbens*. Em áreas dominadas por *M. minutiflora*, a biomassa de graminóides nativas também não foi significativamente diferente da biomassa das áreas-controle, no entanto, para a categoria de dicotiledôneas, os tratamentos CRII e CRSII diferiram do controle, apresentando uma biomassa de dicotiledôneas significativamente menor do que no controle (Figura 8). Como as plantas de *M. minutiflora* são bastante sensíveis e não rebrotam com facilidade, possibilitam que as espécies nativas recolonizem as áreas onde a *M. minutiflora* foi retirada desde o início do experimento (incluindo o controle), porém, as espécies nativas que se estabeleceram dentro das sub-parcelas de CRII e CRSII também foram cortadas rente ao solo e, possivelmente não houve tempo suficiente dessas espécies se estabelecerem após o segundo corte, fazendo com que a biomassa de dicotiledôneas nesses tratamentos fosse mais baixa.

Embora a produção de biomassa das espécies nativas tenha sido pequena após os tratamentos de corte, as observações de campo revelaram o aumento (não quantificado) de espécies nativas nos blocos onde anteriormente predominava *U. decumbens* e, principalmente, onde antes predominava *M. minutiflora*. (Figura 11).

Figura 11. Espécies nativas que nasceram em alguns blocos manejados.

De uma maneira geral, houve uma maior produção de biomassa de espécies nativas (dicotiledôneas e graminóides) em blocos de *M. minutiflora*. Isso pode ter ocorrido principalmente pelo fato das áreas grandes dominadas exclusivamente por *U. decumbens* encontrarem-se nas bordas dos fragmentos de cerrado (onde a maior parte de seus blocos foram instalados), com uma menor diversidade de espécies ao redor. Outra razão possível é devido à grande capacidade competitiva de *U. decumbens* em relação as demais espécies (Pivello *et al*. 1999a), que inclusive apresenta potencial alelopático sobre a germinação e o crescimento de outras espécies (Barbosa *et al*. 2008), além de sua alta capacidade de rebrotar rapidamente e já se estabelecer na sub-parcela manejada. De fato, *U. decumbens* mostou-se bem mais agressiva que a própria *M. minutiflora*, pois alguns blocos, que no início do experimento, eram exclusivamente de *M. minutiflora*, mas se localizavam próximos a blocos ou touceiras de *U. decumbens*, foram invadidos por esta última. Embora

não significativa, a presença de biomassa de *U. decumbens* em blocos de *M. minutoflora* (Tabela 10) foi bem maior que o inverso, ou seja, a presença de *M. minutiflora* em blocos de *U. decumbens* (Tabela 8).

5.1.2. Abafamento (ABF)

Não foram encontrados na literatura estudos que utilizaram abafamento como uma estratégia para o controle de espécies invasoras em ecossistemas naturais, porém, esse tipo de manejo pode ser eficiente no controle de algumas espécies porque pode excluir a luz, afetar a temperatura e umidade do solo e ainda funcionar como uma barreira física à emergência de plântulas (Hanson 1996).

Durante o experimento, houve a tentativa de se verificar possíveis diferenças de eficiência entre duas situações de abafamento: o abafamento com lona escura (ABFE), causando os efeitos acima citados, e o abafamento com lona transparente (ABFT), permitindo a passagem da luz e possibilitando a germinação das sementes do solo, para posterior morte devido ao aumento da temperatura e modificações na umidade do solo. Porém, diferenças entre a aplicação dos dois tipos de lona não foram detectadas neste trabalho de curto prazo, indicando que ambos os tratamentos de abafamento exerceram o mesmo efeito nas espécies de plantas abafadas (e, por esta razão foram agrupados somente como um único tratamento de abafamento). O abafamento (ABF) mostrou-se bastante eficiente pois, mesmo após a retirada da lona, foi bastante baixa a produção de biomassa de *U. decumbens* e *M. minutiflora*, quando comparada com o controle os demais tratamentos.

Para as categorias de espécies de dicotiledôneas e graminóides nativas, não houve diferença significativa em suas biomassas entre esse tratamento e o controle. Porém, após a retirada da lona, ocorreu o reestabelecimento e/ou o estabelecimento de algumas espécies de dicotiledôneas e gramíneas nativas do cerrado. Assim

como nos tratamentos com dois cortes, observações de campo revelaram o aumento (não quantificado) de espécies nativas onde anteriormente predominava *U. decumbens* e *M. minutiflora*, nas sub-parcelas de ABF. Em áreas com dominância de *M. minutiflora*, por exemplo, a biomassa de dicotiledôneas por m^2 foi maior que a biomassa da invasora após oito meses de abafamento com a lona (Tabela 8). As espécies de cerrado possuem adaptações ao fogo, com caules subterrâneos e rizomas que possibilitam seu reestabelecimento (Miranda *et al*. 2002), assim, o tratamento de abafamento não chega a prejudicar tais espécies nativas, possibilitando que elas recolonizem a área após a retirada da lona. Palermo *et al*. (2007) também verificaram um grande número de espécies nativas florescendo em áreas onde antes de queimar dominava *M. minutiflora*, o que sugere uma baixa tolerância dessa gramínea ao fogo, acrescida de uma alta resiliência das espécies nativas do cerrado a fogos freqüentes.

