

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Biologia Geral

Capim-Gordura (*Melinis minutiflora*) no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça

Impactos na Comunidade de Plantas, Alterações do Micro-clima,
Características do Fogo e Características reprodutivas

Rafael Drumond Rossi

Orientador: Prof. Dr. José Eugênio Cortes Figueira

Co-orientador: Dr. Carlos Romero Martins

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Apoio Institucional:



Financiamento:



FAPEMIG
Fundação de Amparo à Pesquisa do
Estado de Minas Gerais

Belo Horizonte, Fevereiro de 2012

Banca Examinadora

Kátia Torres Ribeiro

Adriano Pereira Paglia

Maria auxiliadora Drumond
(suplente)

José Eugênio Cortes Figueira
(orientador)

A minha família, por terem me carregado quando não pude mais andar

Agradecimentos

Primeiramente a Deus, que com todo zelo criou e prosperou a Terra e o Universo.

A todos os seres divinos, que nos acompanham e trabalham muito a benefício do bem.

A minha mãe, Maria Lúcia Lima Drumond; ao meu pai, Roberto Reis Rossi; e aos meus irmãos, Bruno Drumond Rossi e Izabela Drumond Rossi, por estarem sempre presentes em minha vida, compartilhando as alegrias e nos ajudando em nossos momentos mais difíceis.

A tia Lurdes e a vovó Dodo (em memória) pelo exemplo de vida.

Ao tio Zé e ao tio Xande pelos ensinamentos em seus últimos suspiros.

A Priscilla, minha prima querida que muito me ajudou em um dos momentos que mais precisei.

Aos meus familiares, que estiveram presentes durante toda a minha infância e por desfrutarem de datas comemorativas ao meu lado.

Ao Marcus Vinicius, Rafael (Tampa), Gustavo (Gnomo) e Rafael Mascarenhas (Rafão) pela amizade e por brindarem comigo a nossa existência.

Ao Frederico Bambirra (Fred), Rafael Bambirra (Baratinha), PH, João Paulo (Boca), Alice, Maria, Ana, Bárbara, Daniela, Rafaela, Paulinha, Teresinha, Rodrigo, Daniel e companhia pela amizade que têm com a minha família e pelas bagunças que aprontamos juntos.

Aos demais amigos da família, por fazerem a nossa vida valer a pena.

Ao Zé Eugênio, por ser meu pai na faculdade.

Ao Zé Eugênio e ao Carlos Romero pela orientação deste trabalho.

Ao professor Ricardo Carmona, que autorizou os ensaios de germinação em Brasília.

A banca examinadora, Kátia Torres Ribeiro, Adriano Pereira Paglia e Maria Auxiliadora Drumond, pelas importantes contribuições a redação final.

A todos professores que já passaram por minha vida, pelos esforços empregados e por terem tornado a minha chegada até aqui possível.

O sabor de Deus
Está em minha língua
O nome de minha mãe
É o meu incenso

Que fartamento
Me sacia a fome
E me dá força
Com que luto e venço

Sombra do céu
Está em minha vida
O nome de minha mãe
Em roda dos meninos

Me alivia
Se a dor é forte
E dos males da vida
Me tira os espinhos

...

(Md. Regina Pereira)

Resumo

Há a previsão de que os Cerrados acabem fora das áreas de proteção até 2030. Dos aproximados 5,5% que irão restar temos que retirar ainda as áreas descaracterizadas pelas espécies invasoras. O capim-gordura é uma das principais invasoras do Cerrado, sendo a gramínea exótica que tem causado o maior impacto sobre a flora nativa. Ele está presente em diversas unidades de conservação de Cerrado, e não encontramos trabalhos a respeito de combate a essa espécie sendo realizado em alguma unidade, apesar de alguns estudos de como se combater já terem sido realizados. Os efeitos do capim-gordura são devidos, em grande parte, pelo sombreamento devido ao maior porte, possível alelopatia, e pelo grande acúmulo de biomassa combustível que altera as características do fogo. O fogo é um componente natural do Cerrado, porém quando ocorre com intensidade, extensão, frequência, sazonalidade e tipo (subterrâneo, superfície, copa) extrapolando os limites ou diferentes do que ocorre naturalmente no Cerrado pode deslocar as relações ecológicas, desfavorecendo espécies favorecidas no regime natural e vice-versa além de poder eliminar espécies que possuem características que as protegem do regime natural de fogo no Cerrado, mas não no regime de fogo alterado. Dando continuidade ao trabalho que realizamos em 2009 (Rossi, 2009), propusemos neste trabalho estudar características importantes do capim-gordura e comunidade associada afim de entender como ocorre o processo de invasão e quais são os principais efeitos na comunidade de plantas. Assim como o trabalho de 2009, este trabalho foi realizado no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça (PESRM). Chegamos aos resultados de que o capim-gordura: a) no local de estudo, produz em média (extrapolando os dados) 1 bilhão, 24 milhões e 110 mil espiguetas cheias por hectare; b) altera o micro-clima das áreas invadidas, aumentando a umidade do ar e diminuindo a luminosidade ao nível do solo, mas não alterando a temperatura do ar ao nível do solo; c) com o aumento do grau de invasão, reduz a biomassa de monocotiledôneas nativas; d) reduz o número de indivíduos de dicotiledôneas nos locais invadidos e também o número de espécies (riqueza); e e) altera as características do fogo, aumentando o comprimento das chamas, a taxa de espalhamento máxima, a intensidade da linha de fogo e o calor por unidade de área. Concluimos que o PESRM, que está com elevado grau de invasão, está produzindo bilhões e bilhões de sementes de capim-gordura, alastrando-se pelo parque, e que nos locais já invadidos, diminuem o número de monocotiledôneas e dicotiledôneas, assim como o número de espécies de dicotiledôneas e resultam em fogos com características mais severas dos fogos naturais de Cerrado.

Palavras-chaves: Capim-gordura, *Melinis minutiflora*, Invasão biológica, Cerrado.

Abstract

The end of the Cerrado vegetal formations located outside protected areas is foreseen in 2030, and areas characterized by exotic species will have to be excluded from these 5.5% remaining areas where original Cerrado vegetation was found. The molasses grass is one of the main invasive species in the Cerrado, and is the exotic grass which has caused the greatest impact on the native flora. The species is present in several Cerrado conservation units but there are no reports about efforts to eradicate it from them, even though some studies on how to eradicate it have been done. The effects of this species on the native flora are mainly due to shading (due to its size), possible allelopathy and the accumulation of large quantities of combustible biomass that alters the characteristics of fires. Fire is a natural component of the Cerrado ecosystem. However, when its intensity, extension, frequency, seasonality and kind (underground, surface and canopy) differ from the characteristics of a natural Cerrado fire, it can affect ecological relations favouring exotic species over the ones that are favoured by the natural regime. It can also eliminate species with unique characteristics that give them protection against the natural fire regime but not against the altered fires. Continuing the research done at the Serra do Rola-Moça State Park (PESRM) during 2009 (Rossi, 2009) this work intended to study important characteristics of the molasses grass and its associated community in order to understand the invasive process and its main effects on the native vegetal communities. Our results indicate that the molasses grass: a) at the study area it produces a mean of 1 billion, 24 million and 110 thousand full florets per hectare (extrapolated data); b) alters the microclimate of invaded areas, increasing air humidity and reducing luminosity on the ground surface, but not changing air temperature at ground level; c) with the increase of the degree of invasion there is a reduction in the biomass of native monocotyledons; d) reduces the number of dicotyledonous individuals as well as the number of species (richness) present in invaded areas; and e) alters fire characteristics increasing flame length, maximum spreading rate, fire line intensity and heat per area unit. We conclude that the PESRM presents a high degree of invasion, with the production of billions of molasses grass' seeds that spread all over the Park and that, in already invaded sites reduce the number of native monocotyledonous and dicotyledonous individuals and dicotyledonous species producing fires with more severe characteristics of those natural to the Cerrado.

Key-words: Molasses grass, *Melinis minutiflora*, Biological Invasion, Cerrado.

SUMÁRIO

1. Introdução	01
1.1 Invasão biológica	01
1.2 Invasão por gramíneas e o capim-gordura	03
1.3 Características reprodutivas	07
1.4 Micro-clima	08
1.5 Fogo	09
1.6 Parque Estadual Serra do Rola-Moça (PESRM)	11
1.7 Propostas, hipóteses e predições	12
2. Metodologia	13
2.1 Área de Estudo	13
2.2 Características reprodutivas do capim-gordura	15
2.3 Microclima	17

2.4 Impacto na comunidade de monocotiledôneas	17
2.5 Impacto na comunidade de dicotiledôneas	18
2.6 Acúmulo de biomassa em área invadida	18
2.7 Simulações com BehavePlus	19
2.8 Análises estatísticas	21
3. Resultados e discussão	22
3.1 Características reprodutivas	22
3.2 Micro-clima	25
3.3 Impacto na comunidade de monocotiledôneas	29
3.4 Impacto na comunidade de dicotiledôneas	30
3.5 Acúmulo de biomassa em área invadida	37
3.6 Simulações com BehavePlus	38

3.7 Controle e combate do capim-gordura	47
4. Conclusões	49
5. Orientações de manejo	52
6. Referências Bibliográficas	53

1. Introdução

1.1 Invasão biológica

Invasões biológicas ocorrem quando espécies exóticas se estabelecem nos ecossistemas e posteriormente se alastram, deslocando espécies nativas e podendo causar danos ao funcionamento dos ecossistemas (Pivello, 2008). Elas afetam virtualmente todos os ecossistemas da Terra (Foxcroft *et al.*, 2010). A invasão biológica bem sucedida pode ser resumida em quatro etapas: i) introdução da espécie ao novo habitat; ii) colonização inicial; iii) estabelecimento com sucesso na área introduzida; e iv) dispersão e disseminação secundária para novos habitats (veja Barbosa, 2009).

Há uma certa confusão na literatura quanto aos termos relacionados a invasão biológica. Por exemplo: Meiners (2007), analisou comunidades de plantas nativas **invadidas** por **plantas exóticas**, chegando ao resultado de que as dinâmicas populacionais das espécies destes dois grupos eram quase idênticas, e que a maioria das **espécies exóticas** convivia dentro da comunidade sem trazer problemas. Segundo revisão de Richardson e Pysek (2008) a **ecologia da invasão** é a ciência que estuda a **introdução de organismos no ambiente** pelo homem. Já Barbosa (2009) coloca que uma vez que uma **invasão** ocorre, 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. Revisão feita por Gooden e outros (2009b) indica que a **invasão** por **espécies exóticas** ameaçam os processos do ecossistema e a diversidade de espécies, tanto na escala de comunidade como na escala global. E revisão feita por Davis e outros (2000) coloca que a **invasão** de habitats por **espécies exóticas** é um fenômeno global com sérias consequências para os sistemas ecológicos, econômicos e sociais. Para organizar a terminologia de forma simples e concisa, Richardson e outros (2000) e Pysek e outros (2004) propuseram a utilização dos seguintes termos para invasões de plantas:

TABELA 1
Terminologia referente a invasão biológica de plantas

Plantas nativas	Espécie que tem origem ou que tenha chegado (de uma área nativa) em uma área sem a intervenção do homem. Ex: Garça vaqueira.
Plantas exóticas	Espécie de planta introduzida intencionalmente ou acidentalmente como resultado da atividade humana.
Plantas exóticas casuais	Plantas exóticas que não formam populações estáveis. Precisam ser re-introduzidas para se manter.
Plantas naturalizadas	Plantas exóticas que formam populações estáveis durante muitos ciclos de vida sem intervenção humana direta. Não são necessariamente invasoras.
Plantas invasoras	Plantas naturalizadas que produzem prole fértil a longas distâncias dos parentais, geralmente em grande número. Tem o potencial de se espalhar por consideráveis distâncias.
Pragas	Plantas que crescem em locais indesejados (não necessariamente exótica).
Pragas ambientais	Plantas exóticas que invadem ambientes naturais, geralmente afetando a biodiversidade nativa e/ou funcionamento do ecossistema.
Transformadoras	Sub-grupo de plantas invasoras que mudam as características, condições, formas ou natureza do ecossistema em uma área significativa.

Fonte: Richardson e outros (2000) e Pysek e outros (2004)

Em um levantamento realizado pelo Ministério do Meio Ambiente, em 2003, para a elaboração do “Primeiro Informe Nacional Sobre Espécies Exóticas Invasoras”, foram catalogadas um total de 543 espécies exóticas invasoras, incluindo fauna, flora e microorganismos (veja Soares, 2009).

A invasão de ambientes por novas espécies é influenciada por três fatores: o número de propágulos entrando no novo ambiente (pressão de propágulo), as características das novas espécies e a susceptibilidade do ambiente a invasão por novas espécies (invasibilidade) (veja Davis *et al.*, 2000). Poucas comunidades são prováveis de permanecerem livres de invasão caso haja suprimento suficiente de propágulos (Levine *et al.*, 2003). Invasões de plantas em comunidades naturais são comumente associadas com redução de diversidade de espécies e alteração da estrutura e função dos ecossistemas (Gooden *et al.*, 2009a). Logo, compreender interações entre plantas exóticas e nativas é essencial para o manejo e restauração de habitats (Corbin & D’Antonio, 2004). É provável que espécies nativas individuais exibam respostas variadas a invasão de plantas exóticas, com algumas se tornando desalojadas, outras não afetadas e outras favorecidas pela invasão (veja Gooden *et al.*, 2009b). Revisão de Levine e outros (2003) sugere que a habilidade das espécies se estabelecerem e espalharem está relacionado a sua habilidade para suprimir competitivamente as espécies residentes. Há três hipóteses relacionadas ao sucesso de invasões de plantas em novos ambientes. A primeira é que as plantas invasoras possuem menos inimigos (herbívoros e patógenos) do que as plantas

nativas no ambiente invadido (hipótese da liberação de inimigos). A segunda é que perturbações humanas em comunidades nativas podem reduzir a adaptabilidade das espécies nativas as novas condições, favorecendo espécies invasoras. A terceira é que espécies exóticas invasoras podem ter grande habilidade competitiva inerente em relação àquelas espécies nativas do ecossistema estudado (Keane & Crawley, 2002).

1.2 Invasão por gramíneas e o capim-gordura

Diferentes mecanismos têm sido propostos para a competição entre gramíneas invasoras e monocotiledôneas nativas, em diversos lugares do mundo. Por exemplo, Cobin e D'Antonio (2004) encontraram evidências de espécies nativas limitando espaço para germinação e limitando a disponibilidade de luz para as plantas exóticas jovens. Na América do Norte, Humphrey e Schupp (2004) encontraram evidências de *Bromus tectorum* impedindo o desenvolvimento inicial de *Elymus elymoides*, o que afeta o desenvolvimento posterior, sobrevivência e reprodução. Hamilton e outros (1999) encontraram evidências de competição por água entre monocotiledôneas nativas e gramíneas invasoras, além do acúmulo de liteira da gramínea invasora impedir o estabelecimento das nativas. Segundo D'Antonio e Vitousek (1992) gramíneas invasoras são competidoras efetivas por água e nutrientes. As gramíneas africanas possuem várias características que fazem com que possam competir com vantagem e deslocar espécies nativas do Cerrado (Pivello, 2008), sendo que a aparente falta de inimigos naturais pode tornar essa vantagem competitiva ainda maior.

Invasão por gramíneas exóticas ocorrem por todo o globo (D'Antonio & Vitousek, 1992), inclusive na África, onde gramíneas invasoras de várias partes do mundo são comuns em muitos ecossistemas da África do Sul. Um exemplo é a gramínea perene proveniente de outras regiões da África *Pennisetum setaceum*, que é associada ao aumento de combustível, fazendo com que a vegetação árida com predomínio de arbustiva se torne mais propenso ao fogo (Rahlaoui *et al.*, 2009). Nos Estados Unidos têm-se as gramíneas invasoras provenientes da Eurásia, sendo uma das invasoras a gramínea anual *Bromus tectorum*, que aumenta a frequência de fogo em ambiente com vegetação potencial de arbustos de estepe/arbustos de deserto (Corbin & D'Antonio, 2004; revisão de Humphrey & Schupp, 2004), no Havaí têm-se *Schizachyrium condensatum*, *Andropogon virginicus* e o próprio capim-gordura (*Melinis minutiflora*) na faixa submontana sazonal (Hughes *et al.*, 1991), sendo que estudo realizado por D'Antonio e outros (2011) encontraram *Schizachyrium condensatum* dominando em área

poupada de fogo e capim-gordura dominando em áreas queimadas há 20 e 37 anos; e nas savanas Venezuelas têm-se a *Hyparrhenia rufa*, *Panicum maximum* e o capim-gordura (Baruch *et al.*, 1989; Foxcroft *et al.*, 2010). Coutts-Smith & Downey (2006) analisaram as plantas invasoras do Novo País de Gales (Austrália) e constataram que as gramíneas foram a principal ameaça à biodiversidade, com 33 espécies encontradas. Lonsdale (1994 *apud* Foxcroft *et al.*, 2010) relatou que 446 espécies apropriadas para pastos foram intencionalmente introduzidas nas savanas do norte da Austrália e que pelo menos 13% destas espécies se tornaram invasoras. *Andropogon gayanus* é uma das mais nocivas plantas invasoras nas savanas tropicais australianas, multiplicando a biomassa e a intensidade de fogo (veja Foxcroft *et al.*, 2010).

Em um contexto de conservação ambiental, mais de 40% das regiões de Cerrado tem sido transformadas em pastos plantados de gramíneas exóticas (Klink & Machado, 2005). Há previsões de que o Cerrado seja praticamente eliminado fora de áreas protegidas até 2030, sendo que a criação e a efetivação de unidades de conservação é a melhor forma de efetivação da conservação *in situ* (Reis *et al.*, 2003; Machado *et al.*, 2004). Dessa forma, dentre os aproximados 5,5% das áreas de Cerrado a serem preservadas que irão restar (2,2% em unidades de conservação + 2,3% em reservas indígenas) (Machado *et al.*, 2004) tem de se levar em consideração as áreas descaracterizadas, principalmente, por espécies invasoras. Um exemplo é a invasão por capim-gordura em 4.510 ha (ou 15%) dos 30.000 ha do Parque Nacional de Brasília, predominando em 1.019 ha (ou 3,4%) do Parque (Martins, 2006).

No Cerrado as principais invasoras são as gramíneas africanas (Pivello, 2008), que são muito utilizadas para aumentar a produtividade de pastos (Hoffman & Haridasan, 2008) e têm despertado a atenção de pesquisadores nas áreas de ecologia e conservação biológica, preocupados com as consequências das invasões, e com um possível controle destas espécies nos ecossistemas naturais (Freitas, 1999). As espécies dominantes incluem capim-gordura (*Melinis minutiflora*), brachiária (*Urochloa decubens*), capim Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*), capim gambá (*Andropogon gayanus*) e capim-guiné (*Panicum maximum*) (Foxcroft *et al.*, 2010). Essas gramíneas invadem o Cerrado pelas bordas, estabelecendo-se primeiramente em locais perturbados e depois espalhando-se por toda área. Os habitats de campo cerrado e campo sujo são os que mais sofrem com a invasão dessas gramíneas (Pivello *et al.*, 1999a; 1999b). O capim-gordura é uma invasora bastante agressiva em ambientes de Cerrado, e que, uma vez estabelecida através de perturbações, ele tende a se consolidar e a se expandir no ambiente invadido (Freitas, 1999). É uma séria ameaça a biodiversidade do Cerrado (Hoffman & Haridasan, 2008) sendo a gramínea que tem causado o maior impacto sobre a flora nativa

(Martins *et al.*, 2009). Juntamente com *Ricinus communis* e *Hedychium coronarium* são as plantas invasoras que cobrem o maior número de fitofisionomias (doze) (Zeni & Ziller, 2011). Ele está presente em diferentes áreas de proteção no Brasil (Tabela 2), sendo que os principais remanescentes de pastagens cultivadas de capim-gordura no Brasil ocorrem na região Sudeste (Carmona & Martins, 2010b). É também invasora no Havaí, na Austrália, na América Central, na Ásia e na Oceania (Hughes *et al.*, 1991; revisão de Barger *et al.*, 2003; Martins, 2006; D'Antonio *et al.*, 2011), sendo encontrado em regiões tropicais e sub-tropicais, entre 30° de latitude norte e sul do Equador (Carmona & Martins, 2010b).