Existem alguns exemplos onde o abafamento é utilizado como estratégia de controle de plantas daninhas em plantações, onde é mais comum utilizarem a palha das próprias culturas para promover o abafamento, a fim de inibir a germinação de sementes através da ausência de luminosidade e formar uma barreira física para o crescimento das espécies invasoras de cultura (Bond & Grundy 2001). Já o abafamento com lona plástica é mencionado nas entre-linhas em alguns estudos para o controle de plantas daninhas de culturas orgânicas, ou em culturas mais rentáveis, pois envolve maior custo de aplicação, além de mais mão-de-obra (Ellis *et al.* 2000). Ainda assim, o manejo de abafar e cobrir as culturas está sendo cada vez mais utilizado devido à sua eficiência em reduzir a erosão do solo, reduzir a contaminação ambiental causada pelo excesso de herbicida (uma vez que seu uso diminui as aplicações de herbicidas) e inibir eficientemente o crescimento das invasoras (Moore *et al.* 1991).

5.1.3. Sombreamento (SOM)

Um dos fatores climáticos que mais afetam as gramíneas forrageiras é a luz. Em plantas C4, como a maioria das gramíneas invasoras, o aumento da produtividade (biomassa) está bastante relacionado com o aumento da intensidade luminosa, devido ao importante papel deste fator ambiental na fotossíntese (Whitheman 1980). Neste estudo, porém, o tratamento de sombreamento (SOM) em 50% não produziu redução significativa da biomassa de *U. decumbens* e nem de *M. minutiflora*, que se mostraram bastante tolerantes à redução de luz.

O aumento de biomassa em espécies de plantas submetidas a sombreamento é comum, pois há plantas que, quando submetidas à redução de luminosidade, compensam a deficiência de luz com aumento de folhas e/ou altura; em gramíneas, geralmente ocorrem folhas mais altas e colmos mais longos quando crescem em ambientes sombreados (Morita *et al*. 1994 *apud* Castro *et al.* 1999). Em um estudo agropecuário para formação de pastagens, no Paraná, Schreiner (1987) verificou que *U. decumbens* reduziu em cerca de 43% a produção de biomassa seca quando submetida ao sombreamento de 50%, e classificou a espécie como moderadamente resistente ao sombreamento, corroborando o padrão encontrado neste estudo. Paciullo *et al.* (2008) verificaram que o sombreamento de *U. decumbens* induziu a elevação das taxas de alongamento de folhas e colmos, aumentando a produção total de matéria seca. Castro e Carvalho (2000) constataram que a diminuição da luminosidade afetou negativamente o florescimento de *U. decumbens*, cujo sombreamento inibiu totalmente a floração. Embora a variável floração não tenha sido analisada neste estudo, esse padrão não foi observado em campo e os indivíduos de braquiária sombreados (50%) também floresceram.

Já para *M. minutiflora*, diferentemente do que foi encontrado neste estudo, Castro *et al.* (1999) constataram que essa gramínea é menos tolerante à baixa

luminosidade. Em seu estudo, embora a redução da luminosidade não tenha influenciado significativamente na produção de matéria seca de *M. minutiflora*, as plantas sombreadas produziram cerca de 50% menos biomassa (rendimento) do que as cultivadas em pleno sol. Carvalho *et al*. (1997) também constataram redução significativa no rendimento forrageiro de *M. minutiflora* cultivada à sombra de um bosque de angico-vermelho. Num cerrado próximo às áreas deste estudo, Pivello *et al*. (1999) verificaram que a abundância de *M. minutiflora* está fortemente relacionada com a disponibilidade de luz.

O fato de, neste estudo, *M. minutiflora* e *U. decunbens* terem se mostrado resistentes ao sombreamento é preocupante, pois essas espécies podem invadir áreas de cerrados mais fechados, não mais restringindo sua ocupação aos cerrados abertos e bordas, mas também avançando em áreas de cerrado *sensu-stricto*. Mais estudos são necessários estudos para verificar a tolerância dessa espécie ao sombreamento.

5.2. Custo dos Tratamentos

As diferenças encontradas no custo por metro quadrado entre as técnicas de manejo deveram-se principalmente ao custo de mão de obra e transporte. De uma forma geral, os tratamentos CRII e CRSII foram mais caros que os demais tratamentos, principalmente, devido à necessidade de viagem extra ao campo para efetuar o segundo corte, requerendo mais mão-de-obra e gastos com transportes (Tabela 12).

Com o aumento da área a ser manejada, os custos dos tratamentos que envolvem cortes (com ou sem revolvimento) variam de forma semelhante (devido à ausência de materiais a serem instalados). Embora os custos com CRII e CRSII tenham sido um pouco maiores do que CRI e CRSI (devido à necessidade de viagens extras necessárias nos primeiros casos), CRII e CRSII apresentam melhor

relação benefício/custo e são indicados principalmente para o controle de *U. decumbens* pois, apresentam um maior valor de redução de biomassa por real gasto, enquanto CRI e CRSI apresentaram um valor de benefício/custo baixo, mostrando-se ineficazes como técnicas de manejo (Tabela 13). Para o controle de *M. minutiflora*, o uso do tratamento CRSI é mais adequado, uma vez que seu valor de benefício/custo é alto e permanece alto mesmo com o aumento de área manejada, mostrando-se eficaz na redução da biomassa da invasora com um custo mais baixo que os demais tratamentos.

Embora os tratamentos com cortes envolvam mão-de-obra intensiva e consumam muito tempo, sua utilização para o manejo de gramíneas invasoras em unidades de conservação é viável. Tanto para o manejo em $1m^2$ quanto para o manejo de $500m^2$, estes tratamentos apresentaram valores altos de relação benefício/custo, tornando-os indicados para o controle das gramíneas em áreas com infestações pequenas a médias, como, por exemplo, em algumas áreas de borda ou manchas de invasão isoladas no interior dos fragmentos.

Os custos com materiais, diferiram pouco entre as técnicas empregadas para o manejo de apenas $1m^2$, pois a quantidade de material necessária foi pequena. À medida que a área manejada aumenta, as técnicas de manejo com cortes e cortes com revolvimento do solo mostram-se mais baratas quando comparada com ABF e SOM, pois não envolvem aplicação material, exceto as ferramentas utilizadas (tesouras de grama e tesouras de poda).

O tratamento de sombreamento é economicamente pouco viável e é ineficaz para o controle das gramíneas invasoras, apresentando a menor relação benefício/custo entre os tratamentos (Tabela 13), uma vez que não reduziu a biomassa das invasoras e envolveu custos muito altos para sua aplicação. Além disso, seu custo total aumenta a taxas maiores que os outros tratamentos, na medida que aumenta a área a ser manejada (Figura 9). Esse fato deve-se ao uso da

tela de nylon (sombrite), que é um material caro e sua aplicação é um processo trabalhoso e demorado. Assim, é possível manejar menos área por dia em relação aos outros tratamentos, o que resulta em elevação no custo, devido à necessidade de mais dias de trabalho. O mesmo padrão de incremento de custos acontece para o tratamento de abafamento, onde os custos também tendem a aumentar com um tamanho menor de área manejada, em comparação aos tratamentos CRI, CRII, CRSI, CRSII, devido ao maior trabalho exigido na montagem da lona para o abafamento.

Para o manejo de uma área de até 100m^2, quase não há diferenças entre os custos do tratamento de abafamento e os tratamentos que envolvem corte (Figura 9). A partir de 110m^2 o tratamento de abafamento tem seu custo elevado devido à necessidade de acrescentar mais um dia de trabalho, porém volta a ser muito parecido com os tratamentos de corte a partir de 120m^2 de área manejada. Com o aumento de área a ser manejada, os custos do abafamento também aumentam e, em áreas maiores, a partir de 380m^2, a diferença pode chegar a R$ 1000,00 e assim, a relação benefício/custo dos tratamentos de cortes passa a ser maior que a do abafamento.

O tratamento ABF mostrou-se eficaz e sua relação benefício/custo é maior que os demais tratamentos em áreas pequenas (Tabela 13). Portanto, uma vez que ABF é bastante eficiente em reduzir biomassa das gramíneas invasoras e, após a retirada da lona, possibilita o restabelecimento e recolonização das áreas manejadas pelas espécies nativas, seu uso no controle das invasões também seria muito indicado para manejar áreas com pequenas infestações, preferencialmente mais próximas à borda, para evitar aumento dos custos em função do transporte do material a ser utilizado. Para áreas maiores e de acesso mais difícil, seria mais indicado o controle com cortes rentes ao solo, uma ou duas vezes ao ano, dependo da espécie.

A escolha da estratégia de manejo adequada envolve o estabelecimento de critérios para avaliar adequadamente o indicador de benefício/custo dos tratamentos. O indicador pode sofrer distorções, como no caso de um tratamento com um custo muito baixo, o que pode elevar o valor do benefício/custo independentemente do benefício que o tratamento ofereça. Assim, é adequado estabelecer um patamar mínimo de eficiência e um máximo de custo aceitável no processo de escolha do tratamento a ser aplicado.

Os custos dos tratamentos estudados aumentam em menor proporção do que o aumento de área manejada, o que permite uma economia de escala, ou seja, o benefício médio por unidade monetária (real) investida aumenta na medida que aumenta a área manejada (Tabela 13). Entretanto, as economias de escala apresentadas diferem entre os tratamentos, assim, a escolha do melhor tratamento depende também da extensão a ser manejada. Com isso, observamos que as avaliações econômicas de estratégias de manejo são de extrema importância, pois possuem o potencial para embasar as tomadas de decisão e a destinação dos recursos obtidos para o manejo de ecossistemas naturais (Born *et al.* 2005). King *et al*. (1998) afirmam que o princípio econômico fundamental para o manejo de espécies invasoras é simples: manejar apenas quando os benefícios excederem os custos. No entanto, existem dois problemas: i) as avaliações de custos de manejo dentro de reservas e parques são raras. Estudos voltados para invasão biológica, tipicamente, não incluem análises econômicas, sendo que a literatura sobre o assunto é relativamente pouca; ii) existe uma grande dificuldade em analisar os custos relativos aos benefícios que o controle dessas espécies possa trazer ao ecossistema invadido, pois há muita controvérsia sobre como calcular os benefícios do controle (Wiles 2004).

A grande maioria dos estudos que incluem análise de custos para o manejo e controle de espécies invasoras é voltada para a agricultura, isto porque os ganhos

e prejuízos econômicos causados por essas espécies em campos agrícolas são muito mais fáceis de se calcular que os prejuízos econômicos que as espécies invasoras podem causar aos ecossistemas naturais (Alm *et al.* 2000; Judice *et al*. 2006). Os estudos com cálculos de custos para sistemas agrícolas tomam como base a aplicação de herbicidas ou manejos integrados com herbicidas, pois em é muito mais comum o uso de herbicidas para o controle de pragas do que métodos mecânicos, por esses tenderem a ser mais baratos e de mais fácil aplicação. Por exemplo, em Gales a estimativa de custos para o controle da invasora *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) é de 3000 libras a 4500 libras/ha para corte manual, 2000 a 3000 libras/ha para corte mecânico (uso de máquinas) e 700 a 1000 libras/ha para aplicação de herbicidas (Oliver 2004 *apud* Tyler 2006).

O manejo para o controle de espécies invasoras em ecossistemas naturais e os cálculos dos custos desse controle ainda não constituem uma prática muito difundida entre os órgãos de governo responsáveis e mesmo entre os gestores de parques e unidades de conservação brasileiros. Em países como os Estados Unidos, Inglaterra, Austrália e África do Sul já existe uma preocupação maior com a avaliação dos danos econômicos causados pelas espécies invasoras dentro de unidades de conservação (Willianson 1996), porém, no Brasil isto ainda não acontece. Nos Estados Unidos, por exemplo, estima-se que são gastos aproximadamente 120 bilhões ao ano com controle de espécies invasoras; somente para o controle da espécie *Melaleuca quinquenervia* (Myrtaceae), são gastos pelo menos três milhões de dólares anualmente (Pimentel *et al*. 2005).