TABELA 2
Áreas de proteção no Brasil em que a presença de capim-gordura é documentada

ÁREA DE PROTEÇÃO - ESTADO	COMENTÁRIOS (AUTORES)
Parque Nacional de Brasília - DF	✧ Está presente em 15% do parque (Martins, 2006).
	✧ Gramínea que causa maior impacto sobre a flora (Funatura/Ibama, 1998 <i>apud</i> Martins, 2006); e
	✧ Maior área de preservação natural em meio urbano do mundo (Zanin, 2009).
Reserva Biológica das Águas Emendadas - DF	✧ Está presente (Zanin, 2009).
Fazenda Água Limpa - DF (Univerdidade de Brasília)	✧ Está presente (Hoffman <i>et al.</i> , 2004).
	✧ Possui um dos focos mais importantes de capim-gordura em áreas protegidas do Distrito Federal (Martins <i>et al.</i> , 2011).
Reserva Biológica de Contagem - DF	✧ Ameaça a biodiversidade do parque (Shiraishi, 2011).
Reserva Ecológica do IBGE - DF	✧ Está presente (Aires, 2007; Hoffman & Haridasan, 2008).
Estação Ecológica das Águas Emendadas - DF	✧ Possui um dos focos mais importantes de capim-gordura em áreas protegidas do Distrito Federal (Martins <i>et al.</i> , 2011).
Estação Ecológica do Jardim Botânico - DF	✧ Está presente (Morosini & Klink, 1997).
Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros - GO	✧ Está ameaçando a diversidade natural do Cerrado (Ziller, 2001).
Parque Nacional das Emas GO e MS	✧ Representa um perigo potencial para a diversidade do Parque (Coutinho, 1990 <i>apud</i> França <i>et al.</i> , 2007).
	✧ Uma das principais invasoras no Centro-Oeste brasileiro (Carmona & Martins, 2010b).
Reserva Biológica do Cerrado das Emas SP	✧ Distribuída por toda a reserva (Pivello <i>et al.</i> , 1999a).
Área de Relevante Interesse Ecológico Cerrado Pé-de-Gigante - SP	✧ Além de predominar no campo úmido, também ocorre em vários pontos no interior da reserva, geralmente associada a drenagens, trilhas e locais mais abertos (Freitas, 1999).
Floresta Nacional de Ipanema - SP	✧ Está presente (Zanin, 2009; Carmona & Martins, 2010b).
Reserva Biológica do Cerrado das Emas - SP	✧ Apresenta a segunda maior frequência absoluta e o maior índice de cobertura, estando distribuída em toda a reserva (Pivello <i>et al.</i> , 1999b).
Parque Nacional Serra da Bocaina - RJ	✧ Está presente (Zanin, 2009).
Parque Estadual de Ilha Grande - RJ	✧ É a invasora que deve receber principal atenção (Alho <i>et al.</i> , 2002).
Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (MG)	✧ Domina uma área de clareira inserida dentro de um fragmento florestal, com aproximadamente 1 ha, e, provavelmente, vem impedindo a regeneração da vegetação nativa nessa área (Soares, 2009).
Parque Nacional Serra da Canastra - MG	✧ Está presente (Zanin, 2009; Carmona & Martins, 2010b).
Parque Nacional da Serra do Cipó - MG	✧ Problemático na baixada do rio Mascates e, em diversos pontos, as manchas já alcançam mais de 3 metros de altura (Ribeiro <i>et al.</i> , 2005).
	✧ Está presente (Silva <i>et al.</i> , 2003; De Filippo, 2007).
Serra do Curral - MG	✧ Cobre quase a todo o lado da Serra voltado para praça do Papa no trecho entre a Praça do Papa e o Parque das Mangabeiras (Apêndice B).
Parque Estadual do Ibitipoca - MG	✧ Ocorre em diversos locais no Parque, principalmente onde a visitação é intensa, como borda de trilhas, cachoeiras e entradas das grutas, o que indica certo grau de impacto na área. (Dias-Melo <i>et al.</i> , 2009).
	✧ Presente (Drumond, 2010).
Parque Estadual do Itacolomi - MG	✧ Presente (Drumond, 2010).
Parque Estadual do Rio Preto - MG	✧ Presente (Drumond, 2010).
Monumento Natural Gruta Rei do Mato MG	✧ Presente (Drumond, 2010).
Monumento Natural Peter Lund - MG	✧ Presente (Drumond, 2010).
Parque Estadual da Serra do Rola-Moça - MG	✧ Está invadindo rapidamente áreas abertas em substituição de espécies nativas (Biodiversitas <i>et al.</i> , 2006)
	✧ Presente (Drumond, 2010).

O naturalista francês Saint-Hilaire chegou ao Brasil em 1816 e permaneceu até 1822. Em sua visita à Vila do Príncipe, atual Serro - MG, descreveu: “toda a região que se estende até a Vila do Príncipe é ainda montanhosa, e as florestas, que a cobriram outrora, deram lugar, em muitos pontos, a imensas pastagens de capim-gordura.”. George Gardner, outro viajante que esteve no Brasil de 1836 a 1841, visitou a região do Morro de Gaspar Soares (Morro do Pilar - MG) e constatou: “não havia sinal de plantações, embora ao que me informam, todos esses campos nus tivessem sido cultivados até que o capim-gordura os invadiu. Derrubando florestas virgens, fizeram-se a alguma distancia novas plantações, que por sua vez tiveram de ser abandonadas pela mesma causa.” (Guimarães, 1991 *apud* Batista, 2011).

Hoffman e Haridasan (2008) compararam o solo de uma área invadida com uma área adjacente não invadida. Não houve diferença nos elementos químicos P, C, N, Al, K, Mn, Cu ou pH em KCl, mas plots com capim-gordura possuíam maior pH em H₂O e alta disponibilidade de Ca, Mg e Zn. Extratos de capim-gordura apresentam compostos químicos que reduzem a germinação e/ou o crescimento de mudas, podendo desta forma o efeito alelopático estar associado com o sucesso de sua invasão (revisão de Hoffman & Haridasan, 2008).

1.3 Características reprodutivas

Informações sobre a fenologia reprodutiva, dormência, viabilidade e número de sementes dessas gramíneas são importantes para se conhecer aspectos de sua ecologia e podem ser úteis para o desenvolvimento de técnicas de controle (veja Martins, 2006). Para o capim-gordura, esses dados estão disponíveis para áreas de proteção de Cerrado do Distrito Federal e apenas dados sobre fenologia reprodutiva estão disponíveis para Rio de Janeiro, São Paulo e Zona da Mata em Minas Gerais (Andrade, 1983; Carmona & Martins, 2009; Martins *et al.*, 2009), mas aparentemente ainda não foram obtidos para outras áreas de Cerrado de Minas Gerais. No entanto, o crescimento das manchas de capim-gordura colocam em risco a biodiversidade dessas áreas, principalmente através do grande acúmulo de biomassa associado com o ciclo “planta invasora – regime de fogo” em que a planta invasora promove regime de fogos mais severos que por sua vez favorecem ainda mais a invasão e assim por diante (Brooks *et al.*, 2004) [que é uma expansão do ciclo “gramínea/fogo” (D’Antonio & Vitousek, 1992)].

1.4 Microclima

Segundo D'Antonio & Vitousek (1992) as gramíneas invasoras podem alterar o microclima das áreas invadidas em várias escalas. Invasões por plantas podem alterar a estrutura de níveis tróficos mais elevados e afetar polinizadores (Levine *et al.*, 2003). Insetos, por exemplo, são sensíveis às mudanças da composição da vegetação e das características físicas do ambiente (veja Diniz & Morais, 2010). Segundo D'Antonio & Vitousek (1992) a eliminação de espécies nativas por competição com gramíneas invasoras afetam a diversidade e persistência de populações animais que contam com estas espécies nativas para se alimentar e abrigar. O capim-gordura possui porte mais alto do que a média das monocotiledôneas do Cerrado (Berardi, 1994; Castro-Neves, 2000) e forma manchas de alta densidade (Figura 1). Em decorrência do grande acúmulo de capim-gordura (Figura 1), provavelmente ocorrem alterações no microclima das áreas invadidas. Algumas características que devem ser alteradas ao nível do solo são: luminosidade, temperatura e umidade. Apesar de não termos encontrado na literatura trabalhos comparativos sobre microclimas associados à vegetação nativa do Cerrado e manchas de capim-gordura, observações empíricas indicam que, nessas últimas, ocorra uma homogeneização do microclima, potencialmente contribuindo para a perda de biodiversidade. Isso é esperado porque condições microclimáticas restritas limitam os espectros de respostas fisiológicas de plantas [ex: luminosidade, temperatura e umidade influenciando na germinação de sementes e no estabelecimento de plântulas (veja Silveira *et al.*, 2003)], enquanto que animais encontrariam, dentre outras coisas, um ambiente extremamente pobre em recursos alimentares.



Figura 1: Mancha de alta densidade de capim-gordura em floração se destacando na paisagem.

1.5 Fogo

O fogo é um dos mais ubíquos agentes de distúrbio de paisagens, sendo que evidências de várias fontes sugerem o fogo como importante componente de ambientes naturais há pelo menos 350 milhões de anos (veja Perry, 1998). Segundo D'Antonio & Vitousek (1992) os efeitos mais significantes de gramíneas invasoras nos ecossistemas resultam das interações entre as gramíneas e o fogo. As savanas têm o fogo como importante determinante da composição e estrutura desses ecossistemas, evoluindo com ele por 30 milhões de anos. Exemplos são as savanas africanas, que evoluem com o fogo há pelo menos 8 milhões de anos (revisão de Govender *et al.*, 2006; ver Silva & Batalha, 2010) e o Cerrado, de que se têm evidências de fogo há 47.000 anos atrás (veja França *et al.*, 2007; Henriques, 2010).

O regime de fogo pode ser decomposto nos seguintes componentes: i) intensidade (calor liberado, relacionada à quantidade de biomassa aérea), ii) extensão (área queimada), iii) frequência (intervalo entre queimadas sucessivas), iv) sazonalidade (estação do ano em que ocorre) e v) tipo (subterrâneo: fogo em pântanos; de superfície: fogo em campos; de copa: fogo em copas de árvores e de arbustos) (Whelan, 1995; Williams & Cook, 2001; Brooks *et*

al., 2004; Miranda *et al.*, 2010). Regimes de fogos diferenciados podem ter diferentes impactos nas paisagens. Fogos de origem antrópica são os mais comuns, podendo então o homem manipular o regime de fogo de áreas desejáveis (Williams & Cook, 2001; Mistry & Berardi, 2005). Porém, a maioria dos fogos de origem antrópica no Cerrado é de origem criminosa, acidental ou que fugiram do controle, ocorrendo no final da estação seca, enquanto os de origem natural geralmente ocorrem por raios durante estações chuvosas (França *et al.*, 2007; Sato *et al.*, 2010; Walter & Ribeiro, 2010). O conteúdo de umidade das monocotiledôneas varia consideravelmente durante as estações, o que por sua vez tem efeito significativo na intensidade do fogo e na taxa de espalhamento (Govender *et al.*, 2006). Além disso, fogos em diferentes estações podem ter diferentes efeitos em diferentes fases fenológicas das gramíneas de savanas (Sarmiento, 1992), podendo, por exemplo, alterar a época em que disponibilizam recursos para polinizadores, levando a flutuações de disponibilidade quando os polinizadores não estão presentes no ambiente (França *et al.*, 2007). Para o Cerrado, a adoção de uma política de supressão total das queimadas não é a solução, já que desconsidera os condicionantes climáticos, culturais, econômicos e ecológicos (Dias & Miranda, 2010). O fogo junto com a sazonalidade das chuvas e com os solos pobres em nutrientes, é considerado um dos fatores determinantes da vegetação do Cerrado. Os organismos desse bioma estão adaptados a um regime de queima definido pela época e pela frequência de ocorrência de fogo, sendo que muitas espécies de plantas são dependentes do fogo em diferentes aspectos de seus ciclos de vida (Miranda *et al.*, 2010; Walter & Ribeiro, 2010). Caracteres adaptativos das plantas, como troncos suberosos que permitem o isolamento dos tecidos vitais internos, catafilos (folha escamiforme) pilosos e espessos que protegem o meristema apical, órgãos subterrâneos de reserva que permitem o rebrotamento, além do desenvolvimento subterrâneo de todo o sistema de troncos e galhos (como pode ser observado em algumas espécies, como *Anacardium pumilum*), confirmam a idéia de que o fogo é um componente antigo e natural do Cerrado (Freitas, 1999).

Os fogos respondem a variáveis do combustível e climáticas. Algumas das variáveis do combustível são: biomassa total, umidade, altura média, relação superfície/volume e conteúdo de energia da biomassa (Andrews, 2009). As variáveis climáticas primárias que afetam o fogo são umidade atmosférica, temperatura do ar e velocidade do vento. As variáveis climáticas junto com as variáveis do combustível podem ser incorporadas em índices que expressam o risco de fogo (chance de ignição, tendência a se espalhar e facilidade de supressão) (Williams & Cook, 2001).

O comportamento do fogo descreve atributos físicos de fogos individuais, como altura

da chama, velocidade, tamanho e forma das frentes de fogo e intensidade. Conhecimento sobre o comportamento do fogo é importante para entender seu risco e como ele afeta o ambiente (Williams & Cook, 2001). Gardner (2006) criou um modelo para prever a prevalência de árvores ou monocotiledôneas no Cerrado, sendo que a intensidade e a recorrência do fogo eram algumas das variáveis. Berardi (1994) verificou incêndios mais intensos e com chamas mais altas (que tem o potencial de levar fogo da superfície para as copas) em uma área de campo sujo invadida por capim-gordura e Hughes e outros (1991) verificaram o aumento da frequência e da intensidade do fogo em uma área invadida por capim-gordura no Havai. Assim, há trabalhos que mostram que o capim-gordura altera alguns componentes do regime de fogo no Cerrado e em outras formações vegetais.

O comportamento do fogo foi simulado em uma reserva de Cerrado de Brasília com diferentes tipos de cobertura vegetal, inclusive com áreas invadidas por capim-gordura. Os resultados de simulações dão suporte à tomada de decisões sobre o manejo do fogo (Mistry & Berardi, 2005).

Áreas invadidas por gramíneas exóticas, como o capim-gordura, entram no ciclo “gramínea/fogo”, em que a entrada da gramínea altera as características do combustível do estrato rasteiro, resultando em fogos mais severos, que por sua vez permitem ainda mais a entrada das gramíneas invasoras no ambiente, alterando ainda mais as características do combustível e assim por diante (D’Antonio & Vitousek, 1992).

1.6 Parque Estadual da Serra do Rola-Moça (PESRM)

O Parque Estadual da Serra do Rola-Moça, MG, encontra-se com elevado grau de invasão de capim-gordura, o que agrava enormemente o problema de vulnerabilidade a incêndios (Biodiversitas *et al.*, 2006; Apêndice A), provavelmente diminui a biodiversidade (Martins *et al.*, 2004) e provavelmente altera as características do regime de fogo das áreas invadidas (D’Antonio & Vitousek, 1992).

Este parque está localizado em uma região de alta biodiversidade e com elevado endemismo devido, em grande parte, aos afloramentos rochosos de minério de ferro (canga), sendo que o capim-gordura está invadindo as áreas de canga nodular¹ de forma mais agressiva e as cangas couraçadas² de forma mais sutil (Vincent, 2004). Nas Cangas, o capim-gordura

1 Canga nodular – Substrato (canga – minério de ferro) fragmentado e mais penetrável (Vincent, 2004).

2 Canga couraçada – Substrato forma uma couraça ou lajeado (Vincent, 2004).

chegou a ser ranqueada como a quinta espécie em valor de importância (Vincent, 2004).

O programa Farsite foi utilizado para simular o espalhamento do fogo em uma área no entorno do PESRM que havia sido atingida por fogo. A simulação foi capaz de prever satisfatoriamente as áreas queimadas, mesmo sem considerar medidas locais (mais refinadas) das biomassas de vegetação nativa nas diferentes formações vegetais (Fernandes 2003), além de considerar a vegetação de áreas invadidas apenas como gramíneas invasoras.

1.7 Propostas, hipóteses e predições

Tendo em vista i) os impactos potenciais sobre a biodiversidade nos campos não ferruginosos do PESRM causados pelo capim-gordura, ii) a falta de estudos sobre os efeitos destas invasões no PESRM e iii) a necessidade urgente de tentar contê-las em áreas de proteção, neste trabalho estudamos os seguintes aspectos da invasão por capim-gordura nos campos do PESRM: a) características reprodutivas do capim-gordura; b) a alteração do microclima ao nível do solo; c) o impacto na comunidade de monocotiledôneas e de dicotiledôneas; d) o acúmulo de biomassa promovido pelo capim-gordura; e e) características do fogo simuladas em diferentes condições de invasão.

As hipóteses e predições a serem testadas são: a) o capim-gordura altera o microclima das áreas invadidas, diminuindo e homogeneizando a luminosidade, diminuindo a temperatura e aumentando a umidade; b) o capim-gordura afeta a comunidade de monocotiledôneas e de dicotiledôneas nativas, eliminando-as no local invadido; e c) o capim-gordura altera as características do fogo, aumentando a intensidade da linha de fogo, o comprimento da chama, o calor por unidade de área e a taxa de espalhamento.

2. Metodologia

- **2.1 Área de estudo**

O Parque Estadual da Serra do Rola-Moça (PESRM) criado pelo Decreto nº 36.071, em 27 de setembro de 1994, possui 3.941,09 ha e situa-se na região metropolitana de Belo Horizonte, nos municípios de Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité e Nova Lima (Fernandes, 2003 – Figura 2). Se encontra inserido no Quadrilátero Ferrífero (MG), sendo que nesta região, há apenas duas unidades públicas de conservação que incluem cangas – o PESRM e a Estação Ecológica de Fechos (revisão de Vincent, 2004). As coordenadas geográficas da sede (Jardim Canadá) do Parque são: 20°03'07" Sul, 44°00'06" Oeste (Datum: WGS84). O parque possui manchas de Cerrado e Mata Atlântica, sendo que os campos são uma das principais fitofisionomias do Parque, sendo entrecortados por matas de galeria nas ravinas e fundos de vale e campos ferruginosos nos topos dos morros e por manchas de cerrado (*sensu stricto*) (Biodiversitas *et al.*, 2006). Possui um relevo bastante acidentado, com montanhas de 1.500 metros de altitude (Fernandes, 2003).

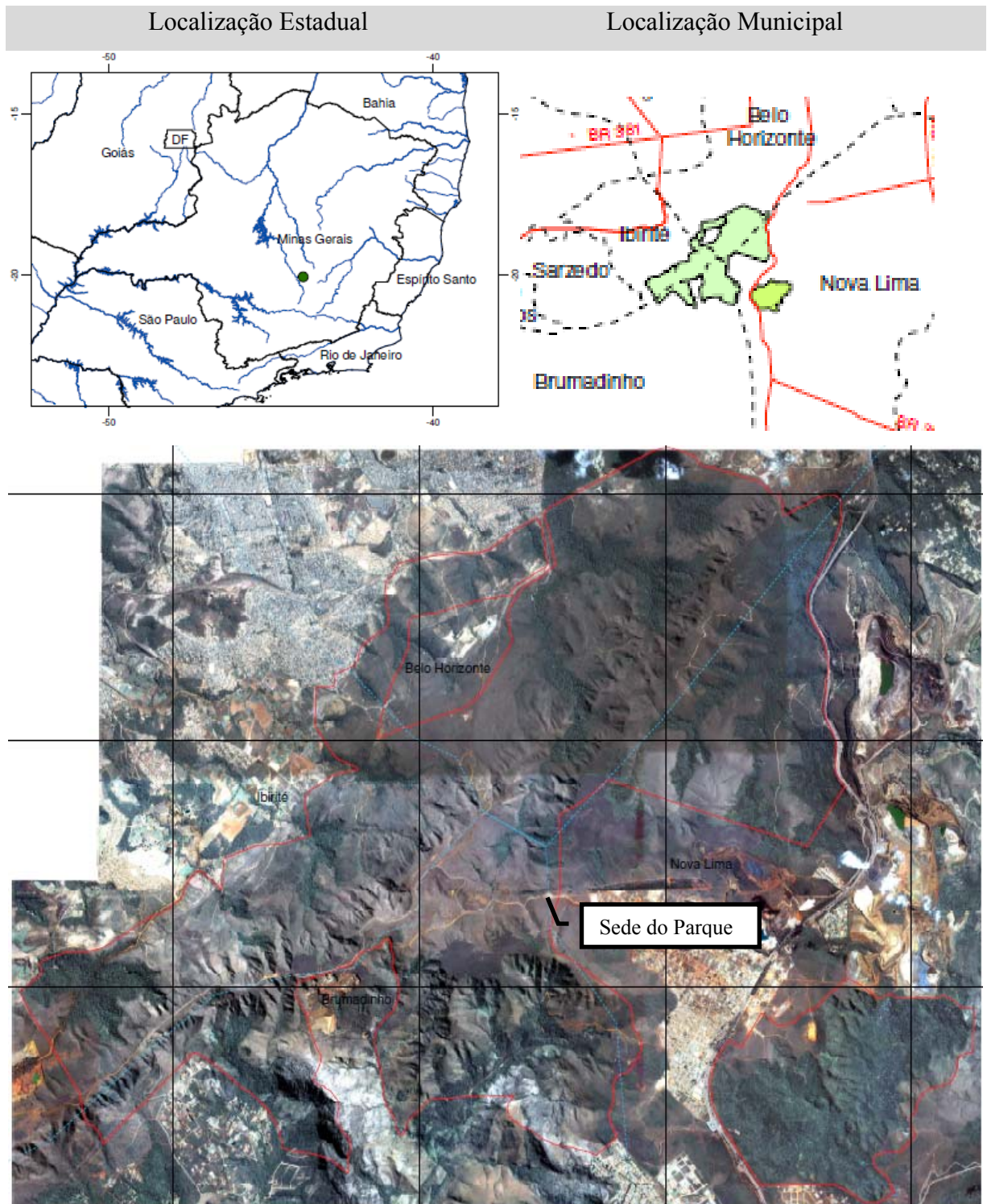


Figura 2: Área de Estudo. Fonte: IEF (2005) A linha vermelha indica os limites do Parque.