No Brasil, a grande maioria das unidades de conservação não recebem ações de manejo sobre sua biota, pois as políticas ambientais no país foram muito conservadoras e não admitiam intervenção alguma em ambientes protegidos até poucos anos atrás. Assim, a falta de conhecimento em como manejar adequadamente as UCs e as restrições da legislação brasileira favoreceram as

"não-ações de manejo" (Pivello 2006). No entanto, avanços na legislação têm ocorrido e, em 1992, foi elaborada Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB, onde é reconhecida a importância do problema causado pelas invasões biológicas (Artigo 8) e a necessidade de se impedir a introdução, o controle ou erradicação das espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats e as espécies nativas (MMA 2006).

O levantamento dos custos para manejar os ecossistemas naturais e controlar as espécies invasoras é importante, para subsidiar um redirecionamento dos recursos disponíveis e possibilitar a inclusão destes custos nos planos de manejo de cada unidade de conservação. Taylor & Hastings (2004), por exemplo, verificaram, por meio de modelagens, que a melhor estratégia de controle da espécie invasora *Spartina alterniflora* (Poaceae), no estado de Washington (EUA), dependia fortemente do orçamento anual disponível. Andreu *et al.* (2009), em seu estudo, verificaram que gestores de áreas naturais se preocupam com o fato da maioria dos estudos científicos se dedicarem exclusivamente à ecologia das espécies invasoras e pouco se dedicarem às avaliações de custo/eficiência de estratégias de manejo dessas espécies.

Frente a isso, estudos que subsidiem essas ações de manejo, com informações sobre eficiência de tratamentos para o controle das invasoras e os custos desses tratamentos, são de suma importância para possibilitar as tomadas de decisão o mais rápido possível, a fim de se evitar uma maior expansão dessas espécies dentro de unidades de conservação.

6. Conclusões e Considerações Finais

Levando em consideração a eficiência em reduzir biomassa e os custos dos tratamentos testados em curto prazo, o abafamento, bem como o corte raso aplicado duas vezes ao ano (novembro e março) são indicados para o controle da gramínea invasora *Urochloa decumbens* em áreas com pequenas infestações. Já em áreas com infestações maiores, o corte raso, aplicado duas vezes, mostra-se uma melhor opção pois, com o aumento de área, a outra opção eficaz de manejo que seria o abafamento, passa a ter uma relação benefício/custo menor que o tratamento com cortes.

Para *Melinis minutiflora,* o corte raso com revolvimento do solo, aplicado uma vez ao ano (novembro), é a melhor opção para seu controle em curto prazo, pois reduz a biomassa e não há necessidade de custos extras com viagens e mão de obra, apresentando, assim, a maior relação benefício/custo para o manejo de infestações maiores, embora os tratamentos de abafamento e corte raso aplicado duas vezes também seja bastante eficientes no controle de pequenas infestações.

As áreas a serem manejadas de uma só vez não devem ser muito grandes, a fim de reduzir o impacto do manejo no ambiente, pois as estratégias de controle mecânico também interferem bruscamente nas espécies nativas, não só pela retirada as invasoras, mas também porque são cortadas e abafadas juntamente com elas.

São comuns estudos que avaliam estratégias adequadas para o manejo de espécies invasoras e seus respectivos custos por meio de modelos que incluem estimativas de crescimento da população da espécie e simulações de técnicas de controle da população (Mason & French 2007). Essa abordagem pode ser muito vantajosa porque os modelos podem direcionar pesquisas futuras em campo, auxiliar no entendimento sobre as espécies e podem também ajudar no

estabelecimento de diretrizes para os planos de manejo nas UCs. No entanto, é importante ressaltar também que, para a obtenção de respostas concretas que subsidiem o controle efetivo de espécies invasoras, são necessários estudos *in loco* e em longo prazo. Um ano apenas não é suficiente para estabelecer padrões de respostas das plantas, principalmente porque essas respostas podem ser acentuadas com a continuidade do controle. No entanto, foi possível verificar tendências de repostas aos diferentes tipos de estresse aplicados neste estudo.

Há na literatura muita informação acerca do uso de herbicidas para o manejo de pragas e o manejo de espécies invasoras. Porém, em unidades de conservação, essa prática ainda é bastante controversa e pode representar um risco ao ecossistema, pois pode afetar a biota nativa e contaminar o solo e corpos d'água (Hobbs & Humphries 1995). Então, o ideal seria a aplicação de estratégias de manejo menos agressivas, como os métodos de controle mecânicos, cuja eficácia tentamos avaliar neste estudo.

O uso de métodos mecânicos ou manuais como alternativa ao uso de herbicidas é bastante recomendado, pois eles oferecem menor impacto às espécies que não são alvos. No entanto, o uso de herbicidas como método complementar pode ser aceito para o controle de espécies que regeneram rapidamente (English Nature 2003). Pivello (1992) e Durigan *et al*. (1998) acreditam que o controle químico, por meio de herbicidas de baixo efeito residual, com todas as precauções necessárias para evitar contaminação, seja uma das poucas alternativas para o controle da gramínea *U. decumbens* nos cerrados brasileiros. Martins (2006), em uma unidade de conservação em Brasília, testou o controle de *M. minutiflora* com manejo integrado, utilizando fogo e herbicida. O autor observou que o manejo integrado propiciou uma redução em mais de 99% da biomassa da gramínea e encontrou que nas condições estudadas os valores de concentração do herbicida no solo são extremamente baixos, indicando que apenas uma fração da parte aplicada

atingiu diretamente o solo. Assim, devido à eficácia em reduzir biomassa o uso de controles químicos deve ser considerado em alguns casos. Porém, ainda são necessários mais estudos e uma avaliação de custos do melhor herbicida a ser utilizado, treinamento e mão de obra dos trabalhadores e, principalmente, estudos para verificar a freqüência de aplicações durante um ano, pois normalmente necessita-se de reaplicações, o que também aumenta o custo com viagens extras e herbicidas.

Embora as estratégias de controle mecânico requeiram muita mão de obra e, em alguns casos, são mais caras que a aplicação de herbicidas, ainda são as melhores opções em unidades de conservação, por envolverem menos riscos ao ambiente. Portanto, mais estudos devem ser feitos para avaliar os efeitos desses e outros controles mecânicos nas gramíneas invasoras em longo prazo, verificando possíveis efeitos negativos cumulativos, como, por exemplo, redução das inflorescências e produção de sementes. Também deve ser verificado o efeito dos manejos na comunidade nativa, abordando riqueza e diversidade, a fim de se obter subsídios efetivos que possibilitem ações de manejo e medidas conservacionistas. É indispensável que se inclua no plano de manejo das UCs o controle da expansão dessas gramíneas como prática constante e corriqueira, a fim de se obter resultados efetivos.

7. Bibliografia

Alm, D. M.; Wax, L.M. & Stoller, E.W. 2000. Weed Suppression for Weed Management in Corn (*Zea mays*) and Soybean (*Glycine max*) Production Systems. **Weed Technology** 14: 713–717.

Alvim, M.J.; Botrel, M. de A.; Verneque, R. da S. & Salvati, J.A. 1990. Aplicação de nitrogênio em acessos de Brachiaria. 1. Efeito sobre a produção de matéria seca. **Pasturas Tropicales** 12(2): 2-6.

Andreu, J.; Montserrat, E. & Hulme, P.E. 2009. An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. **Environmental management** 43: 1244-1255.

Antonsen, H. & Olsson, P.A. 2005. Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial comunity. **Journal of Applied Ecology 42**(2): 337-347.

Aquino, F. G. & Miranda, G. H. B. 2008. Conseqüências ambientais dos fragmentos de habitats no Cerrado. In: S. M. Sano; S. P. de Almeida & J. F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa. Brasília, DF.

Art, H.W. 1996. To spray or not spray: that is the question. *In* J. M. Randall & J. Marinelli (eds.). **Invasive Plants: Weeds of the Global Garden**. Brooklyn Botanic Garden Inc.

Asner, G. P. & Beatty, S. W. 1996. Effects of an African grass invasion on Havaian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant & Soil** 186: 205-211.

Barbosa, E.G.; Pivello, V. R. & Meirelles, S.T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Tecnology** 51(4): 835-831.

Beerling, D.J.; Bailey, J. P. & Connolly, A.P. 1994. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. **Journal of Ecology** 82: 959-979.

Bogdan, A.V. 1977. **Tropical pasture and folder plants**. New York, Longman.

Bond, W. & Grundy, A. C. 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. **Weed Research** 41(5): 383-405.

Born, W.; Rauschmayer, F. & Bruer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions—a survey. **Ecological Economics** 55: 321-236.

Branson, F.A. 1953. Two new factors affecting resistenceof ggrasses to grazing. ***Journal of Range Management*** 9:165-171.

Brasileiro, C. A.; Sawaya, R. J.; Kiefer, M. C. & Martins, M. 2005. Amphibians of the Cerrado of Itirapina Ecological Station, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 5(2): 1-17.

Briske, F. A. 1986. Plant response to desfoliamention: morphological considerations and allocation priorities. In: J. P. Joss; P. W. Lunch and O. B. Willians (eds.) **Rangelands: a resourse under siege**. Cambridge University Press.

Broughton, S. 2000. Review and evaluation of lantana biocontrol programs. **Biological Control** 17: 272-286.

Bronw, K.; Brock, K. Madden, S.; Marshall, J. 2002. Control of the exotic bulb, Yellow soldier (*Lachenalia reflexa*) invading a Banksia Woodland, Perth, Western Australia. **Ecological Management and Restoration** 3 (1) 28-36.

Bruce, P.; Simon, J. & Oswald, T. 2000. **Resampling Stats user's guide**. Resampling Stats, Arlington.

Byers, J.E.; Reichard, S.; Randall, J.M.; Parkers, I.M.; Smith, C.S.; Lonsdale, W.M.; Atkinson, I.A.E.; Seasatedt, T.R.; Willianson, M; Chornesky, E.; Hayes, D. 2001. Directing research to reduce the impacts of nonindegenous species. **Conservation Biology** 16(3):630-640;

Carvalho, M.M.; Silva, J. L.O. & Campos Jr, B.A. 1997. Produção de matéria seca e composição mineral da forragem de seis gramíneas tropicais estabelecidas em um sub-bosque de angico-vermelho. **Revista Brasileira de Zootecnia** 26(2): 213-218.

Castro, C.R.T. & Carvalho, M.M. 2000. Florescimento de gramíneas forrageiras cultivadas sob luminosidade reduzida. **Ciência Rural** 30 (1): 163-166.

Castro, C.R.T.; Garcia, R.; Carvalho, M.M. & Couto, L. 1999. Produção forrageira de gramíneas cultivadas sob luminosidade reduzida. **Revista Brasileira de Zootecnia** 28(5): 919-927.