A área a sudeste também delimitada é a Estação Ecológica de Fechos.

Ao todo foram 5 áreas de estudo. A parte sobre dicotiledôneas tinha que ser em áreas que possuíssem campos invadidos e não invadidos próximos suficientemente grandes e com o mesmo relevo, sendo realizada nas áreas 1, 2, 3 e 4. A parte sobre microclima também exigia essas condições, porém 3 áreas eram suficientes, sendo realizada nas áreas 2, 3 e 4. A parte de monocotiledôneas, acúmulo de biomassa e simulação de fogo exigia um campo invadido com diferentes graus de invasão (saindo de parcelas não invadidas até parcelas com alto índice de invasão), sendo realizadas na área 5 (Figura 3).

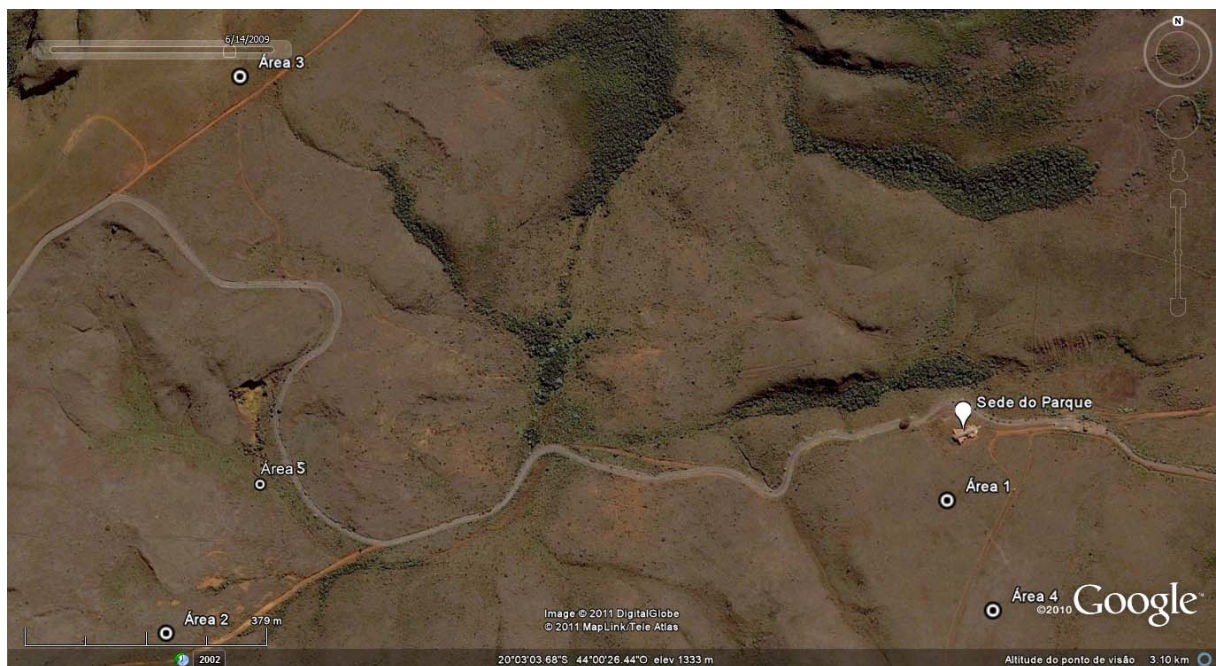


Figura 3: Áreas de estudo do microclima. Fonte: Google Earth.

- **2.2 Características reprodutivas do capim-gordura**

O conhecimento da biologia de uma espécie invasora é a base para a implementação das estratégias apropriadas para seu manejo (veja Martins, 2006). Dessa forma, estudamos: (1) o período reprodutivo; (2) a produção de sementes viáveis por inflorescência e estimativa de sementes viáveis por m² em mancha de alta densidade; e (3) o potencial germinativo do capim-gordura.

Foram feitas visitas semanais ao PESRM, do final de abril até a primeira quinzena de julho em 2010, e do final de maio até a primeira semana de agosto em 2011, para estudar a fenologia reprodutiva do capim-gordura, que foi descrita em fases conforme Andrade

(1983) e Martins (2006). Observamos quando é o início do período reprodutivo do capim-gordura (emite totalmente as inflorescências), quando ocorre a fecundação (a tonalidade fica marrom-café) e quando é o final do período reprodutivo (não há mais espiguetas³ nas inflorescências).

Para estimar a densidade de inflorescências e de sementes viáveis em manchas de alta densidade de capim-gordura, foram feitos três transectos (distantes 20 metros um do outro), e em cada um foram marcados pontos de dez em dez metros. Nestes pontos foram colocados quadrados de 1 m², dentro dos quais foram contados o número de inflorescências. Trinta e nove amostras aleatórias de inflorescências foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos e as espiguetas de cada inflorescência contadas. As espiguetas cheias foram separadas das vazias (separação realizada em Brasília) mediante uso de assoprador (marca General Seed Blower) conforme descrito em Carmona e Martins (2010a). Isso permitiu calcular o número de sementes viáveis por inflorescência e a estimativa do número de sementes viáveis por m² em campo.

Para estudar o potencial germinativo do capim-gordura, experimento realizado em Brasília⁴, foram separadas as sementes viáveis em quatro blocos contendo 100 sementes, que passaram por dois tratamentos diferentes em estufas. As sementes foram colocadas em placas de Petri tendo como substrato papel filtro. Os tratamentos foram os seguintes: (1) 8 horas a 20°C na ausência de luz alternado com 16 horas a 30°C na presença de luz fluorescente branca e utilizando papel filtro umedecido com nitrato de potássio a 5% para estimar a viabilidade das sementes (Carmona & Martins, 2010a); e (2) Temperatura constante a 25°C no escuro utilizando papel filtro umedecido com água e com a placa de Petri selada com papel alumínio e fita adesiva para estimar a dormência das sementes dessa espécie (Carmona *et al.*, 1998). O processo de germinação foi observado até quando as sementes pararam de germinar no tratamento (1).

O período reprodutivo, densidade de inflorescência e de sementes, o percentual de sementes germinado e de dormência, e o tempo médio de germinação foram comparados

³ Espiguetas: Unidades das inflorescências (Chase & Sendusky, 1991 *apud* Martins 2006) que podem conter sementes (espiguetas cheias) ou não (espiguetas vazias).

⁴ Experimento realizado no Laboratório de sementes da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília

com outros trabalhos para saber se existem características relativamente constantes entre as populações.

- **2.3 Microclima**

Foram avaliadas 3 áreas de campo, parte delas invadido por capim-gordura. A área 1 era um terreno inclinado, a área 2 um fundo de vale e a área 3 um terreno relativamente plano (Áreas 2, 3 e 4 da Figura 3 pg. 15).

Foram medidas umidade, temperatura do ar e luminosidade (PAR) ao nível do solo entre onze horas e treze horas usando um Datalogger LI-1400, com sensor de umidade e temperatura 1400-104 e sensor de luminosidade quantum LI-190SA. Para a luminosidade, era realizada uma medida acima do manto de gramíneas e outra ao nível do solo, sendo então encontrada a porcentagem de PAR (radiação fotossinteticamente ativa⁵) que chegava ao nível do solo. Em cada área foram feitas 30 medições de cada variável em locais invadidos por capim-gordura e 30 medições em locais naturais (não invadidos adjacentes). Medidas adjacentes eram distanciadas 2 metros. Estes dados foram usados para testar a hipótese de que o micro-clima nos locais invadidos é diferente (menor PAR e temperatura e maior umidade) por meio do teste Wilcoxon e a luminosidade é mais homogênea que nos locais não invadidos por meio do teste de Siegel-Tukey.

- **2.4 Impacto na comunidade de monocotiledôneas**

Uma área em que havia diferentes graus de invasão de capim-gordura foi avaliada. Um quadrado de 50 cm X 50 cm foi jogado aleatoriamente vinte vezes a partir de um ponto central em uma área de aproximadamente 3.850 m². A vegetação foi coletada de dentro dos quadrados e triada em laboratório, separada em capim-gordura, monocotiledôneas nativas, dicotiledôneas e serapilheira, partes vivas e partes mortas. Os dados foram tabelados, transformados através do método de box cox e foi realizada então uma regressão linear para testar se a quantidade de gramíneas nativas é

⁵ Unidade de PAR - μmol de fótons por segundo por metro quadrado ou watts por metro quadrado.

inversamente relacionada com o acúmulo de capim-gordura (Área 5 da Figura 3 pg. 15).

Trabalhar com morfoespécies de motocotiledôneas é bem complicado, pois muitas espécies são visualmente iguais e há espécies que formam touceiras e outras que não formam. O que seria um indivíduo? Por isso a utilização da metodologia acima.

- **2.5 Impacto na comunidade de dicotiledôneas**

Quatro áreas foram avaliadas, sendo que cada área era parcialmente invadida por capim-gordura e amostras foram tomadas em locais invadidos e não invadidos (Áreas 1, 2, 3 e 4 da Figura 3 pg. 15).

Em cada área, foram realizados transectos lineares, onde coletamos amostras de todas as dicotiledôneas presentes que caíam em quadrados de 70 X 70 cm distanciados 1 metro entre si. Na área 1 foram coletados 50 quadrados para cada tratamento (invadido vs. não invadido); na área 2, 100 quadrados; na área 3, 100 quadrados; e na área 4, 70 quadrados.

As plantas foram então morfotipadas e as morfoespécies tabeladas, tendo como unidade amostral o quadrado. Para cada área foi comparada a riqueza entre o local invadido e o não invadido adjacente, através dos estimadores de riqueza Mao Tau, Botstrap, Chao 1, Chao 2, ACE (“Abundance-based coverage estimator”), ICE (“Incidence-based coverage estimator”), Jackknife 1 e Jackknife 2.

Morfoespécies de diferentes áreas e tratamentos foram comparadas entre si para comparação de possível similaridade dentro do tratamento “locais invadidos” através de análises de agrupamento (cluster analysis) para verificar se existiam morfoespécies resistentes a invasão comum a várias áreas.

- **2.6 Acúmulo de biomassa em área invadida**

Dados das amostras coletadas e triadas do item 2.3 foram utilizados para realizar uma regressão linear da biomassa total pela biomassa de capim-gordura. A hipótese é de que o acúmulo de biomassa total é diretamente correlacionado com o acúmulo de capim-gordura.

- **2.7 Simulações com BehavePlus**

Os dados de biomassa coletados permitiram alimentar o programa para comparar o comportamento esperado para o fogo em três diferentes pontos do acúmulo de biomassa obtida neste trabalho (sem invasão por capim-gordura, condição intermediária de invasão e alto índice de invasão).

A simulação do comportamento do fogo pode ser baseado em modelos: 1) físicos, que incorporam a química da combustão para serem preditivos; 2) empíricos, que são descrições estatísticas de teste de fogos; ou 3) semi-físicos, que são combinações de técnicas físicas e empíricas (Perry, 1998). O programa BehavePlus utiliza modelos semi-físicos e permite prever inúmeras características do fogo que são difíceis de serem obtidas em campo, como a taxa de espalhamento do fogo (m/min), calor por unidade de área⁶, a intensidade da linha de fogo⁷ e o comprimento das chamas (m). O programa é baseado em modelos matemáticos que descrevem o fogo na paisagem (Andrews, 2009) e parte das equações utilizadas para esses cálculos são descritas em Rothermel (1972) (ver Van Wagendonk, 2006):

a) $R = [I_r \xi (1 + \phi_w + \phi_s)] / (p_b \varepsilon Q_{tg})$

onde R mede a taxa de espalhamento da frente de fogo (m/min);

I_r é a intensidade de reação $Kj/(m^2 \cdot \text{min})$;

ξ é a taxa de fluxo de propagação (adimensional);

ϕ_w é o coeficiente de vento (adimensional);

ϕ_s é o coeficiente de inclinação (adimensional);

p_b é a densidade do volume do combustível (Kg/m^3);

ε é o número do calor efetivo (adimensional);

Q_{tg} é o calor da pré-ignição (Kj/Kg).

⁶ Calor por unidade de área (KJ/m^2) → O joule (símbolo: J) é a unidade de energia e trabalho do sistema internacional. Energia é uma das duas grandezas físicas necessárias à correta descrição do inter-relacionamento (sempre mútuo) entre dois entes ou sistemas físicos.

⁷ Intensidade da linha de fogo (KW/m) → Quilowatt (kW): é uma unidade de potência. Em física, potência é a grandeza que determina a quantidade de energia concedida por uma fonte a cada unidade de tempo. $1 W = 1 J/s$

$$b) I_r = \vartheta W_n h O_m O_s$$

onde I_r mede a intensidade de reação ($\text{Kj/m}^2 \cdot \text{min}$);

ϑ é a velocidade de reação ótima ($1/\text{min}$);

W_n é a carga de combustível líquido (Kg/m^2);

h é o baixo conteúdo de calor (Kj/Kg);

O_m é o coeficiente de amortecimento de umidade (adimensional);

O_s é o coeficiente de amortecimento mineral (adimensional).

As variáveis necessárias para essas simulações são: biomassa viva e morta⁸ (medida em campo), altura média da vegetação (medida em campo), relação superfície/volume da biomassa, conteúdo de energia da biomassa, umidade do combustível, velocidade do vento e inclinação do terreno (a razão superfície/volume e o conteúdo de energia da biomassa foram obtidos em Mistry & Berardi, 2005). Variamos a umidade do combustível e a velocidade do vento para obter gráficos. Para simplificação, consideramos o terreno como sendo plano. O objetivo do trabalho era uma comparação básica das simulações de fogo e se fosse considerado inclinações do terreno, comparações dos resultados não seriam tão claras.

Simulamos o comprimento de chamas, a taxa de espalhamento máxima, intensidade da linha de fogo e o calor por unidade de área. As características do fogo simuladas foram comparadas com dados empíricos ou dados obtidos por simulação (Berardi, 1994; Kauffman *et al.*, 1994; Castro-Neves, 2000; Williams & Cook, 2001; Aires *et al.*, 2005; e Mistry & Berardi, 2005).

As alturas médias do manto de gramíneas nos locais invadidos e não invadidos foram feitas no final de setembro em locais com 5,6 t/ha (biomassa nativa), 14 t/ha (biomassa intermediária) e 18,5 t/ha (biomassa máxima). Iriam ser feitas medidas em todos os 20 quadrados onde foram medidas as biomassas no final de outubro, final da estação seca, mas fogo no PESRM queimou toda a área de estudo.

⁸ A biomassa pode ser dividida em combustível fino, médio e grosso de acordo com seu diâmetro. Para o nosso caso, teremos apenas a classe de 0 a 6,35 mm de diâmetro, conhecida como combustível fino.

- **2.8 Análises estatísticas**

Todas as análises estatísticas foram baseadas em Legendre & Legendre (1998), Lehmann (1998), Zar (1999), Magurran (2004) e feitas com os programas ESTIMATES 8.2 (purl.oclc.org/estimates), STATISTICA 8 (www.statsoft.com.br) e SYSTAT 11 (www.systat.com).

3. Resultados e Discussão

- **3.1 Características reprodutivas do capim-gordura**

O período reprodutivo variou entre as cinco populações de capim-gordura observadas, sendo que o início do período reprodutivo (emissão total das inflorescências) foi na primeira quinzena de junho. A fecundação ocorreu na segunda quinzena de junho. A dispersão de sementes se concentrou durante o mês de julho, terminando na primeira semana de agosto, tendo fim o período reprodutivo. Foi relatado por um funcionário do PESRM uma segunda floração anual em outra população de capim-gordura que se iniciou em novembro/dezembro de 2011.

Freitas (1999) acompanhou o período reprodutivo do capim-gordura em São Paulo. Lá o início do período reprodutivo ocorreu na primeira quinzena de maio. A fecundação e o pico da dispersão de sementes ocorreu em outubro, sendo o fim do período reprodutivo em novembro. Dessa forma o período reprodutivo deste estudo (~6meses)⁹ foi bem mais longo do que o encontrado em nosso estudo (~2 meses). Já Martins (2006) observou período reprodutivo de 3 meses em Brasília (início na primeira quinzena de maio e término na segunda quinzena de agosto).

Andrade (1983), na Zona da Mata em Minas Gerais; e Klink & Morosini (1997), em uma área próxima à Brasília, mostraram que a dispersão das sementes ocorre entre os meses de junho e julho (em nosso estudo ocorreu em julho). Assim, o pico de maturação das sementes, que ocorre após 6 meses da dispersão, coincide com as maiores precipitações durante os meses de dezembro e janeiro, já que nos Cerrados as chuvas geralmente concentram-se neste período (Freitas, 1999).

De uma forma geral, essa gramínea apresenta um ciclo reprodutivo mais curto que as gramíneas nativas do Cerrado. A maioria das espécies exóticas invasoras tende a apresentar um período reprodutivo bem menor que as espécies nativas (veja Martins, 2006).

O número médio de inflorescência/m² foi de 428 ± 106 , sendo o número médio de espiguetas por inflorescência 1624. O número médio de espiguetas cheias por inflorescência foi de 239 ± 176 (20%), sendo o número médio de espiguetas cheias/m² 102.411. Extrapolando estes valores, temos em média 1.024.110.000 espiguetas cheias/ha

⁹ ~ significa aproximadamente

(1 ha = 10.000 m²). Segundo Martins (2006) e Carmona & Martins (2009) a porcentagem de espiguetas cheias por inflorescência variaram de 17,5% a 36,1% em experimento realizado em Brasília, sendo que a porcentagem encontrada em nosso estudo (20%) teve valor intermediário a esses.

O peso médio de mil espiguetas cheias foi de 0,14 g ± 0,02g, sendo bem próximo ao peso de mil espiguetas cheias encontrado em experimento realizado em Brasília por Martins (2006) que variou de 0,09g a 0,12g. Carmona e outros (1999) analisaram o peso médio de sementes de 22 gramíneas nativas do Cerrado, encontrando valores que variaram de 0,25g a 2,06g para mil sementes. Desta forma o peso das espiguetas¹⁰ de capim-gordura foram inferiores aos pesos das sementes de todas as 22 espécies nativas analisadas.

Segundo Andrade (1983) e Pupo (1995) o capim-gordura chega a produzir cerca de 200 kg/ha de sementes em pastagens, superior à produção de outras gramíneas nativas, como *Paspalum dilatatum*, que produz cerca de 40kg/ha (Freitas, 1999). Em uma área de Cerrado nativo colonizada espontaneamente em cerca de 50% pelo capim-gordura, a produção de sementes foi de 125 e 79 kg/ha para as cultivares Roxo e Cabelo-de-Negro respectivamente (veja Carmona & Martins, 2010a). Na área estudada é produzida uma média de 143 Kg/ha de **sementes cheias** (extrapolando os dados).

A quantidade de sementes/m² e seu peso são importantes, pois a produção de sementes de pequeno tamanho em grande quantidade está relacionado com o potencial de invasão da planta (Ziller, 2001). Segundo Mailet & Lopes-Garcia (2000 *apud* Martins, 2006), a maioria das espécies exóticas invasoras possui sementes menores que as espécies nativas. As sementes de capim-gordura são muito pequenas, medindo de 1,2 a 2,5 mm (Figura 4; Martins *et al.*, 2011).

¹⁰ Espiguetas = Unidade de dispersão. Semente mais invólucro.