Condé, A.R. & Garcia, J. 1985. Efeito da época de colheita sobre o potencial de armazenamento das sementes de capim braquiária em condições ambientais. **Revista Brasileira de Sementes** 7(2): 85:92.

Cooper, M.; Mendes, L. M. S.; Silva, W. L. C. & Sparovek, G. 2005. A national soil profile database for Brazil available to international scientists. **Soil Science Society of America Journal** 69: 649-652.

Coutinho, L. 1990. Fire in the ecology of Brasilian cerrado. In. J. G. Goldamer (ed.) **Fire in the tropical biota ecosystem processes and global challenges**. p. 273-291. Springer-Verlag. Berlim, Germany.

Cronk Q.C.B. & Fuller, J.L. 1995. **Plant Invaders: the threat natural ecosystems**. London, Chapman & Hall.

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.

Davis M.A., Grime J.P. & Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. **Journal of Ecology** 88: 528-534

Derr, J.F. 2008. Common Reed (*Phragmites australis*) response to mowing and herbicide application. **Invasive Plant Science and Management** 1: 12-16.

DiTomaso, J.M. 2000. Invasive weeds in rangelands: species, impacts and management. **Weed Science** 48: 255-265.

Durigan, G.; Contieri, W. A.; Franco, G. A. D. C. & Garrido, M. A. O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botanica Brasílica** 12 (3): 421-429.

Durigan, G.; Siqueira, M. F.; Franco, G. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola** 64: 366-363.

Ellis, D. R.; Guillard, K.& Adams, R.G. 2000. Purslaneasa living mulchin broccoli production. **American Journal of Alternative Agriculture** 15: 50-59.

Elton C.S. 1958. **The ecology of invasion by animals and plants**. Methuen, London.

English Nature. 2003. **The Scrub Management Handbook: Guidance on the management of scrub on nature conservation sites**. The Forum for the Application of Conservation Techniques (FACT), West Yorkshire.

Filgueiras, T. S. 1990. Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África. **Cad. Geociências** 5:57-63.

Freckleton, R.P. 2004. The problems of prediction and scale in applied ecology: the example of fire as a management tool. **Journal of Applied Ecology** 41: 599 – 603.

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, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Freitas, G. K. & Pivello, V. R. 2005. A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. *In:* V.R. Pivello & E.M. Varanda (orgs.). **O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga) – Ecologia e Conservação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, SP.

Gallandt, E. R. 2006. How can we target the weed seed bank? **Weed Science** 54: 588-596.

Gillespie, I.G. & Allem, E.B. 2004. Fire and competition in a Southern California grassland: impacts on the rare forb Eradium macrophyllum. **Journal of Applied Ecology** 41: 643-652.

Gomide, J.A. 1988. Fisiologia das plantas forrageiras e manejo das pastagens. **Informativo Agropecuário** 88 (153/154): 11-18.

Grove, R.H. 1989. Ecological control of invasive terrestrial plants. *In*: J.A. Drake; H.A. Mooney; F. Di Castri; R.H. Grove; F.J. Kruger; M. Rejmánek & M. Willianson. **Biological Invasion: A Global Perspective**. Jonh Wiley, Chichester, UK.

Hansen, M.J. & Wilson, S. 2006. Is management of an invasive grass Apropyron cristatum contingent on environmental variation? **Journal of Applied Ecology 43**:269-280.

Hanson, B. 1996. Tools &Techniques: Chemical Free Controls. *In* J. M. Randall & J. Marinelli (eds.). **Invasive Plants: Weeds of the Global Garden**. Brooklyn Botanic Garden Inc.

Hierro, J.L.; Maron, J.L.& Callaway, R.M. 2005. A biogeografical approach to plant invasion: the importance of studying exotics in their introduced and native range. **Journal of Ecology** 93(1): 5-15.

Hobbs, R.J. & Humphries, S.E. 1995. An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. **Conservation Biology** 9 (4): 761- 770.

Hoffmann, W. A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology** 32:29-36.

Hoffmann, W.A.; Lucatelli, V.M.P.C.; Silva, F.J.; Azevedo, I.N.C.; Marinho, M.S.; Albuquerque, A.M.S.; Lopes, A.O.; Moreira, S.P. 2004. Impact os the invasive

alien grass Melinis minutiflora at the savanna-forest ecotone in the Brasilian Cerrado. **Diversity and Distributions** 10: 99-103.

Hopkins, A. & Johnson, R. H. 2002. Effect od different manuring and defoliation patterns on broad-leaved dock (*Rumex obtusifolius*) in grassland. **Annual of Applied Biology** 140: 255-262.

Hughes, F.; Vitousek, P. M.; Tunison, T. 1991. Alien grass invasion and fire in the seazonal submontane zone of Hawaii. **Ecology** 72:743-746.

Hughes, F. & Vitousek, P. M. 1993. Barriers to shrub establishment following fire in the seazonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia** 93: 557-563.

Instituto Hórus. 2008. **Instituto Hórus de desenvolvimento e Conservação Ambiental**. Disponível em: http://www.institutohorus.org.br/. Acesso em: 16-06-2008.

Judice, W.E.; Griffin, J.L.; Jones, C.A. & Etheredge jr, L.M. 2006. Weed Control and Economics Using Reduced Tillage Programs in Sugarcane. **Weed Technology** 20: 319-325.

Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution** 17: 164-170.

Kissmann, K.G. 1997. **Plantas Infestantes e Nocivas**. 2ed. São Bernado do Campo. S.P. BASF.

King, R.P.; Lybecker, D.W.; Schweizer, E.E. & Zimdahl, R. 1998. The economic of weed control an the value of weed management information. In: J.L. Hatfield; D.D. Buhler & B.A. Stewart (eds). **Integrated Weed Management**. Chelsea, MI: Ann Arbor Press.

Klink, C.A. 1994. Effects of clipping on size and tillering of native and African grasses of Brasilian 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.; Joly C. A. 1989. Identification and distribution of C3 And C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo, Brazil. **Biotropica** 21 (1): 30-34.

Klink, C.A. & Machado, R. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19 (3): 707-713.

Krebs, C. J. 1999. **Ecological Methodology**. 2ed. New York, Benjamin/ Cummings.

Li, H. & Zang, L. 2008. An experimental study on physical controls of an exotic plant *Spartina alterni.ora* in Shanghai, China. **Ecological Engineering** 32: 11-21.

Lian, J.Y.; Ye, W.H.; Cao, H.L.; Lai, Z.M & Liu, S.P. 2006. Effects of periodic cutting on the structure of the *Mikania micrantha* community. **Botanical Studies** 47(2): 185-190.

Lodge, D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution** 8:133-137

Lonsdale W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology** 80: 1522-1536.

Lorenzi, H. 2008. **Plantas daninhas do Brasil**. 4ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, S.P.

Luken, J. O. 1990. **Directing Ecological Succession**. Chapmann and Hall, London.

Macedo, J.H.P. & Bredow, E.A. (ed). 2004. **Princípios e Rudimentos do Controle biológico de plantas.** Curitiba: UFPR.

Mack, M. C. 1996. Predicting the identity and fate of plant invaders: Emergent and emerging approaches. **Biological Conservation** 78: 107-127.

Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale.W.M.; Evans, H.; Clout, M. Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology** 5: 1-22.

Mantovani, W. 1987. **Análise Floristica e fitossociológica do herbáceo subarbustivo do cerrado na reserva biológica de Guaçu e Itirapina**. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

Maron, J.L. & Jefferies, R.L. 2001. Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. **Ecological Applications** 11(4): 1088-1100.

Martins, C.R.. 2006. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim gordura): uma espécie invasora do cerrado**. Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Mason, T.J. & French, K. 2007. Management regimes for a plant invader differentially impact resident communities. **Biological Conservation** 36: 246-259.

McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: Animals in herbs, plant form and coevolution. **The American Naturalist** 124(6):863-886.

Mc.Neely, J.A. 2000. The future of alien species: changing social views. In: **Invasive Species in a Changing World**. Mooney, H.A., e Hobbs, R. (eds). Washington, DC: Island Press.

Mesquita Júnior, H.N. de. 1998. **Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga - SP)**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 118p.

Ministério do Meio Ambiente. 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. MMA, CID Ambiental. Brasília.

Miranda, H. S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A. C. 2002. The fire factor. *In*: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds). **The cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press, New York.

Mittermeier, R.A; Gil, P.R.; Hoffman, M.; Pilgrin, J.; Brooks; Mittermeier, C.G. Lamoureux, J. & da Fonseca, G.B.A. 2004. **Hotspots reviseted: Eaths's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Cemex, Conservation International and Agrupación Sierra Madre. Monterrey, Méxixo.

Moore, M.J.; Swanton, C.L.&Gillespie, T.J. 1991. The effect of cover crops on soybean and weed development. **WSSA Abstracts** 31:46.

Myers, J.H. & Bazely, D. 2003. **Ecology and control of introduced plants**. United Kingdon: University Press, Cambridge.

Nashiki, M.; Meguro, R. & Fukuda, E. 1998. Effect of cutting on carbohydrate content of *Rumex obtusifolius* L. **Journal of Weed Science and Technology** 43:274-276.

Ogden, J.A.E. & Rejmánek, M. 2005. Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. **Biological Conservation** 125: 427-439.

Odom, D.S. I.; Cacho, O. J.; Siden, J. A & Griffth, G. R. 2003. Polices for the management of weeds in natural ecosystems: the case of scotch broom (*Cytisus scoparius* L.) in an Austalian Natinal Park. **Ecological Economics** 44: 119 - 135.

Paciullo, D.S.C.; Campos, N.R.; Gomide, C.A.M.; Castro, C.R.T. de; Tavela, R.C. & Rossiello, R.O.P. 2008. Crescimento de capim-braquiária influenciado pelo grau de sombreamento e pela estação do ano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 43: 917-923.

Palermo, A. C.; Musso, C.; Borges G. B. O; Aires, F. S.; Andrade, S. M. A.; Martins, C. R.; Sato, M. N. & Miranda, H. S. 2008. Manejo com fogo em áreas invadidas

com capim-gordura visando o aumento da diversidade de gramíneas nativas. *In*: **VIII Congresso Brasileiro de Ecologia**. Caxambú. Livro de Resumos.

Pauchard, A.; Cavieres, L.; Bustamante, R. Becerra, P. & Papoport, E. 2004. Increasing the undertanding of plant invasions in southern South América: First Symposium on Alien Plat Invasions in Chile. **Biological Invasions** 6: 255-257.

Petenon, D. & Pivello, V.R. 2008. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação** 6: 65- 77.

Pimentel D. 2002. **Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species**. CRC Press, Nova Iorque.

Pimentel, D.; Zuniga, R. & Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics** 52: 273-288.

Pivello, V.R. 1992. **An expert system for the use of prescribed fires in the management of Brazilian savannas**. Tese de Doutorado. Imperial College of Science Technology and Medicine, University of London, U.K.

Pivello, V.R.; Carvalho, V.M.C.; Lopes, P.F.; Peccinini, A.A & Rosso, S.1999-a. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica** 31: 71-82.

Pivello, V.R.; Shida, C.N. & S.T. Meirelles. 1999-b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation** 8: 1281-1294.