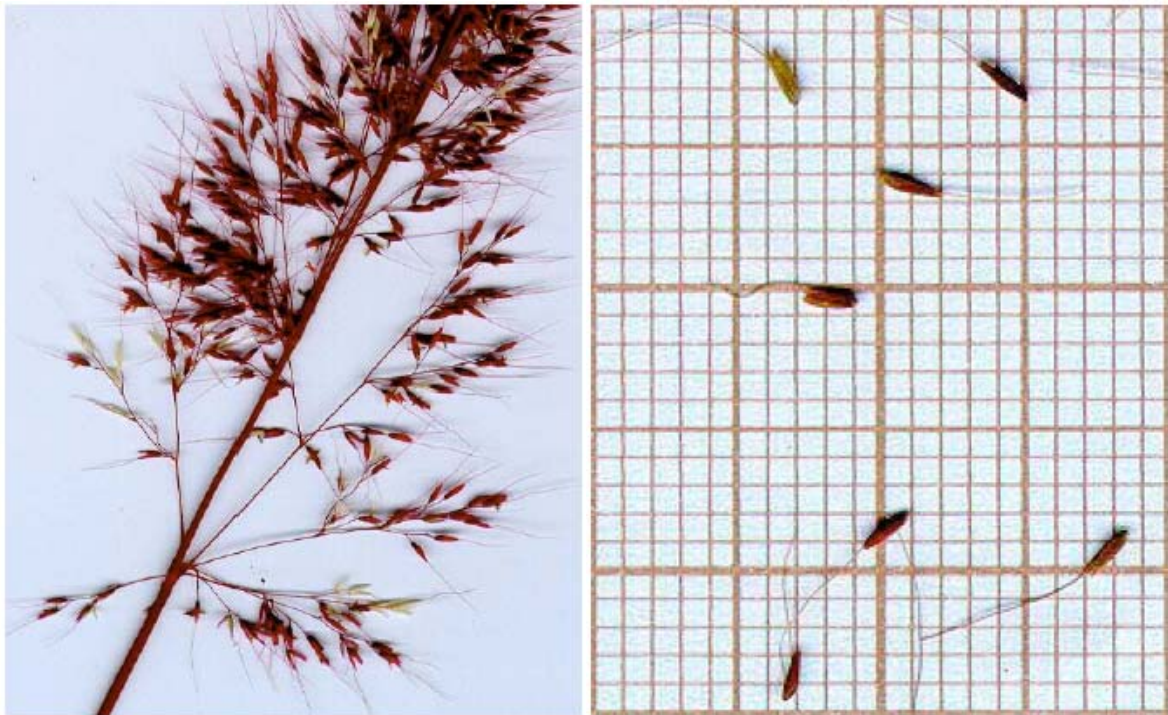


Figura 4: Inflorescência (panícula) e sementes de capim-gordura. Fonte: Freitas (1999).

Em condições de laboratório, as sementes do capim-gordura apresentaram viabilidade de 93% e dormência de 43% para o primeiro ensaio realizado em novembro de 2010 (as inflorescências foram colhidas no final de Junho de 2010). Para o segundo ensaio realizado em fevereiro de 2011 a viabilidade diminuiu para 73% e a dormência aumentou para 80%. E para o terceiro ensaio, realizado em Maio de 2011 a viabilidade diminuiu para 55% e a dormência foi de 75%. Os valores encontrados correspondem a alta viabilidade para o primeiro e segundo ensaio e alta dormência para o segundo e terceiro ensaio (Carmona *et al.*, 1998; Carmona & Martins, 2010b).

Martins (2006) e Carmona & Martins (2009) encontraram viabilidades de cultivares de capim-gordura variando de 80% a 97% (Brasília) e Freitas encontrou viabilidade de 81% (São Paulo), sendo que o valor encontrado em nosso estudo para o primeiro ensaio foi intermediário (93%). Avaliações conduzidas com gramíneas invasoras africanas cultivadas no Brasil revelaram que a porcentagem de germinação das espécies *Andropogon gayanus* variaram de 57% a 70% e da *Brachiaria decumbens* de 29% a 85% (revisão de Martins, 2006), sendo inferior a do capim-gordura. A dormência das sementes é documentada para um grande número de espécies tropicais, e o mecanismo de inibição da germinação parece ser uma importante estratégia de sobrevivência, que favorece a

persistência do banco de sementes (veja Martins, 2006).

O dois primeiros ensaios de germinação mostraram que o processo germinativo iniciou 3 dias após a montagem do experimento, sendo que o primeiro ensaio (11/2010) durou entre 15 e 23 dias (4 blocos), com tempo médio de germinação (TMG)¹¹ de 7,8 dias; e o segundo ensaio (02/2011) durou entre 13 e 15 dias, com tempo médio de germinação de 7,0 dias. No trabalho de Martins (2006) o início do processo germinativo também se iniciou exatamente em 3 dias para as duas cultivares estudadas durante os três anos de pesquisa. No terceiro ensaio (05/2011) o processo germinativo iniciou 6 dias após a montagem do experimento, durando entre 12 e 13 dias, com TMG de 10,4 dias.

A elevada viabilidade associada à dormência, longevidade e rápida germinação ajudam a explicar o sucesso dessa espécie em colonizar novas áreas (Carmona & Martins, 2010b).

• 3.2 Micro-clima

Nas áreas 2 e 4 foi encontrada maior umidade ao nível do solo onde havia invasão por capim-gordura. Na área 3 não foi encontrada diferença na umidade. A área 3 apresentava o menor contraste entre a biomassa nos locais invadidos e não invadidos, com baixo acúmulo de capim-gordura e (relativamente) grande acúmulo de monocotiledôneas nativas. Essa é uma explicação plausível da umidade ao nível do solo não ser maior no local invadido da área 3. A maior umidade em locais invadidos era esperada pelo fato do maior acúmulo de biomassa promovido pelo capim-gordura reter umidade do sereno e proteger o solo dos raios solares, diminuindo assim a perda de água por evaporação (Figura 5).

¹¹ $TMG = \frac{\sum (T \cdot N)}{\sum N}$, onde N é o número de sementes que germinaram e T é o número de dias.

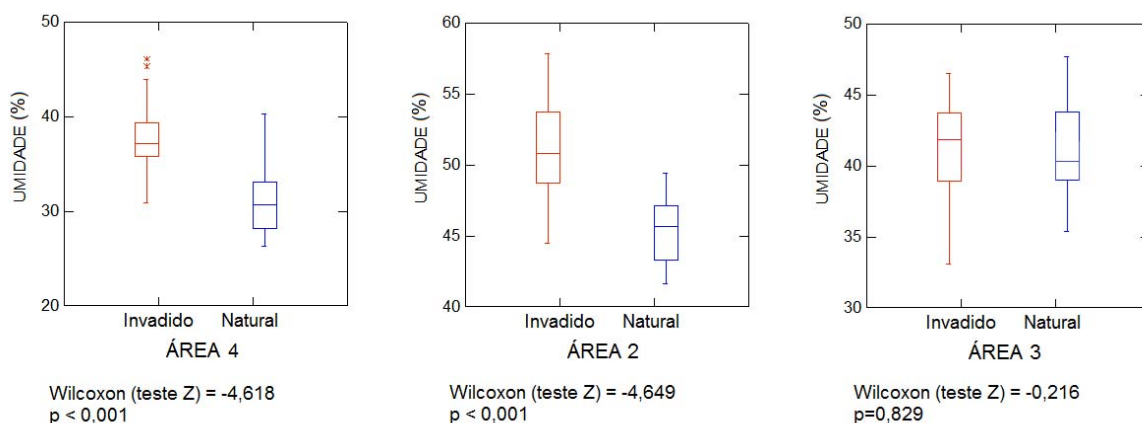


Figura 5: Box-plot da umidade ao nível do solo em três áreas, comparando locais invadidos por capim-gordura com locais não invadidos. Área 1: encosta; área 2: fundo de vale; área 3: terreno plano. Medianas e quartis representados nos gráficos.

Quanto a temperatura, a área 4 apresentou menor temperatura ao nível do solo onde havia invasão do capim-gordura, a área 2 não apresentou diferença entre o local invadido e o local não invadido e a área 3 apresentou maior temperatura ao nível do solo onde havia invasão. Esse resultado não era esperado, pois o maior acúmulo de biomassa onde há invasão de capim-gordura deveria fazer com que menos calor chegasse a superfície do solo (Figura 6).

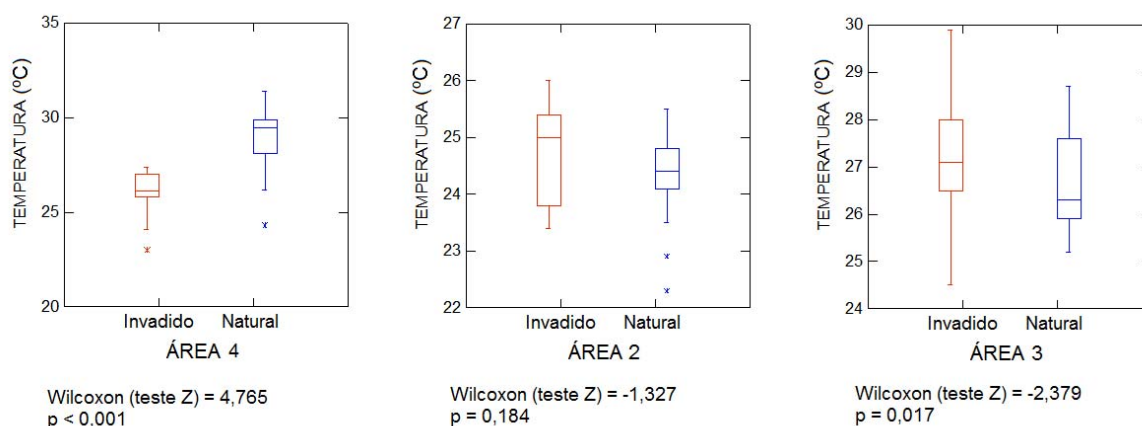


Figura 6: Box-plot da temperatura ao nível do solo em três áreas, comparando locais invadidos por capim-gordura com locais não invadidos. Área 1: encosta; área 2: fundo de vale; área 3: terreno plano. Medianas e quartis representados nos gráficos.

Além da biomassa impedir o aquecimento do solo, outro fator que deve estar

interagindo é o bloqueio do vento. Dessa forma, a biomassa deve estar bloqueando os ventos nas áreas invadidas, fazendo com que a temperatura do ar acima do solo fique mais quente.

Segundo Facelli e Pickett (1991) a serapilheira pode afetar a temperatura e umidade da superfície do solo (neste trabalho medimos a temperatura e umidade do **ar acima do solo**) e, através disso, a germinação de sementes, o crescimento de mudas e a ciclagem de nutrientes. Neste estudo, encontramos forte relação entre o acúmulo de capim-gordura e o acúmulo de serapilheira em áreas invadidas (Figura 7).

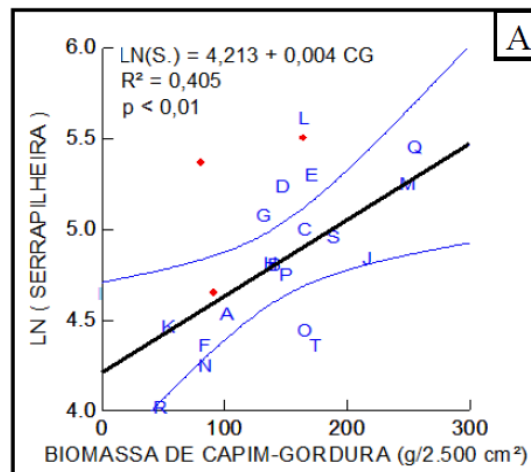


Figura 7:Relação entre acúmulo de capim-gordura e acúmulo de serapilheira. Cada letra indica uma parcela amostral de 50 x 50 cm retirada em um vale. Os pontos vermelhos indicam parcelas amostradas nas encostas do vale, não levadas em consideração na reta de regressão.

As três áreas apresentaram menor luminosidade ao nível do solo (PAR) onde havia invasão por capim-gordura. Nessas áreas o desvio-padrão foi 4,8; 58,3; e 36 vezes menor em relação aonde não havia invasão. Dessa forma, uma menor luminosidade e condições luminosas mais homogêneas, poderia resultar em menor chance de germinação e estabelecimento como sugerido por Carmona e outros (1998) e Silveira e outros (2003) (Figura 8).

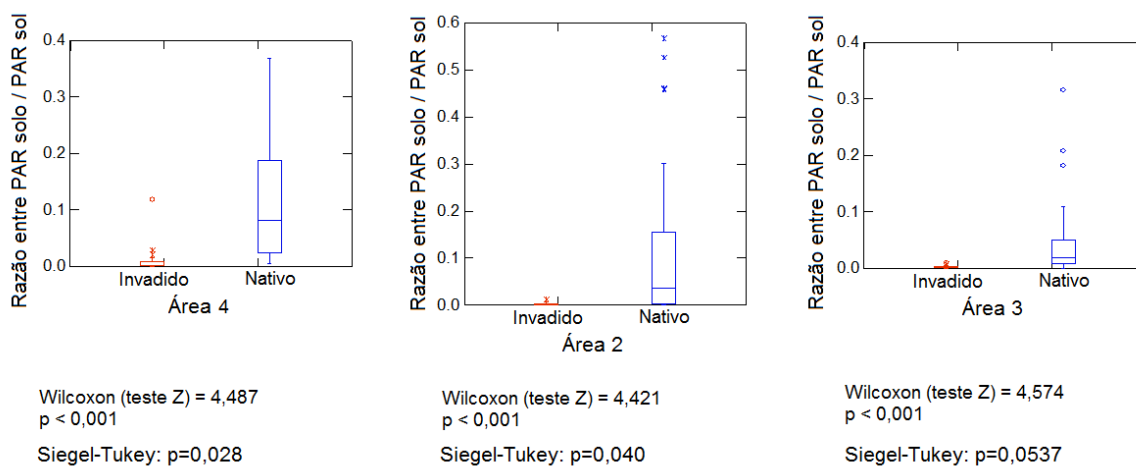


Figura 8: Box-plot da luminosidade (PAR) ao nível do solo em três áreas, comparando locais invadidos por capim-gordura com locais não invadidos. Área 1: encosta; área 2: fundo de vale; área 3: terreno plano. Medianas e quartis representados nos gráficos.

Encontramos diminuição média da luminosidade em relação a luminosidade incidente acima do manto de capim-gordura de 99% a 100%. Hughes & Vitousek (1993 *apud* Freitas, 1999) encontraram, em área invadida por capim-gordura, redução da luminosidade ao nível do solo em 99%. A densa camada de folhas ainda age como barreira, impedindo que as sementes provenientes da chuva de sementes da vegetação dos estratos superiores cheguem ao solo (ver Freitas, 1999).

O capim-gordura é responsável por grande parte do acúmulo de serapilheira nas áreas invadidas (Figura 7 pg. 27). A serapilheira pode também alterar as condições ambientais da superfície do solo, reduzindo assim a germinação e a taxa de crescimento de mudas das sementes que atingem a superfície do solo (revisão de Hamilton *et al.*, 1999).

Além disso a serapilheira é um importante fator que afeta a dinâmica e a organização da comunidade muito além do já reconhecido papel de banco transitório de nutrientes. A serapilheira altera o ambiente físico e químico do solo direta e indiretamente e dessa forma a demografia de várias populações. A decomposição da serapilheira pode liberar nutrientes e substâncias fitotóxicas (Facelli & Pickett, 1991).

Nas áreas invadidas por capim-gordura, a maior umidade seria favorável a germinação e estabelecimento de plantas devido a menor estresse hídrico na estação seca. Por outro lado, a menor luminosidade, com valores menos variáveis seria desfavorável para muitas espécies de plantas (Carmona *et al.*, 1998). Palermo e outros (2007) encontraram apenas três espécies de plantas em área invadida por capim-gordura protegida do fogo há 15 anos, aumentando para 30 espécies após 3 anos de queimadas prescritas anuais. Nesse estudo,

encontramos um menor número de morfoespécies em áreas invadidas em relação a áreas não invadidas (Figura 10 – Página 32). Desta forma, a luminosidade deve ser o principal fator influenciando na germinação e estabelecimento de plântulas.

Diversos autores sugerem que o aumento do grau de heterogeneidade estrutural da vegetação fornece uma maior diversificação dos recursos no habitat permitindo a coexistência de um número maior de espécies. A luminosidade mais homogênea encontrada em áreas invadidas é resultado de um acúmulo de biomassa de capim-gordura que forma um manto estruturalmente denso e homogêneo. Dessa forma, espera-se um menor número de espécies nas áreas invadidas. Na microescala ou “microhabitat,” podemos citar variações na luminosidade, quantidade de liteira e umidade. Estas variações, dependendo das necessidades das espécies colonizadoras, tornam esses microhabitats mais ou menos favoráveis à colonização de espécies nativas ou exóticas. Esse manto homogêneo de capim-gordura impede grande parte das sementes de alcançarem o solo (veja Soares, 2009).

- **3.3 Impacto na comunidade de monocotiledôneas**

A regressão linear indicou que o aumento da biomassa de capim-gordura está fracamente relacionado com a diminuição da biomassa do estrato rasteiro ($R^2=0,301$) (Figura 9). A transformação box cox realizada foi a seguinte:

$$g \lambda(Y) = g_{0,272}(\text{Mono. Nat.}) = (\text{Mono. Nat.}^{0,272} - 1)/0,272$$

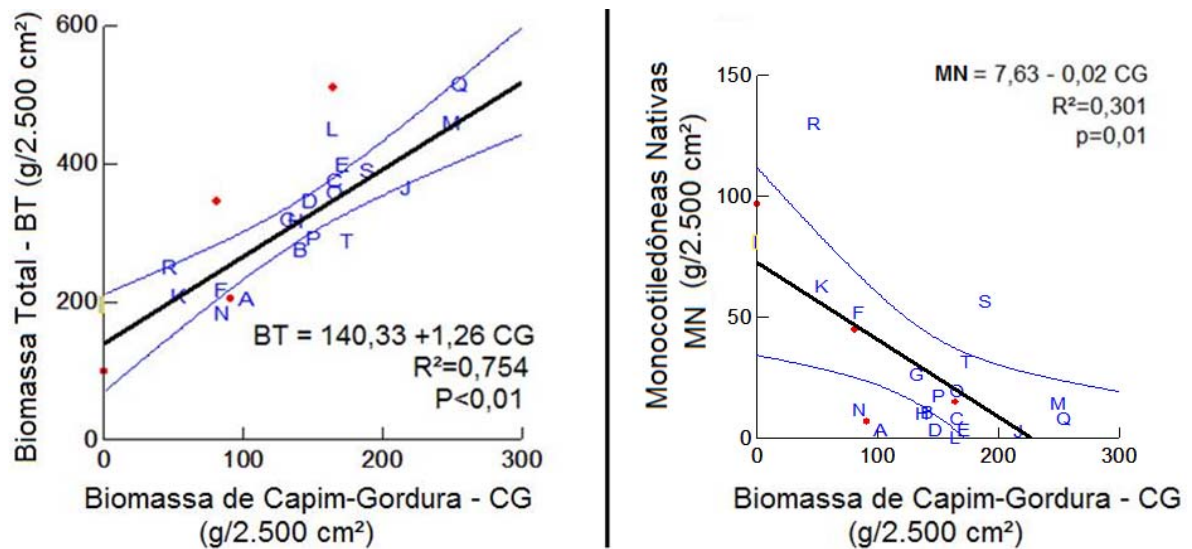


Figura 9: Acúmulo da biomassa total com o aumento de biomassa do capim-gordura (esquerda) e diminuição da biomassa das monocotiledôneas nativas promovido pelo capim-gordura (direita). Cada letra indica uma parcela amostral de 50 x 50 cm retirada em um vale. Os pontos vermelhos indicam parcelas amostradas nas enconstas do vale, não levados em consideração na reta de regressão.

Considerando os limites de biomassa de capim-gordura amostrados e **utilizando a equação da regressão**, podemos dizer que o capim-gordura tem o potencial de promover uma redução de nove vezes na biomassa das monocotiledôneas nativas da área invadida estudada (62,2 g/0,25 cm² quando não há capim-gordura X 6,9 g/0,25 cm² quando há 254,9 g/0,25 cm² de capim-gordura). Esta eliminação de monocotiledôneas indica uma habilidade competitiva desta gramínea exótica, seja por competição direta, alelopatia ou associada a regimes de fogo alterados.

Seria melhor se fossem contados os indivíduos de diferentes espécies para mostrar a eliminação das monocotiledôneas. Porém muitas espécies são parecidas, sendo inviável de separá-las visualmente. Além disso, os indivíduos podem não formar touceiras com limites bem definidos, tornando a contagem inviável.

• 3.4 Impacto na comunidade de dicotiledôneas

O capim-gordura reduziu o número de indivíduos de dicotiledôneas nas 4 áreas invadidas entre 1,8X e 4,1X. Na área 1 (50 quadrados) a redução foi de 322 indivíduos para 129; na área 2 (100 quadrados) foi de 209 para 55; na área 3 (100 quadrados) foi de 591 para 145; e na área 4 (70 quadrados) foi de 407 para 224 (Tabela 3).

TABELA 3
 Comparação da contagem de dicotiledôneas entre
 locais invadidos por capim-gordura e locais não invadidos

	INV 1	NAT 1	INV 2	NAT 2	INV 3	NAT 3	INV 4	NAT 4
Número de Parcelas	50		100		100		70	
Núm. Total de Indivíduos	129	322	55	209	145	591	224	407
Média do Núm. de Ind.	2.58	6.44	0.55	2.09	1.45	5.91	3.20	5.81
Desvio-Padrão	1.46	2.03	0.86	1.52	1.42	2.70	2.10	2.98
Wilcoxon (Z)	5,889		6,753		8,497		5,533	
P-Valor	<0.001		<0.001		<0.001		<0.001	

Quanto ao número de morfoespécies, o capim-gordura também reduziu o número de morfoespécies nas 4 áreas (Figura 10).

Nº MORFOESPÉCIES

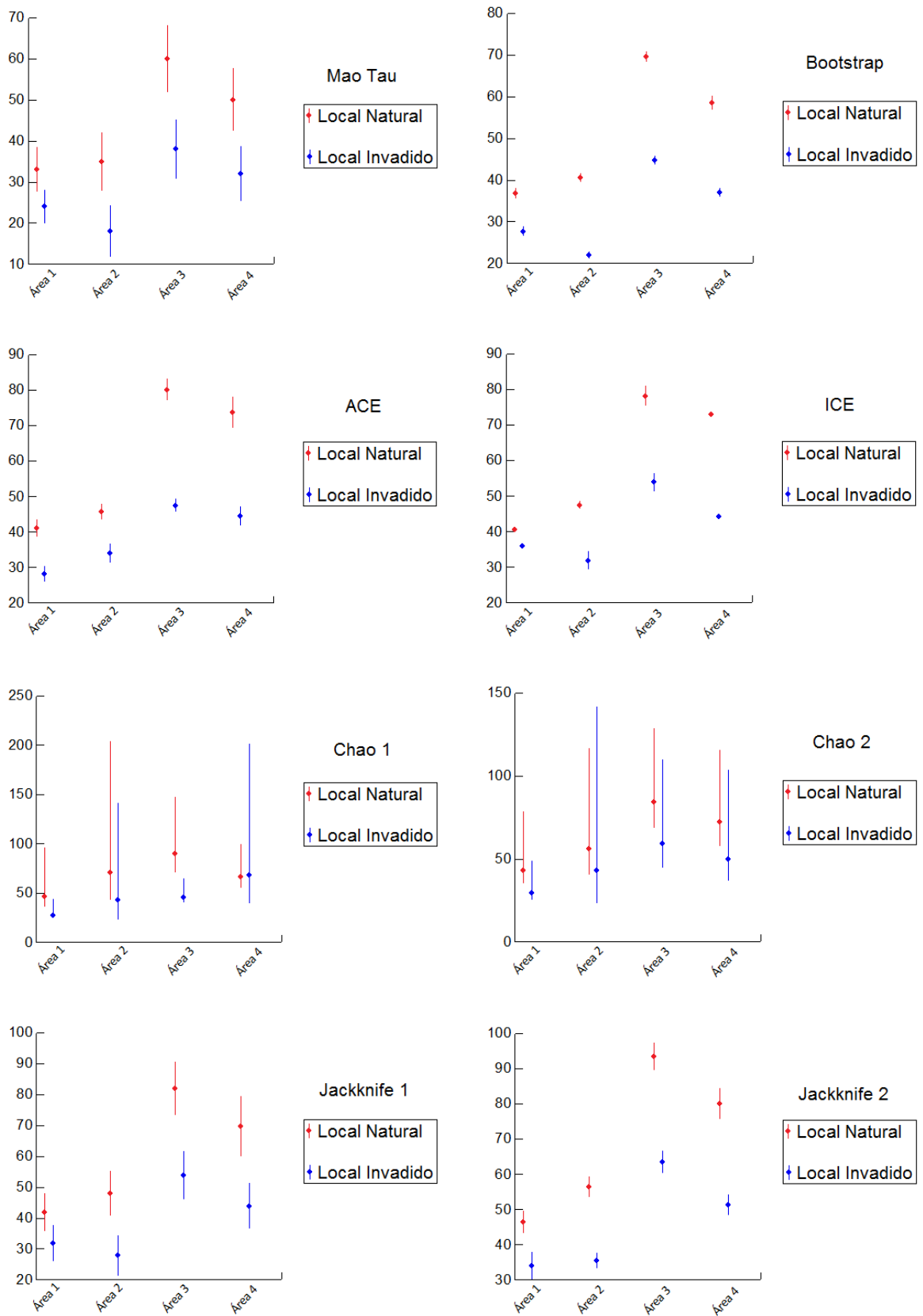


Figura 10: Comparação do número de morfoespécies nas áreas através de diferentes estimadores de riqueza

O estimador de riqueza Mao Tau toma as amostras aleatoriamente e repete a amostragem inúmeras vezes para construção da curva do coletor (na figura 10 temos apenas o último valor). Já os outros estimadores, além de utilizarem este processo, utilizam equações que levam em consideração as espécies raras para a construção da curva do coletor (Colwell, 2009). Os pontos nos gráficos são médias de indivíduos esperados e as barras atravessando os pontos são os intervalos de confiança. Quando o intervalo de confiança de um local não atinge a média do local comparado, existe uma diferença estatística significativa no número de indivíduos encontrados de acordo com o estimador de riqueza em questão.

Comparando a riqueza de espécies entre os locais invadidos e naturais (não-invadidos adjacentes aos locais invadidos) existe uma diferença estatisticamente significativa quando o limite do intervalo de confiança de um local não atinge a média do outro local. Apenas Chao 1 (que utiliza dados de abundância de espécies de cada parcela) e Chao 2 (que utiliza dados de incidência ou ausência de espécies de cada parcela) apresentaram resultados não significativos. Porém é reconhecido que estes estimadores possuem intervalos de confiança grandes, aumentando exigências estatísticas nas comparações; e, além disso, o resultado do estimador Chao 1 indica diferença estatisticamente significativa para as áreas 1 e 3.

Foi encontrado para invasões de *Lantana camara* um limiar de 75% de prevalência da invasora, em que a riqueza em espécies nativas permanece estável, porém a riqueza declina rapidamente acima desse limiar, levando a mudança composicional (Gooden *et al.*, 2009b). Não foram encontrados estudos relacionando o grau de invasão de capim-gordura com a riqueza em espécies locais, porém Martins e outros (2011) encontraram elevada riqueza em uma área de Cerrado com 50% de predominância de capim-gordura. Em nossas áreas a predominância de capim-gordura era próxima de 100% (formação de mantos homogêneos com poucos indivíduos de outras espécies sobrevivendo em meio a esses mantos), sendo que a riqueza das áreas invadidas foi significativamente menor do que nas áreas naturais (não invadidas adjacentes às áreas invadidas).

Vimos que o capim-gordura está eliminando as dicotiledôneas em número de indivíduos e de morfoespécies, mas será que a comunidade das áreas invadidas possuem muitas morfoespécies em comum? Em outras palavras, será que as morfoespécies que resistem à invasão são, em grande parte, as mesmas nas diferentes áreas? Para responder a esta pergunta foram realizadas análises de agrupamento.

Foram encontrados agrupamentos um pouco diferentes para o índice de similaridade

de Simpson (binário) em relação ao índice de similaridade de Morisita (quantitativo) (Figura 11). Porém nas duas análises, os locais invadidos de diferentes áreas não apresentam agrupamento algum.

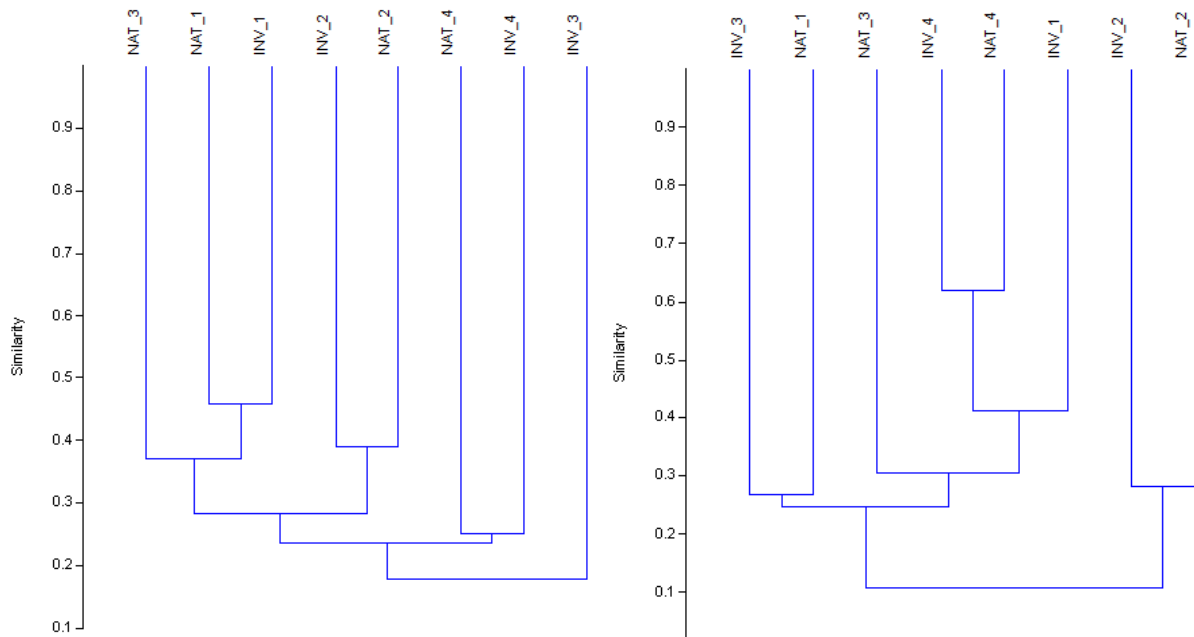


Figura 11: Análises de agrupamentos com medida de similaridade de Simpson (esquerda - coeficiente de correlação cofenética=0,84) e de Morisita (direita – coeficiente de correlação cofenética=0,91).

Dos 185 morfotipos de dicotiledôneas encontrados, 126 ocorriam em apenas 1 local, 36 em 2 locais, 11 em 3 locais, 8 em 4 locais e 4 em 5 ou mais locais. Das morfoespécies que ocorriam em dois ou mais locais, 17 morfoespécies foram exclusivas de locais nativos, 4 exclusivas de locais invadidos e 6 abundantes (> 10 indivíduos) em ambas localidades (nativas e invadidas). Trinta e quatro morfoespécies possuíram 5 ou mais indivíduos em locais invadidos, podendo ser alvo de futuros estudos sobre espécies mais resistentes a invasão. Como sugerido por Groves & Willis (1999 *apud* Gooden *et al.*, 2009b) nossos resultados também sugerem que espécies individuais exibem respostas variadas a invasão, com algumas se tornando desalojadas, outras não afetadas e outras possivelmente favorecidas (Figura 12, 13, 14, 15). Segundo Denslow e outros (2006) as espécies que dominam a sucessão em pastos abandonados são diferentes daquelas que ocorrem em outros distúrbios de florestas tropicais, como a retirada de árvores, agricultura ou tempestades, sugerindo que os ambientes de campos fornecem um filtro

diferenciado para o estabelecimento de plantas nativas.

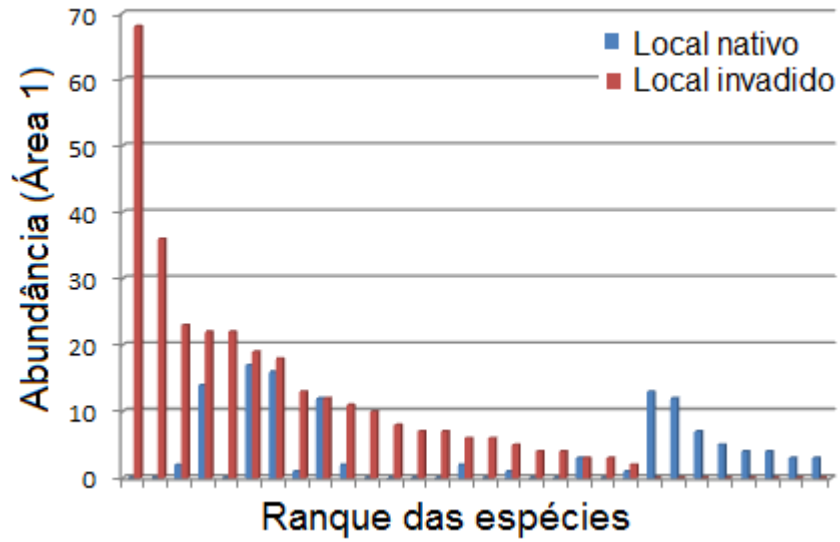


Figura 12: Abundância das morfoespécies nos locais invadidos e não invadidos da área 1

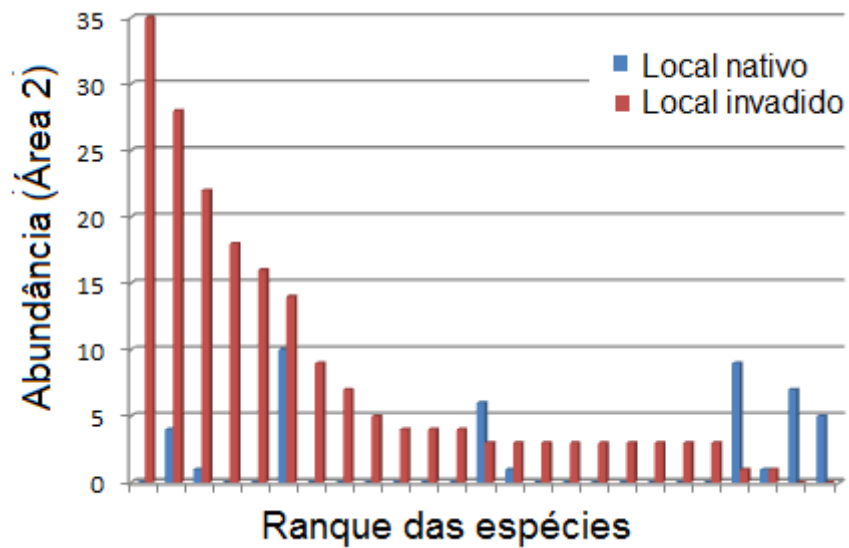


Figura 13: Abundância das morfoespécies nos locais invadidos e não invadidos da área 2

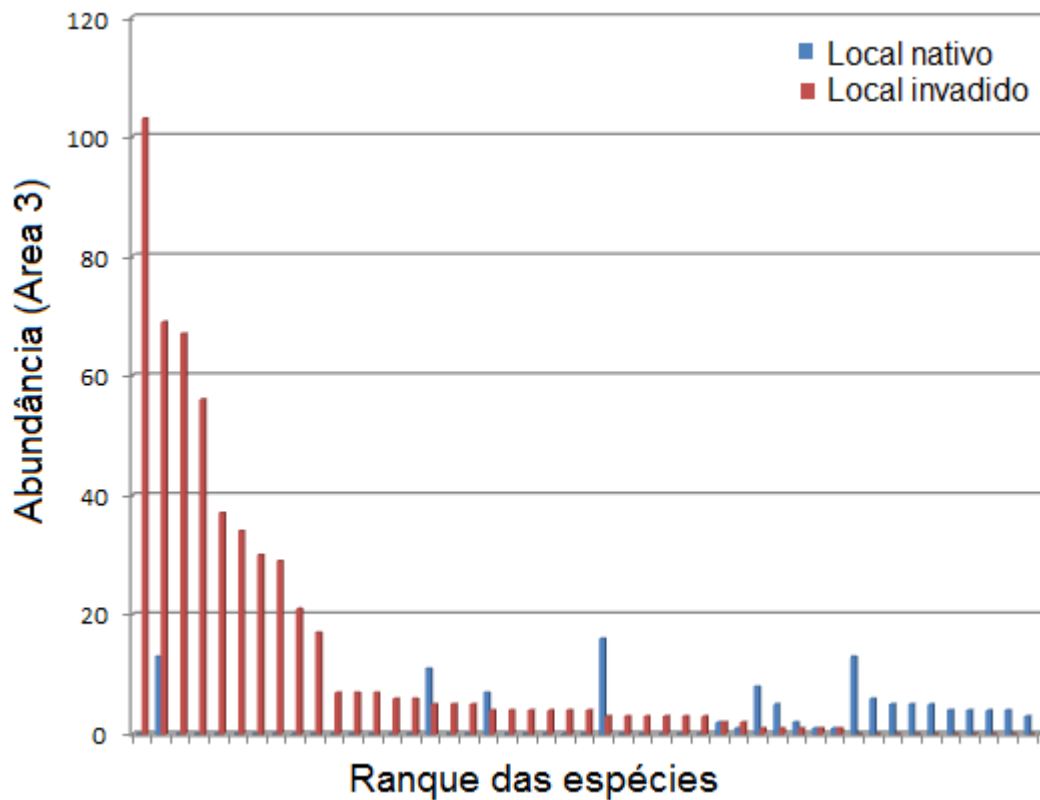


Figura 14: Abundância das morfoespécies nos locais invadidos e não invadidos da área 3

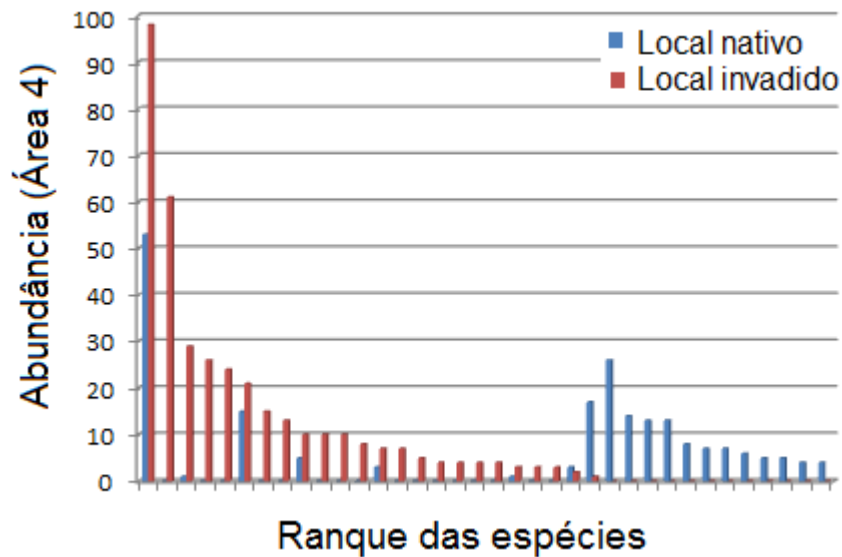


Figura 15: Abundância das morfoespécies nos locais invadidos e não invadidos da área 4

Segundo Hoffman e Haridasan (2008) a sobrevivência de mudas em plots dominados por capim-gordura é menos da metade do que a sobrevivência em plots dominados por espécies nativas. Conseqüentemente, no final de três estações de crescimento, plots

invasivos possuem somente 44% do número original de mudas em relação a plots com gramíneas nativas.

Mesmo na ausência do fogo, o capim-gordura pode limitar a regeneração de árvores nativas. Estudos têm demonstrado que a remoção ou corte de gramíneas tropicais exóticas pode aumentar o estabelecimento, sobrevivência e crescimento de mudas de árvores (revisão de Hoffman & Haridasan, 2008).

- **3.5 Acúmulo de biomassa em área invadida**

De acordo com revisão de Castro-Neves (2007) os valores de biomassa para o estrato rasteiro no bioma Cerrado variam de 2,5 t/ha a 10,4 t/ha, sendo que a nossa área nativa teve valor intermediário (5,6 t/ha).

Devido ao seu maior porte em relação à média das gramíneas do Cerrado (Berardi, 1994; Castro-Neves, 2000; Silva & Haridasan, 2007), o que também é observado na área invadida e nas paisagens ao redor (Apêndice A: Fotos O, P e Q), o capim-gordura tem elevado potencial para aumentar a quantidade de biomassa nas áreas invadidas.

Como observado na figura 16, há forte relação entre as biomassas de capim-gordura e a biomassa total encontrada nos quadrados ($R^2=0,754$; $P<0,01$).

A quantidade de biomassa acumulada no ambiente (que aumenta com aumento de capim-gordura e que pode ser visto como combustível) é um dos componentes do regime de fogo (Brooks *et al.*, 2004). Preocupações encontradas no plano de manejo do Parque Estadual do Rola Moça sugerem que o regime de fogo do Parque vem sendo alterado de forma negativa (Biodiversitas *et al.*, 2006).

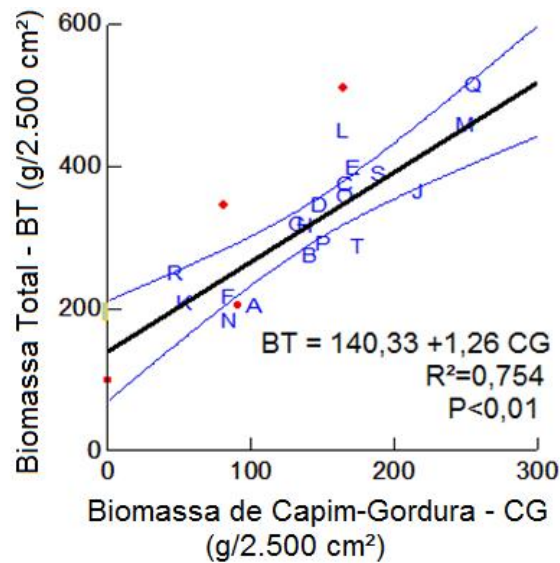


Figura 16: Aumento de biomassa total promovido pelo capim-gordura. Cada letra indica uma parcela amostral de 50 x 50 cm retirada em um vale. Os pontos vermelhos indicam parcelas amostradas nas encostas do vale, não levados em consideração na reta de regressão.

Extrapolando os dados do gráfico (Figura 16), o capim-gordura tem o potencial aproximado de aumentar a biomassa encontrada em um hectare (ha) da área invadida estudada em 12,8 toneladas (t), saindo de 5,6 t/ha em locais da área não invadidos e chegando em 18,4 t/ha para locais com acentuada invasão (supondo que toda a área tenha características semelhantes para suportar esta biomassa).

• 3.6 Simulações com BehavePlus

O comprimento da chama é a distância entre a média da altura da camada de combustível e a média da extremidade das chamas (Figura 17). Seria mais interessante se tivéssemos a altura da chama para o nosso estudo. Porém o BehavePlus5 só fornece seu comprimento.

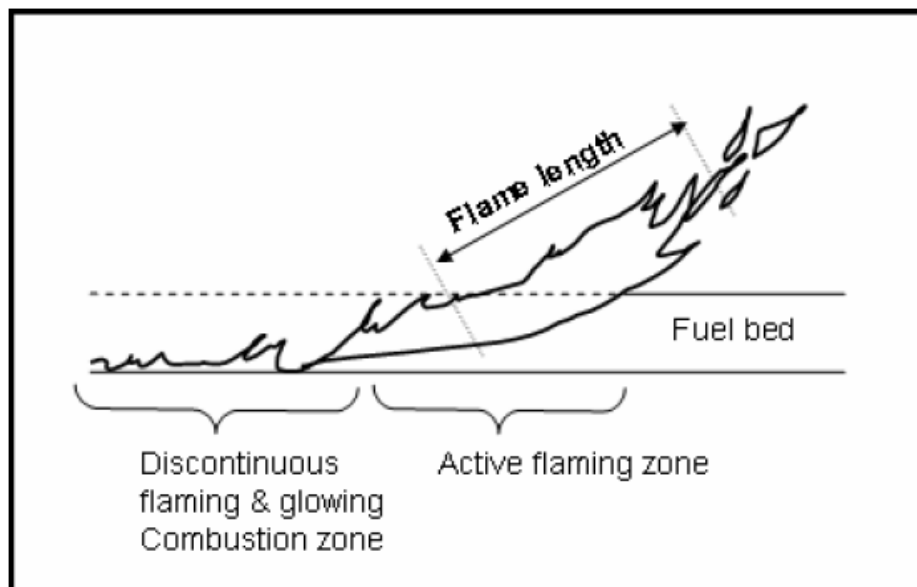


Figura 17: Ilustração esquemática do comprimento da chama. Fonte: Andrews (2009).

O comprimento das chamas (m – Figura 17), a taxa de espalhamento máxima (m/min) e a intensidade da linha de fogo (KW/m) simuladas foram maiores em condições em que o combustível estava mais seco (menor umidade) e com maiores velocidades do vento, sendo que a umidade os afetou menos na área nativa. A área com alto índice de invasão apresentou os maiores valores dessas características do fogo e as diferenças entre seus valores entre a área nativa, a área de índice de invasão média e a área com alto índice de invasão aumenta com a diminuição da umidade (Tabela 4; Figura 18, 19, 20). Vamos focar a discussão em 8% de umidade de combustível, por apresentar maiores diferenças entre áreas e maiores valores.

TABELA 4
Área com alto índice de invasão vs. área nativa
Quantas vezes as características diferem de uma área para outra a 8% de umidade do combustível

Velocidade do Vento	Comprimento da Chama (m)			Taxa de Espalhamento Máxima (m/min)			Intensidade da Linha de Fogo (KW/m)		
	Invadido	Nativo	Razão	Invadido	Nativo	Razão	Invadido	Nativo	Razão
5 km/h	3,7	0,8	4,6	8,1	2,3	3,5	4443	177	25,1
10 km/h	5,5	1,4	3,9	19,3	7	2,8	10631	538	19,8
15 km/h	7,1	1,9	3,7	33	13,9	2,4	18183	1076	16,9

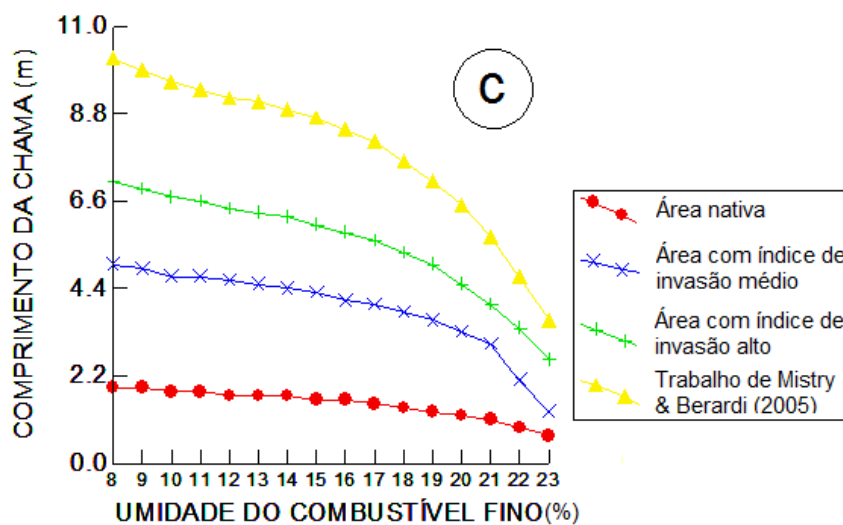
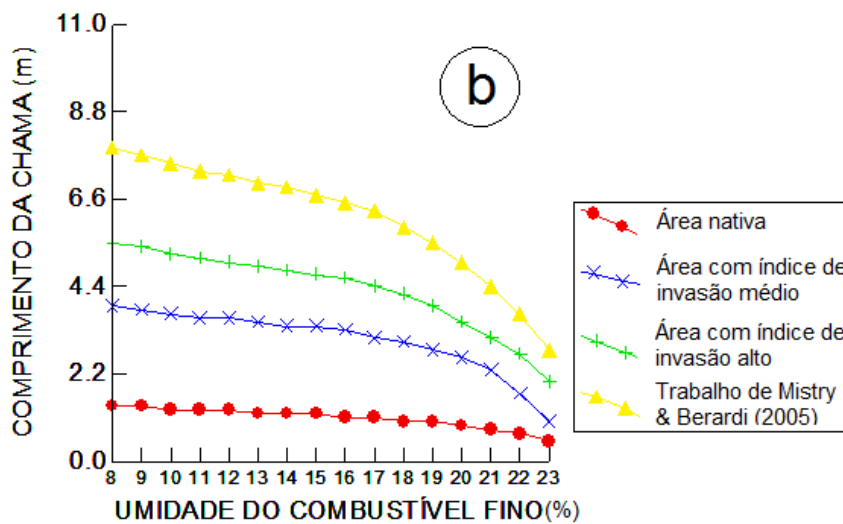
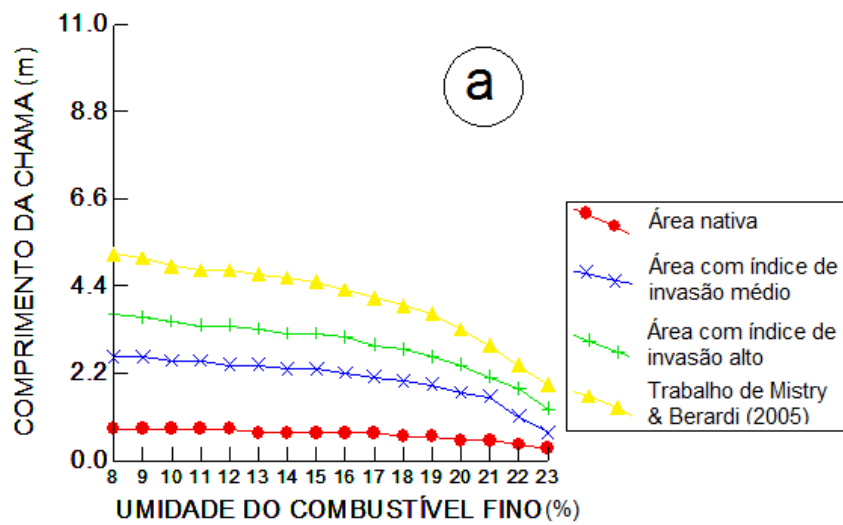


Figura 18: Comprimento da chama (m) para diferentes níveis de invasão por capim-gordura com o aumento da umidade do combustível fino a velocidades do vento de (a) 5 km/h; (b) 10 km/h; e (c) 15 km/h.

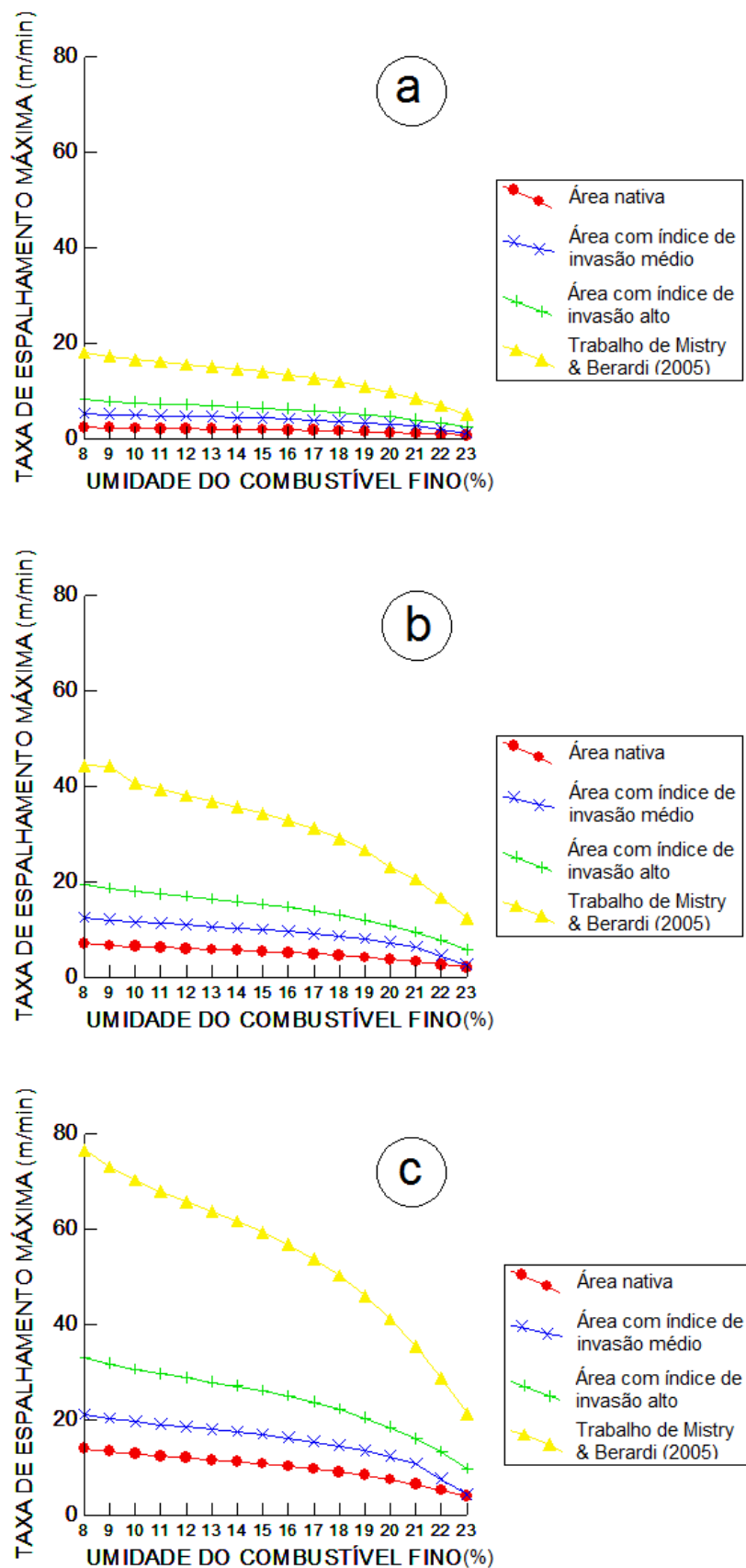


Figura 19: Taxa de espalhamento máxima (m/min) para diferentes níveis de invasão por capim-gordura com o aumento da umidade do combustível fino a velocidades do vento de (a)5 km/h; (b)10 km/h; e (c)15 km/h.

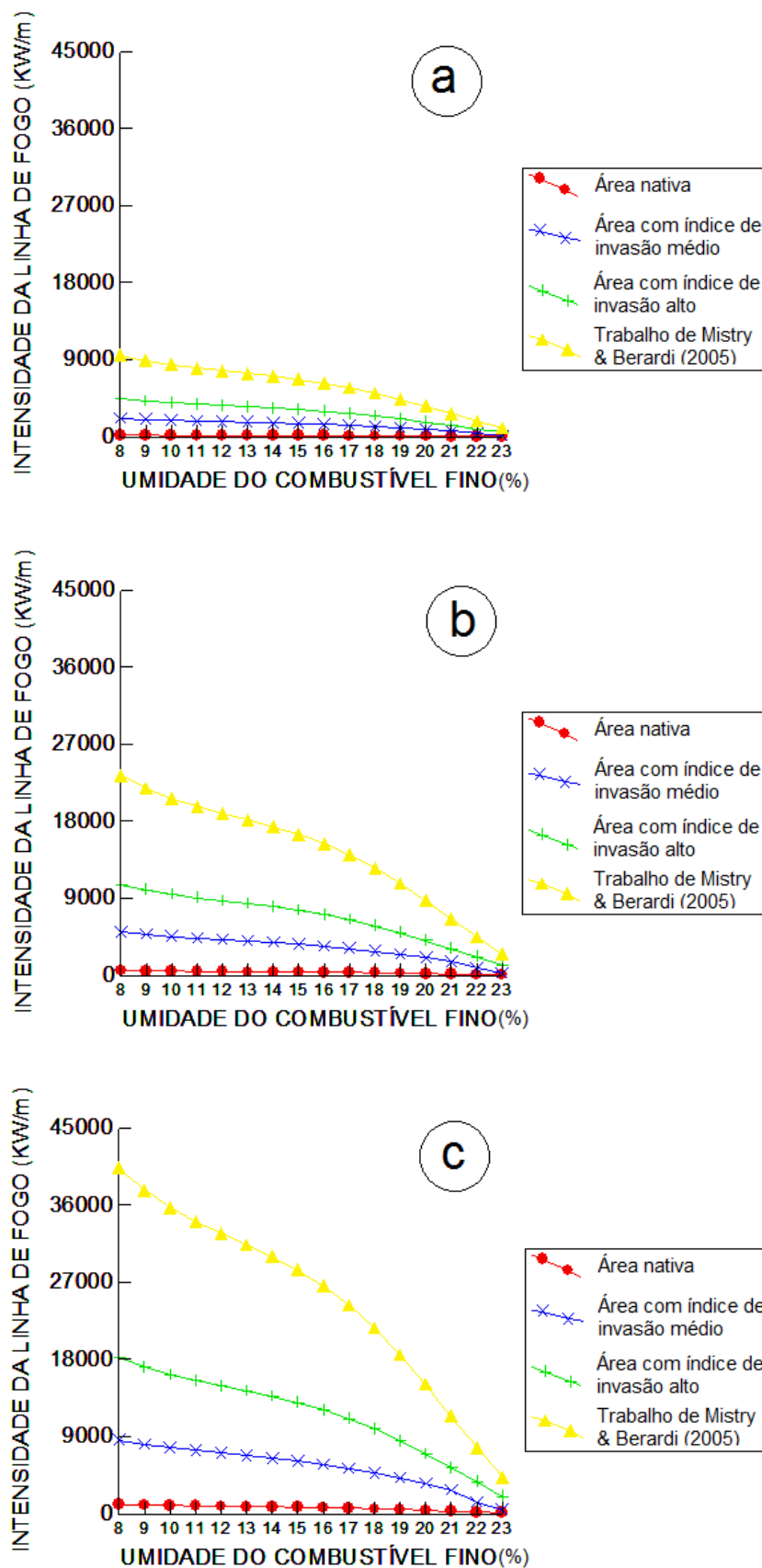


Figura 20: Intensidade da linha de fogo (KW/m) para diferentes níveis de invasão por capim-gordura com o aumento da umidade do combustível fino a velocidades do vento de (a) 5 km/h; (b) 10 km/h; e (c) 15 km/h.

Mistry & Berardi (2005) obtiveram, por simulação, maiores comprimentos de chama, taxa de espalhamento máxima e intensidade da linha de fogo devido a maior altura da biomassa. A biomassa encontrada por eles e utilizada nas simulações foi de 18 t/ha, enquanto que a biomassa da área com elevado índice de invasão de nosso estudo foi de 18,5 t/ha. As medidas realizadas em nosso trabalho foram realizadas em setembro. Observações empíricas e fotos indicam que em abril a altura da vegetação é maior, provavelmente devido a estação chuvosa.

Árvores de savana, assim como árvores de florestas, podem escapar do fogo por possuírem cascas grossas e por possuírem folhas acima da altura das chamas (veja Gignoux *et al.*, 1997). O aumento no comprimento das chamas pode significar fogos atingindo copa de árvores e as matando (Figura 21). Berardi (1994) observou chamas com **alturas** superiores a 6 metros, o que pode significar um comprimento de chama ainda maior devido a inclinação da chama. Medições em campo em áreas invadidas do PESRM por capim-gordura queimadas no final de setembro de 2011 apresentaram indícios de queima superiores a 2, 4 e 5 metros de altura e várias árvores do cerrado aparentavam estar mortas devido à queima. Além disso, o capim-gordura também “trepá” nas árvores e arbustos do campo sujo.

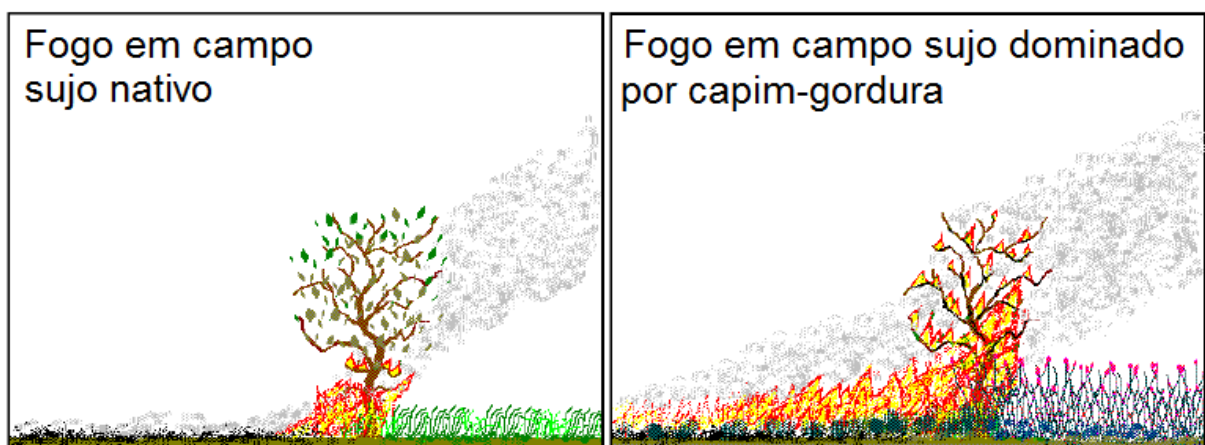


Figura 21: Comparação entre fogos em áreas de campo sujo nativo e áreas dominadas por capim-gordura.

Fonte: Berardi (1994)

Armadilha de fogo ocorre quando queimas sucessivas não permitem que a planta se torne adulta, muitas vezes não chegando ao estágio reprodutivo ou mesmo morrendo. A

fronteira savana-floresta é caracterizada não só por uma transição na densidade de árvores, mas também na composição de espécies, com poucas espécies sendo comuns a savanas e a florestas (revisão de Hoffmann *et al.*, 2009). A maior intensidade de fogo provocada pelo capim-gordura possivelmente leva a uma maior mortalidade da parte aérea de árvores adultas já em estágio reprodutivo nas fronteiras savana-floresta, fazendo com que esses indivíduos rebrotem e fiquem presos na armadilha de fogo. Associado com maior sensibilidade ao fogo das árvores de florestas em relação as árvores de cerrado e mortalidade de árvores, resultam em savanização da paisagem. César & Menaut (1974 *apud* Gignoux *et al.*, 1997) descrevem duas principais estratégias que permitem árvores jovens a resistir o fogo. A primeira é o rebrote basal, com elevada taxa de crescimento e espessamento, para o caule conseguir suportar a intensidade do fogo e as folhas escaparem da altura atingida pelas chamas. A segunda é a planta jovem resistir o fogo, possuindo rebrote aéreo. O sucesso da resistência da planta dependerá da intensidade do fogo em ambos os casos. Berardi (1994) mediu a temperatura das chamas em área invadida por capim-gordura em diferentes alturas, encontrando um padrão diferente do observado em áreas naturais de Cerrado [que usualmente tem as maiores temperaturas nos primeiros 100 cm de altura e raramente excedem 800°C (ver Berardi, 1994)], com temperaturas excepcionalmente altas em 60cm e 160cm (picos de 817 °C e 1006 °C respectivamente). O programa Behave não permite estimar as temperaturas da linha de fogo. Porém em ambos os casos o fogo seria mais intenso nas áreas invadidas do que nas áreas nativas. Observações de campo realizadas em fevereiro de 2012 em áreas invadidas por capim-gordura queimadas no final de setembro de 2011 mostrou elevada mortalidade de árvores, a maioria sem indícios de rebrota aérea ou basal. Uma das espécies observadas foi o barbatimão. Além disso haviam frutos carbonizados.

Os valores obtidos para intensidade da linha de fogo em nossas simulações nas áreas nativas e invadidas mostram que são necessários diferentes métodos de combate (Tabela 5). Nas áreas nativas chegaria a 1076 KW e a o comprimento de chamas a 1,9m (ficando na 2ª categoria), e em muitas condições ficaram com a intensidade da linha de fogo abaixo de 345 Kw/m e comprimento de chama inferior a 1,2 m (ficando na 1ª categoria de indicadores). Já nas áreas com elevado índice de invasão o comprimento da chama ultrapassaria 3,4 m e a intensidade de fogo 3460 Kw/m (ficando na 4ª categoria de indicadores). Como vemos na tabela 5 os incêndios poderiam ser contidos facilmente nos campos nativos, relativamente às áreas invadidas, onde os incêndios seriam altamente destrutivos e estariam fora de controle.

TABELA 5
Relação entre intensidade da linha de fogo e métodos de extinção

Categoria	Comprimento Chama (m)	Intensidade (Kw.m⁻¹)	Indicadores
I	< 1,2	< 345	<ul style="list-style-type: none"> • O fogo pode ser atacado pela frente ou pelos flancos, com equipamentos manuais. • Aceiros manuais podem segurar o fogo.
II	1,2 – 2,4	345 – 1.730	<ul style="list-style-type: none"> • Não é indicado o ataque frontal do fogo. • Aceiros manuais não contêm o fogo. • Equipamentos pesados (aviões, tratores, caminhões...) podem ser necessários.
III	2,4 – 3,4	1.730 – 3.460	<ul style="list-style-type: none"> • Sérios problemas para o controle do fogo. Possibilidade de incêndios de copa e de mancha (spotting). • Tentativa inútil de conter a frente do fogo.
IV	> 3,4	> 3.460	<ul style="list-style-type: none"> • Problemas com o descontrole do fogo. Ocorrência generalizada de incêndios. • Tentativa inútil de conter a frente do fogo

Fonte: Fernandes (2003).

Em nossa simulação obtivemos para a área nativa com biomassa de 5,6 t/ha taxa de espalhamento máxima variando de 0,6 a 13,9 m/min, e intensidade de fogo variando de 19 a 1076 KW/m. Fogos de savanas possuem geralmente taxa de espalhamento de 6 a 120 m/min, sua biomassa varia entre 2 a 8 t/ha e a intensidade do fogo varia de 500 a 10.000 KW/m, raramente excedendo 20.000 KW/m (Williams & Cook, 2001). Riggan e outros (2010) registraram taxas de espalhamento de 4,2 a 44 m/min em incêndio no cerrado de Brasília. Os valores de nosso estudo ficaram razoáveis com os limites propostos por Williams & Cook, exceto pela baixa taxa de espalhamento e a baixa intensidade de fogo encontradas em condições mais úmidas e de menor velocidade de vento. Considerando uma taxa de espalhamento de 25,8 m/min, Castro-Neves (2000), obteve fogos com intensidade de 5722 KW/m para campo sujo nativo e de 8857 KW/m para área invadida por capim-gordura (o capim-gordura correspondia por 30% da biomassa e a intensidade foi 55% superior). Segundo Kauffman e outros (1994) a média do comprimento/altura da chama é de 5,4 metros para campo e 2,7 metros para campo Cerrado e a intensidade da linha de fogo é de 16394 KW/m para campo e de 2842 KW/m para campo Cerrado. Em nossas simulações, obtivemos valores inferiores a estes para as áreas nativas.

Aires e outros (2005) realizaram experimento de queima em uma área invadida por capim-gordura com 14,7 t/ha (a nossa área com índice de invasão médio possuía 14,0 t/ha). Eles não informaram no trabalho a velocidade do vento e a umidade do combustível fino. A taxa de espalhamento encontrada foi 16,2 m/min (intermediária à encontrada em nosso estudo para área com índice de invasão médio com ventos entre 10 e 15 km/h), a

intensidade da linha de fogo foi intermediária aos valores obtidos em nossas simulações para a área com índice de invasão médio (7951 kW/m) nestas condições de vento e o calor liberado por unidade de área superior ao da área com índice de invasão médio e intermediário ao da área com índice de invasão alto (29362 kJ/m²).

A intensidade da linha de fogo não é correlacionada com as temperaturas do solo durante o fogo e, dessa forma, não é relacionada com variações nos padrões de germinação (veja Govender *et al.*, 2006). Semanas após incêndio no PESRM, ocorrido em 2011, fizemos observações no parque e a falta de relação parece ser confirmada pela enorme quantidade de plântulas encontradas, sugerindo que as sementes no solo sobreviveram e germinaram após o fogo.

O calor por unidade de área (KJ/m²) simulado foi maior em condições em que o combustível fino estava mais seco e não foi alterado pela velocidade do vento, sendo que a umidade afetou menos o calor por unidade de área na área nativa. A área com alto índice de invasão teria as maiores intensidades de calor por unidade de área e as diferenças entre os valores dessa característica do fogo entre a áreas nativa, com de índice de invasão médio e com alto índice de invasão aumentaria com a diminuição da umidade. Na condição de menor umidade (8%) o calor por unidade de área foi 7,1 vezes maior para a área com alto índice de invasão em relação a área nativa. (Figura 22).

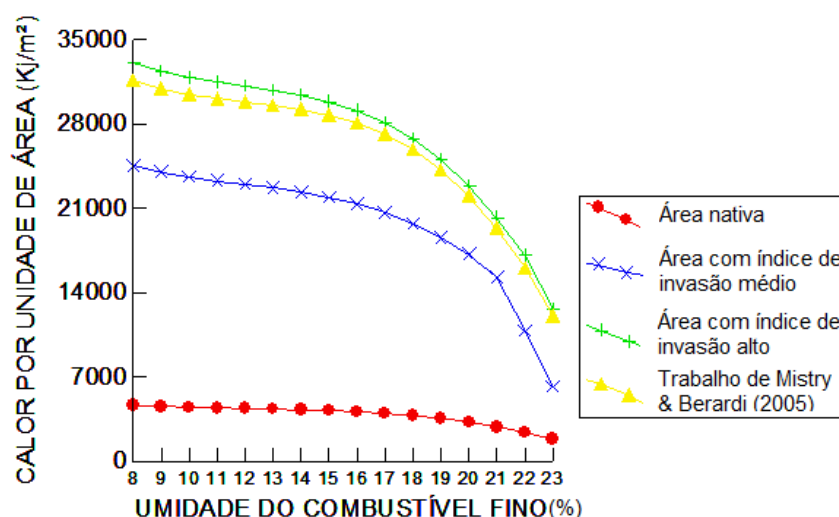


Figura 22: Calor por unidade de área (KJ/m²) para diferentes níveis de invasão por capim-gordura com o aumento da umidade do combustível fino.

Observe a inversão das simulações da área com índice de invasão alto e as realizadas com dados de Mistry e Brardi (2005) em relação aos outros gráficos. Essa inversão se deu por que o calor por unidade de área dá menos peso a altura da vegetação.

Uma característica importante a ser observada é a de como a umidade afeta todas as características do fogo estudadas. O fogo de origem antrópica ocorre geralmente no final da estação seca e o de origem natural durante a estação chuvosa (França *et al.*, 2007). A umidade do combustível varia muito ao longo do ano (Govender *et al.*, 2006), e conseqüentemente as características do fogo também variam. Biddulph & Kellman (1998) estudando biomassa combustível proveniente de savana venezuelana e floresta obteve uma tendência para todos os tipos de combustível atingirem ignição em conteúdo de umidade próximos, confirmando a importância da umidade em controlar a inflamabilidade do combustível.

Em nossas simulações a biomassa variou de 5,6 t/ha (área nativa) a 18,4 t/ha (área com índice de invasão alto). Martins e outros (2011) observaram a biomassa em manchas de alta densidade de capim-gordura variando de 12,1 t/ha a 21,4 t/ha. Ou seja, nos locais onde a biomassa atinge 21,4 t/ha as características de fogo seriam ainda mais severas do que as obtidas em nosso estudo.

- **3.7 Controle e combate do capim-gordura**

Vimos que o capim-gordura está diminuindo a biodiversidade de monocotiledôneas e dicotiledôneas nos locais invadidos, alterando o micro-clima, a quantidade de combustível e de serapilheira dos locais invadidos, além de estar produzindo bilhões de sementes por hectare, que potencialmente estão agravando o quadro de invasão. Mas como anda seu controle e combate em unidades de conservação? Quais as medidas mais eficientes de controle descobertas? O capim-gordura apresenta pontos fracos que podem potencialmente ser explorados em seu controle/combate?

Barbosa (2009) testou diferentes medidas de controle do capim-gordura: corte raso uma vez, corte raso duas vezes, corte e revolvimento do solo uma vez, corte e revolvimento do solo duas vezes, sombreamento e abafamento. A medida “corte e revolvimento do solo uma vez” foi a que resultou em maior relação custo/benefício, portanto, o mais viável para a diminuição de biomassa desta gramínea a curto prazo. Para revolver o solo foi utilizado o processo de rastelar, revolvendo também as raízes

superficiais das plantas de capim-gordura, podendo assim, danificá-las e até mesmo, em alguns casos, retirá-las, prejudicando ainda mais o reestabelecimento desta espécie (Barbosa, 2009). Porém, deve-se medir o efeito a longo prazo do revolvimento do solo na germinação de sementes do capim-gordura. Martins (2006) estudou o uso de fogo e o uso de manejo integrado (fogo seguido de duas aplicações pontuais de glifosato seguido de arranquio manual). A realização de uma queimada controlada não foi suficiente para controlar o capim-gordura. O manejo integrado conseguiu reduzir o índice de cobertura do capim-gordura de 50% para menos de 0,6% em menos de 2 anos. Este estudo também chegou ao resultado de que o fogo, como instrumento de manejo, não elimina as sementes presentes no banco de sementes, que por sua vez são de vida longa. Para muitas invasoras, a remoção é logística ou financeiramente impraticável, principalmente se elas se espalham no ambiente antes do reconhecimento dos seus impactos (D'Antonio *et al.*, 2011). Os meios de se controlar o capim-gordura mais eficientes encontrados na literatura (“corte e revolvimento do solo uma vez” e “manejo integrado”) são relativamente caros e exigiriam muito esforço humano para serem implantados em grandes áreas, sendo que não foram encontrados trabalhos consistentes de combate a esta invasora sendo realizados em unidades de conservação. O controle biológico é delicado e exige muito estudo, pois assim como as plantas invasoras, seus inimigos podem apresentar comportamento diferente nos novos ambientes em relação aos de origem, além de poderem se tornar novas pragas (Keane & Crawley, 2002). 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 se tornaram um problema (Barbosa, 2009). Porém a prevenção é a técnica menos utilizada para combate de espécies invasoras em áreas selvagens (Davies & Johnson, 2009).

Algumas das vulnerabilidades do capim-gordura que podem ser exploradas para seu controle e combate são: sensibilidade a falta de fósforo (Saraiva e outros, 1993), sensibilidade ao sombreamento (Filgueiras, 1990; Pivello *et al.*, 1999a), incapacidade de suportar pastejo baixo (altura) (Mitidieri, 1923; Alcântara & Bufarah, 1951), doenças causadas pelo vírus da doença atrofiadora (“stunting virus disease”) e por um fungo que ataca as inflorescências (Bogdan, 1977; Filgueiras, 1990) e sensibilidade a falta de nitrogênio (“D'Antonio *et al.*, 2001, D'Antonio & Mack 2006” *apud* D'Antonio *et al.*, 2011).

4. Conclusões

O Parque Estadual da Serra do Rola-Moça se encontra altamente invadido por capim-gordura. As áreas invadidas que formam manchas de alta densidade estão fornecendo bilhões e bilhões de sementes viáveis que provavelmente são levadas por vento ou chuva para áreas nativas agravando ainda mais o quadro de invasão (foram observadas pequenas manchas de capim-gordura espalhadas e crescendo em meio aos campos nativos antes do fogo de 2011).

Uma característica que provavelmente explica parte do sucesso invasor do capim-gordura é o aumento de umidade nas áreas invadidas, podendo o capim-gordura enfrentar o período de seca com condições menos estressantes de déficit hídrico e ao mesmo tempo avançando lentamente por meio de estolões (Filgueiras, 1990; Silva & Haridasan, 2007) sobre a vegetação nativa. Além disso, seu ciclo reprodutivo tende a ser mais curto e a produção de sementes maior do que a de gramíneas do Cerrado e suas sementes possuem alta viabilidade. Adicionalmente, a dormência permite escape de condições temporariamente desfavoráveis.

As paisagens possuem resiliência. Entende-se por resiliência a capacidade de um sistema absorver o distúrbio e reorganizar sua função, estrutura, identidade e feedbacks. Uma base de atração é uma organização em que o sistema tende a se manter. Em alguns casos, ultrapassando determinados limites, o sistema tende a ser atraído por outra base de atração (Gunderson, 2000; revisão de Batista, 2011 – Figura 23). Uma questão que fica é se paisagens dominadas por capim-gordura tendem, a longo prazo e com ausência de fogo, a se manterem invadidas com o manto de capim-gordura (uma possível base de atração) ou se atingiriam outras bases de atração, com comunidades de plantas predominantemente nativas, como, por exemplo, um Cerradão (com o decorrer de anos sem fogo, arvoretas de Cerrado vão salpicando em meio ao capim-gordura).

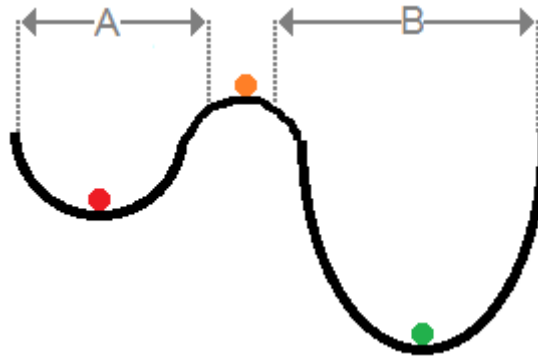


Figura 23: Resiliência e bases de atração: Se a bolinha vermelha não chegar até a bolinha laranja, o sistema tende a voltar a posição inicial da bolinha vermelha, e A é sua base de atração. Caso a bolinha vermelha fique na posição da bolinha laranja o sistema é instável. Caso a bolinha vermelha ultrapasse a bolinha laranja, será atraída para a base de atração B, onde a bolinha verde se encontra. Podemos imaginar um ambiente em mosaico ou em mudança ao longo do tempo com diversas bases de atração. Cada base de atração possui características próprias (como micro-clima ao nível do solo, quantidade de biomassa fina, média e grossa, porcentagem do solo coberta por vegetação e características edáficas) e sustenta diferentes espécies de plantas e animais.

Em um gradiente de precipitação nos trópicos a distribuição de cobertura vegetal é tri-modal - campo, savana, floresta - indicando três bases de atração. Regiões de sobreposição: campo-savana, savana-floresta indicam que, para mesma precipitação e duração da estação seca, estados alternativos são possíveis. Alternância pode ocorrer por retroalimentação: baixa cobertura arbórea propicia estrato gramíneo que aumenta probabilidade de fogo - ciclo gramínea-fogo. No caso da transição floresta-savana, Staver e outros (2011) e Hirota e outros (2011) assumem que 60% de cobertura arbórea seria o limiar para ocorrência dessa transição: <60% savanas seriam favorecidas e > 60% florestas seriam favorecidas. Desmatamento e fogo abrindo o dossel alteram o balanço em direção a savana; que mantendo incêndios, reduziriam a cobertura arbórea da savana levando a campos (Staver *et al.*, 2011; Hirota *et al.*, 2011).

Mais uma vez ressalta-se a importância ecológica do fogo, cujos efeitos destrutivos são muito maiores em áreas invadidas por capim-gordura e por outras gramíneas africanas. Em um gradiente de pluviosidade em torno de 1500 mm, pode-se encontrar florestas ou savanas. O fogo seria um dos fatores que favoreceria a savanização do ambiente. Em um gradiente de pluviosidade inferior a 1500 mm o fogo poderia fazer com que savanas se tornassem campos (Staver *et al.*, 2011; Hirota *et al.*, 2011). O ciclo gramínea/fogo associa as gramíneas africanas com a savanização e posterior formação de campos dos ambientes florestais (D'Antonio & Vitousek, 1992)

As características de fogo simuladas são bem mais severas em áreas com alto índice de invasão do que em áreas nativas (principalmente em menores umidades e maiores velocidades de vento). Dessa forma, uma maior eliminação de árvores em regiões de fronteiras com formações florestais faz com que o campo avance mais sobre o cerrado e a mata. Condições de fogo mais severas associadas ao sombreamento intenso resultam em um empobrecimento das espécies de dicotiledôneas e monocotiledôneas nas áreas invadidas.

5. Orientações de manejo

- Realizar um mapeamento da invasão por capim-gordura no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça, seguida de avaliações da biomassa acumulada, que servirá de base para determinação de risco de incêndios;
- Apontar áreas prioritárias para controle/combate do capim-gordura, priorizando formações vegetais mais sensíveis à queima, como bordas de matas;
- Avaliar a possibilidade de promover incêndios prescritos em áreas com alto índice de invasão e preferencialmente em período chuvoso e/ou em período de floração do capim-gordura, para, além de minimizar reprodução sexuada, reduzir chance de incêndios de alta intensidade como ocorrido em 2011; e
- Avaliar a possibilidade de se utilizar experimentalmente o glifosato no controle/combate de capim-gordura através do manejo integrado proposto por Martins (2006) para possível aplicação em áreas prioritárias.

6. Referência Bibliográfica

- AIRES, F.S.; BARROS, T.G.B.; SILVA M.S.B.; SÁ, G.A.C.G.; SATO, M.N.; ANDRADE, S.M.A. & MIRANDA, H.S. 2005. Queimada em área de Cerrado invadida por capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional de Brasília, Brasília, DF. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil 20 a 25 de novembro de 2005. Hotel Glória / Caxambu – MG. Disponível em www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/52a.pdf. Acesso em 26/03/2009.
- AIRES, S. S. 2007. *Potencial alelopático de espécies nativas do Cerrado na germinação e desenvolvimento inicial de invasoras*. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília.
- ALCÂNTARA, P.B. & BUFARAH, G. 1951. Plantas forrageiras: Gramíneas & leguminosas. Nobel: Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- ALHO, C.J.R.; SCHNEIDER, M. & VASCONCELLOS L.A. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology* 62 (3): 375-385.
- ANDRADE, R. V. 1983. Épocas de colheita, produção e qualidade de sementes de capim-gordura. *Revista Brasileira de Sementes* 05 (02): 09 – 22.
- ANDREWS P.L. 2009. BehavePlus fire modeling system, version 5.0:Variables. Disponível em http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_qtr213.pdf. Acesso em 04 de Março de 2011.
- BARBOSA E.G., 2009. *Eficiência no manejo de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados paulistas*. Dissertação de mestrado. Instituto de Biociências do estado da Universidade de São Paulo.
- BARGER N.N.; D'ANTONIO C.M.; GHNEIM T. & CUEVAS E. 2003. Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna. *Plant Ecology* 167: 31-43.
- BARUCH, Z.; HERNÁNDEZ, A. B. & MONTILLA, M. G. 1989. Dinamica del crecimiento, fenología y repartición de biomasa gramíneas nativas e introducidas de una sabana neotropical. *Ecotropicos* 2 (1): 1 – 13
- BATISTA, E.K.L. 2011. *Sucessão em campo abandonado no vale do rio Cipó, Parque Nacional da Serra do Cipó – Minas Gerais*. Dissertação apresentada ao curso de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG.
- BERARDI, A. 1994. *Effects of the African grass Melinis minutiflora on the plant community composition and fire characteristics of a central Brazilian savanna*. M.Sc. thesis. University College, University of London. London.
- BIDDULPH, J. & KELLMAN, M. 1998. Fuels and fires at savanna-gallery forest boundaries in southeastern Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 14: 445-461.
- BIODIVERSITAS, Fundação; MINAS GERAIS, Governo do Estado; SEMAD, Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; IEF, Instituto Estadual de Florestas; CUCO, Coordenação de Unidades de Conservação; CPVS, Coordenação de Proteção a Vida Silvestre; PESRM, Gerência do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça; PROMATA. 2006. *Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça*. Belo Horizonte. Minas Gerais.
- BOGDAN, A.V. 1977. *Tropical Pasture and Fodder Plants* (Tropical agriculture series). Published by Longman Inc. New York.

- BROOKS, M.L.; D'ANTONIO, C.M.; RICHARDSON, D.M.; GRACE, J.B.; KEELEY, J.E.; DiTOMASO, J.M.; HOOPS, R.J.; PELLANT, M. & PYKE, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54 (7): 677-688.
- CARMONA, R.; MARTINS, C.R. & FÁVERO, A.P. 1998. Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do Cerrado. *Revista Brasileira de Sementes* 20 (1): 16-22.
- CARMONA, R.; MARTINS, C.R. & FÁVERO, A.P. 1999. Características de sementes de gramíneas nativas do Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 34 (6): 1067-1074.
- CARMONA, R. & MARTINS, C.R. 2009. Efeito do local de coleta nas características de sementes de capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Sementes* 31 (3): 167-172.
- CARMONA, R. & MARTINS, C.R. 2010a. Qualidade física, viabilidade e dormência de sementes recém-colhidas de capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.). *Revista Brasileira de Sementes* 32 (1): 77-82.
- CARMONA, R. & MARTINS, C. R. 2010b. Dormência e armazenabilidade de sementes de capim-gordura. *Revista Brasileira de Sementes* 32 (4): 71-79.
- CASTRO-NEVES, B. M. 2000. *Comportamento de queimadas, temperaturas do solo e recuperação da biomassa aérea em campo sujo nativo e em capim gordura (Melinis minutiflora)*. Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília.
- CASTRO-NEVES, B. M. 2007. *Efeito de queimadas em áreas de Cerrado stricto sensu e na biomassa de raízes finas*. Tese de doutorado apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília.
- COLWELL, R. K. 2009. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CORBIN, J.D. & D'ANTONIO, C.M. 2004. Competition between native perennial and exotic annual grasses: Implications for an historical invasion. *Ecology* 85 (5): 1273-1283.
- COUTTS-SMITH, A. & DOWNEY, P. 2006. *Impact of weeds on threatened biodiversity in New South Wales*. University of Adelaide, Australia.
- D'ANTONIO, C.M. & VITOUSEK, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 23: 63-87.
- D'ANTONIO, C. M.; HUGHES, R. F. & TUNISON, J. T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21 (5): 1617 – 1628.
- DAVIES, K. W. & JOHNSON, D. D. 2009. Prevention: a proactive approach to the control of invasive plants in wildlands. In: WILCOX C. P. & TURPIN, R. B. *Invasive species: detect, impact and control*. 2009. Nova Science Publishers.
- 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.
- DE FILIPPO, D.C. 2007. O capim braquiária (*Urochloa Decumbens*) na Serra do Cipó, MG: Monitoramento e combate com mobilização comunitária. Monografia de Bacharelado. Departamento de Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- DENSLow, J.S.; UOWOLO, AL.L & HUGHES, R.F. 2006. Limitations to seedling establishment in a mesic Hawaiian forest. *Oecologia* 148:118-128.

- DIAS, B. F. S. & MIRANDA, H. S. 2010. O projeto fogo. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- DIAS-MELO, R.; FERREIRA, F. M. & FORZZA R. C. 2009. Panicoideae (Poaceae) no Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais – Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 27 (2): 153-187.
- DINIZ, I. R. & MORAIS, H. C. 2010. Efeitos do fogo sobre os insetos do Cerrado: consensos e controvérsias. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- DRUMOND, M. A. 2010. *I workshop sobre invasão biológica e biodiversidade do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça – MG*.
- FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* 57: 01-32.
- FERNANDES, G.D.A. 2003. Simulação de incêndio florestal no Parque Estadual Serra do Rola-Moça, Minas Gerais, utilizando o Farsite™. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestal. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, Brasil.
- FERREIRA, Aurélio Buarque de Holanda. *Novo dicionário eletrônico Aurélio da língua portuguesa*. Versão 5. 3ª ed. Curitiba: Positivo Informática Ltda., 2004.
- FILGUEIRAS, T. de S. 1990. Africanas no Brasil: Gramíneas introduzidas da África. *Cadernos de Geociências* 5: 57-63.
- FOXCROFT, L. C.; RICHARDSON, D. M. REJMÁNEK, M. & PISEK, P. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects. *Biological invasions* 12: 3913 – 3933.
- FRANÇA, H.; RAMOS-NETO, M.B.; SETZER, A. 2007. *O Fogo no Parque Nacional das Emas (Série Biodiversidade, v. 27)*. MMA. Distrito Federal.
- FREITAS, G.K. 1999. Invasão biológica pelo capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) em um fragmento de Cerrado (ARIE Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- GARDNER, T.A. 2006. Tree-grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. *Journal of Biogeography* 33: 448-463.
- GIGNOUX, J.; CLOBERT, J. & MENAUT, J-C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia* 110: 576-583.
- GOODEN, B.; FRENCH, K. & TURNER, P. J. 2009a. Invasion and management of a woody plant, *Lantana camara* L., alters vegetation diversity within wet sclerophyll forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 257: 960-967.
- GOODEN, B.; FRENCH, K; TURNER, P. J. & DOWNEY, P.O. 2009b. Impact threshold for an alien plant invader, *Lantana camara* L., on native plant communities. *Biological Conservation* 142: 2631-2641.
- GOVENDER, N.; TROLLOPE, W. S. W. & WILGEN, B. W. V. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology* 43: 748-758.
- GUGLIERI, A.; CAPORAL, F. J. M. & SCIAMARELLI, A. 2009. Modelos de distribuição geográfica de cinco gramíneas invasoras em Mato Grosso do Sul, Brasil. In: Anais 2º simpósio de geotecnologias no Pantanal, Corumbá, 7-11 Novembro 2009.

- GUNDERSON, L. H. 2000. Ecological resilience – In theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425-439.
- HAMILTON, J. G.; HOLZAPFEL, C. & MAHALL, B. E. 1999. Coexistence and interference between a native perennial grass and non-native annual grasses in California. *Oecologia* 121: 518-526.
- HENRIQUES, R. P. B. 2010. Efeito do fogo na fauna de mamíferos do Cerrado. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- HIROTA, M.; HOLMGREN, M.; NES, E., H., V. & SCHEFFER, M. 2011. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. *Science* 334: 232 – 235.
- HOFFMAN, 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. Impacto f the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savana-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* 10: 99-103.
- HOFFMAN, W. A. & HARIDASAN M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33: 29-36.
- HOFFMANN, W.A.; ADASME, R.; HARIDASAN, M.; CARVALHO, M.T.; GEIGER, E.L.; PEREIRA M.A.B.; GOTSCH, S.G. & FRANCO A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology* 90(5): 1326-1337.
- HUGHES, F.; VITOUSEK, P.M. & TUNISON, T. 1991. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. *Ecology* 72 (2): 743-746.
- HUMPHREY L. D. & SCHUPP, E. W. 2004. Competition as a barrier to establishment of a native perennial grass (*Elymus elymoides*) in alien annual grass (*Bromus tectorum*) communities. *Journal of Arid Environments* 58 (2004): 405-422
- IEF. 2005. *Parque Estadual Serra do Rola Moça e Estação Ecológica de Fechos: imagem ikonos*.
- KAUFFMAN J. B.; CUMMINGS, D. L. & WARD, D. E. 1994. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology* 82: 519-531.
- KEANE, R. M. & CRAWLEY, M. J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (4): 2002.
- KLINK, C. A. & MACHADO R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1 (1): 147-155.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Second english edition. Elsevier.
- LEHMANN, E. L. 1998. *Nonparametrics: Statistical methods based on ranks*. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1st ed (rev.).
- LEVINE, J. M.; VILÀ, M.; D'ANTONIO, C. M.; DUKES, J. S.; GRIGULIS, K. & LAVOREL, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 775-781.
- MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K. & STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF. Disponível em www.conservation.org.br/arquivos/RelatDesmatamCerrado.pdf. Acesso em 13 de Março de 2009.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell.

- MARTINS, C.R.; LEITE L.L. & HARIDASAN, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore* 28: 739-747.
- MARTINS, C.R. 2006. Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): Uma espécie invasora do Cerrado. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação do Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Distrito Federal.
- MARTINS, C.R.; HAY, J.D.V. & CARMONA, R. 2009. Potencial invasor de duas cultivares de *Melinis minutiflora* no Cerrado Brasileiro – Características de sementes e estabelecimento de plântulas. *Revista Árvore*. 33 (4): 717-722.
- MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; WALTER, B. M. T.; PROENÇA, C. E. B. & VIVALDI, L. J. 2011. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Revista Brasileira de Botânica* 34 (1): 73-90.
- MEINERS, S. J. 2007. Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology* 88 (5): 1098-1104.
- MIRANDA, H. S.; NETO, W. N. & NEVES, B. M. C. 2010. Caracterização das queimadas de Cerrado. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- MITIDIERI, J. 1923. *Manual de gramíneas e leguminosas para pastos tropicais*. Nobel: Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- MISTRY, J. & BERARDI, A. 2005. Assessing fire potential in a brazilian savanna nature reserve. *Biotropica* 37 (3): 439-451.
- MOROSINI, I. B. A. & KLINK, C. A. 1997. Interferência do capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) no desenvolvimento de plântulas de embaúba (*Cecropia pachystachya* Trécul). In: Leite, L L; Saito, C eds. Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado (p.82-86), 3º Congresso de Ecologia do Brasil.
- MUNHOZ, C. B. R. & AMARAL, A. G. 2010. Efeito do fogo no estrato herbáceo-subarbustivo do Cerrado. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- 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. 2007. Manejo com fogo em áreas invadidas com capim-gordura visando o aumento da diversidade de gramíneas nativas. In: *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Sociedade de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG.
- PERRY, G. L. W. 1998. Current approaches to modelling the spread of wildland fire: a review. *Progress in Physical Geography* 22(2): 222-245.
- PIVELLO, V.R.; SHIDA, C.N. & MEIRELLES, S.T. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- PIVELLO, V. R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. F.; PECCININI, A. A. & ROSSO, S. 1999b. Abundance and distribution of native and alien grasses in a Cerrado (Brazilian savana) biological reserve. *Biotropica* 31 (1): 71-82.
- PIVELLO, V.R. 2008. Invasões biológicas no Cerrado brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. *Ecologia.Info* 33. Disponível em www.ecologia.info/Cerrado.htm. Acesso em 10 de Março de 2009.

- PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M.; REJMÁNEK, M.; WEBSTER, G. L.; WILLIAMSON, M. & KIRSCHNER, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1): 131 – 143.
- RAHLAO, S. J.; MILTON, S. J.; ESLER, K. J.; VAN WILGEN B. W. AND BARNARD P. 2009. Effects of invasion of fire-free arid shrublands by a fire-promoting invasive alien grass (*Pennisetum setaceum*) in South Africa. *Austral Ecology* 34: 920-928.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L.L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação* 1 (1): 28-36.
- RIBEIRO, K. T.; FILIPPO, D. C.; PAIVA, C. L.; MADEIRA, J. A.; NASCIMENTO, J. S. 2005. Ocupação por *Bachiarria* spp. no Parque Nacional da Serra do Cipó e infestação decorrente da obra de pavimentação da rodovia MG-010 na APA Morro da Pedreira, MG. In: I Simpósio Brasileiro sobre Espécies Exóticas Invasoras. 2005. Brasília. *Anais do I Simpósio Brasileiro de Espécies Exóticas Invasoras*. 2005.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, F. D. & WEST, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- RICHARDSON D. M. & PYSEK, P. 2008. Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14: 161-168.
- RIGGAN, P. J.; TISSEL, R.G. & LOCKWOOD, R.N. 2010. Remote measurement of the 1992 Tapera prescribed fire at the Reserva Ecologica do IBGE In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- ROCHA, C.R. 2007. *Utilização de microhabitat por três espécies de roedores cricetídeos em um Cerrado do Brasil central*. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Ecologia. UnB.
- ROSSI, R.D. 2009. *Capim-gordura (Melinis minutiflora P. Beauv.): Resumo bibliográfico, sugestões de trabalhos, relação com fogo e com Cerrado e características de uma área invadida no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça, MG*. Monografia de Bacharelado. Graduação em Ciências Biológicas com ênfase em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- SARAIVA O. F.; CARVALHO, M. M. & OLIVEIRA, F. T. T. 1993. Nutrientes limitantes ao crescimento de capim-gordura em um latossolo vermelho-amarelo álico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 28 (8): 963-968.
- SARMIENTO, G. 1992. Adaptive strategies of perennial grasses in South American savannas. *Journal of Vegetation Science* 3: 325-336.
- SATO, M. N.; MIRANDA, H. S. & MAIA, J. M. 2010. O fogo e o estrato arbóreo do Cerrado: efeitos imediatos e de longo prazo. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- SHIRAIISHI, J. C. 2011. *Conflitos ambientais em unidades de conservação: percepções sobre a Reserva Biológica de Contagem, DF*. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília.
- SILVA, I. A. & BATALHA, M. A. 2010. Phylogenetic structure of Brazilian savannas under different fire regimes. *Journal of Vegetation Science* 21: 1003-1013.
- 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 (2): 337-344. Disponível em www.scielo.br/pdf/rbb/v30n2/v30n2a16.pdf. Acesso em 30 de Março de 2009.

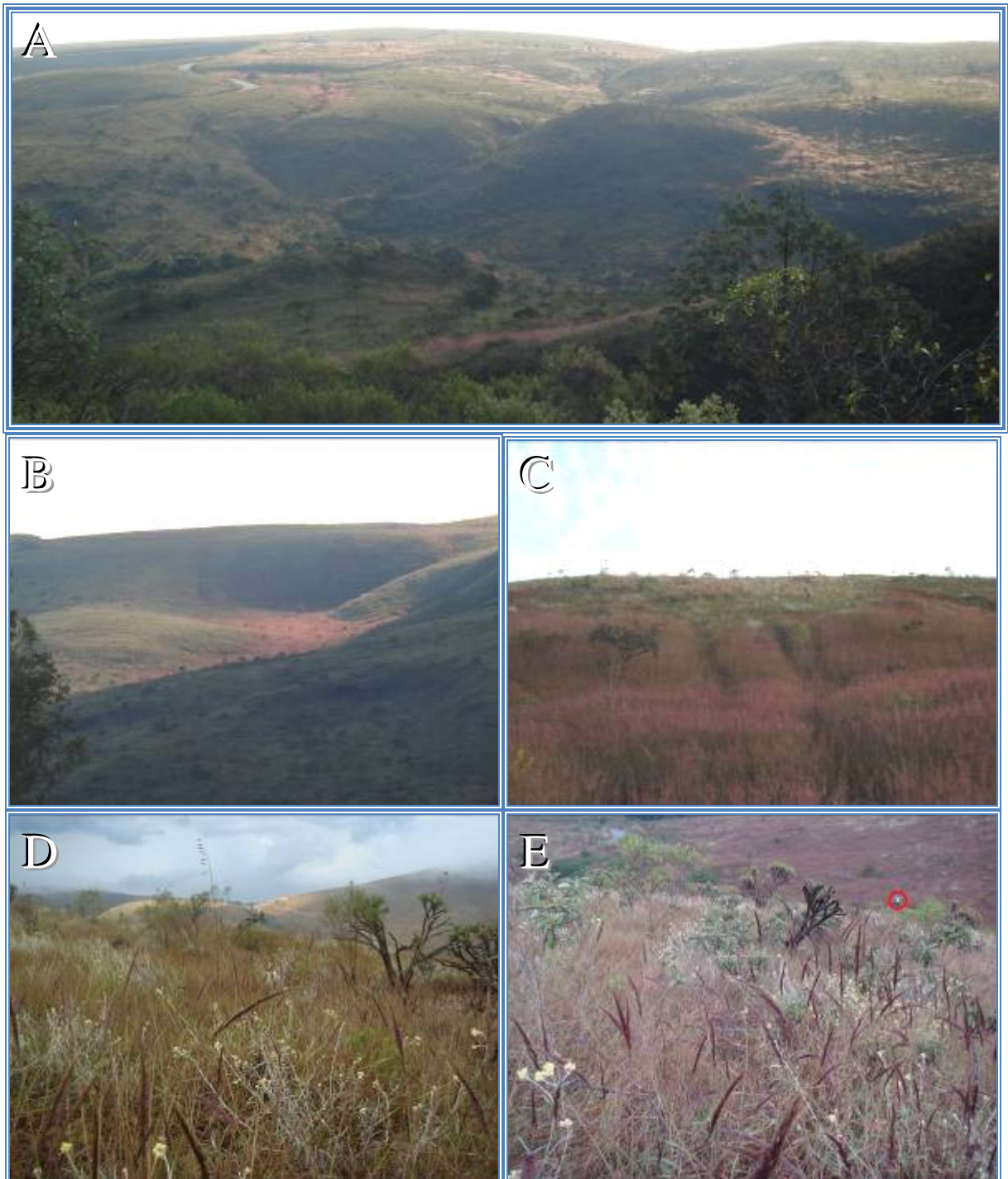
- SILVA, M. S.; POMPEU, M. S.; PAULA, S. & PORFIRIO, S. 2003. Distribuição espacial e densidade de gramínea invasora (*Melinis minutiflora* Beauv) no Parque Nacional da Serra do Cipó. In: *Sexto Congresso de Ecologia do Brasil: Capítulo 3 (Cerrado)*. Fortaleza.
- SILVEIRA, F. A. O.; SANTOS, J. C.; CHRISTIE, E.; FERREIRA, M. C. & FERNANDES, G. W. 2003. Germinação de sementes de uma espécie nativa do Cerrado com potencial invasor, *Ananas comosus* var. *ananassoides* (Baker) Coppins & Leal (Bromeliaceae). In: *Sexto Congresso de Ecologia do Brasil: Capítulo 3 (Cerrado)*. Fortaleza.
- SOARES, S. M. P. 2009. *Banco de sementes, chuva de sementes e o uso de técnicas de nucleação na restauração ecológica de uma clareira dominada por Melinis minutiflora P. Beauv*. Dissertação de mestrado apresentada ao programa de pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora.
- STATSOFT, Inc. 2007. Statistica (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- STAYER, A. C. ; ARCHIBALD, S. & LEVIN, S. A. 2011. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* 334: 230 – 232.
- SYSTAT, Software Inc. 2004. SYSTAT: more statistics, more graphs, less effort, version 11. www.systat.com.
- VAN WAGTENDONG, J. W. 2006. Fire as a physical process. Pages 38-57 in: Sugihara, N. G., J. W. van Wagtendonk, J. Fites-Kaufman, K. E. Shaffer, and A. E. Thode (eds.). *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley.
- VINCENT, R.C. 2004. *Florística, fitossociologia e relações entre a vegetação e o solo em áreas de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais*. Tese de doutorado apresentada ao curso de Ciências (Área de Ecologia) do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- WALTER, B. M. T. & RIBEIRO, J. F. 2010. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. In: MIRANDA H. S. Org. *Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de Cerrado: resultados do projeto fogo*. Ibama, Brasília.
- WHELAN, R.J. 1995. *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press. United Kingdom.
- WILLIAMS, D. & COOK, G. 2001. Savanna fire regimes in DYER, R.; JACKYN, P.; PARTRIDGE, I. RUSSELL-SMITH, J. & WILLIAMS, R. 2001. *Savanna Burning: Understanding and using fire in northern Australia*.
- ZANIN, R. 2009. Aspectos da introdução das espécies exóticas: O capim-gordura e a braquiária no Parque Nacional de Brasília. Dissertação de Mestrado. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília.
- ZAR, J.H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. New Jersey: Prentice-Hall, 4rd ed.
- ZENNI, R. D. & ZILLER S. R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34 (3): 431-446.
- ZILLER, S.R. 2001. O processo de degradação ambiental originado por plantas exóticas invasoras. *Revista Ciência Hoje* 30 (178): Opinião.

APÊNDICE A – Capim-Gordura no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça: Exemplificações

Manchas de alta densidade: A) Espalhadas pelo Parque; B) Em vale (área em que foi realizada a metodologia do capítulo 2); C) Em encosta; D e E) Em topo de morro.