Pivello, V. R. 2006. Manejo de fragmentos de cerrado visando a conservação da biodiversidade. Pp. 402-413. In: A. Scariot; J.C. Sousa-Silva; J.M. Felfili. (orgs.).**Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Pivello, V.R. 2008. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. **Ecologia** info 3. Disponível em http://www.ecologia.info/cerrado.htm. Acesso 10-06-2009.

Prieur-Richard, A.H. & Lavorel, S. 2000. Invasions: the perspective of diverse plant communities. **Austral Ecology 25**: 1-7.

Puth L.M. & Post D.M. 2005. Studying invasion: have we missed the boat? **Ecology Letters** 8: 715-721.

Receita Federal. 2009. Ministério da Fazenda – Receita Federal. **Depreciação de Bens do Ativo Imobilizado.** Disponível em http://www.receita.fazenda.gov.br/PessoaJuridica/DIPJ/2005/PergResp2005/pr360a373.htm. Acesso em 05-04-2009.

Rejmánek, M.; Richardson, D.M.; Pysek, P. 2004. Plant invasions and invasilibilty pf plant communities. *In:* E. Maarel van der. **Vegetation Ecology**. (ed) Oxford: Blackwell Publishers.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. & West C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity & Distributions** 6: 93-107.

Reeder, T.G. & Hacker, S.D. 2004. Factors contributing to the removal of a marine grass invader (*Spartina anglica*) and subsequent potential for habitat restoration. ***Estuaries*** 27 (2): 244–252.

Rossiter, N.A.; Setterfield, S.A.; Douglas, M.M.; Hutley, L.B. 2003. Testing the grass-fire cycle: exotic grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. **Diversity and Distributions** 9, 169-176.

Ruggiero, P.G.C., Batalha, M.A., Pivello, V.R. & Meirelles, S.T. 2002. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous Forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology** 160: 1-16.

Sakai A.K., Allendorf F.W., Holt J.S., Lodge D.M., Molofsky J., With K.A., Baughman S., Cabin R.J., Cohen J.E., Ellstrand N.C., McCauley D.E., Neil P., Parker I.M., Thompson J.N. & Weller S.G. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics** 32: 305-332

Schreiner, H.G. 1987. Tolerância de quatro gramíneas forrageiras a diferentes graus de sombreamento. **Boletim de Pesquisa Florestal** 15: 61-72.

SEMA – Secretaria do Estado do Meio Ambiente. 2000. **Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo**. SEMA. São Paulo.

Shida, C.N. 2000. **Levantamento da distribuição espacial e temporal dos elementos da paisagem e de seus determinantes, na Região dos municípios de Luis Antônio e Santa Rita do passa Quatro (SP), como subsídio para o planejamento ambiental**. Dissertação de Mestrado, Instituo de Biociências da USP. São Paulo - SP.

Siemann, E. & Rogers, W.E. 2001. Genetic differences in growth of an invasive tree species. **Ecology Letters** 4: 514-518.

Silva, J. S. O. & Haridasan, M. 2007. Acúmulo de biomassa aérea e concentração de nutrientes em *Melinis minutiflora* (P.Beauv) e gramíneas nativas do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica** 30: 343-350.

SINDIREPA - **Sindicato da Indústria de Reparação de veículos e acessórios do estado de São Paulo**. 2009. Disponível em http://www.oficinadeveiculos.com.br/noticias_todas_2.asp. Acesso 05-04-2009.

Sokal, R.R. & Rohlf, J. 1987. **Introduction to Biostatitics**. 2ed. W.H. Freeman and Company, Nova York.

Tambosi, L. R. 2008. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para criação da zona de amortecimento**. Dissertação de Mestrado. Instituo de Biociências da USP. São Paulo – SP

Tang, L; Gao, Y.; Wang, J.Q.; Wang, C.H.; Li, B.; Chen, J.K. & Zhao, B. 2009. Designing an effective clipping regime for controlling the invasive plant Spartina alterniflora in an estuarine salt marsh. **Ecological Engineering** 35(5): 874-881.

Taylor, C.M. & Hastings, A. 2004. Finding optimal control strategies for invasive species: a density-structured model for *Spartina alterniflora*. **Jounal of Applied Ecology** 41:1049-1057.

Thompson, J.D. 1991. The biology of an invasive plant: what makes *Spartina anglica so* successful? **Bioscienc*e*** 41: 393–401.

Tipping, P.W. 2007. Mowing-Induced Changes in Soil Seed Banks and Populations of Plumeless Thistle (Carduus acanthoides) and Musk Thistle (*Carduus nutans*). **Weed Technology** 22(1):49-55.

Underwood, A.J. 1997. **Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance**. Cambridge University Press, Cambridge.

Ventura, A.; Berengut, G. & Victor, M.A.A 1965/66. Características edáfo-climáticas das dependências do Serviço Florestal de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo** 4: 57-140.

Walter, H. 1986. **Vegetação e zonas climáticas – Tratado de ecologia global**. 5.ed. EPU – Editora Pedagógica e Universitária Ltda., São Paulo, 325p.

Whithema, P.C. 1980. **Tropical pasture science**. Oxford University Press, New York. 1980.

Wicks, G. A.; Burnside, O.C. & Felton, W.L. 1995. Mechanical weed management. Pp.51- 99. In: A. E. Smith (ed.). **Handbook of weed management systems**. Marcel Dekker, Nova York.

Wiles, L.J. 2004. Economics of weed management: principles and practices. **Weed Technology** 18: 1403-1407.

Williamson M. 1996. **Biological Invasions**. Chapman & Hall, London.

Wittenberg, R. & Cock, M.J.W. (eds) 2001. Invasive Alien Species: A toolkit of best Prevention and Management Practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

ZAR, J.H.1999.**Biostatistical Analysis**. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey.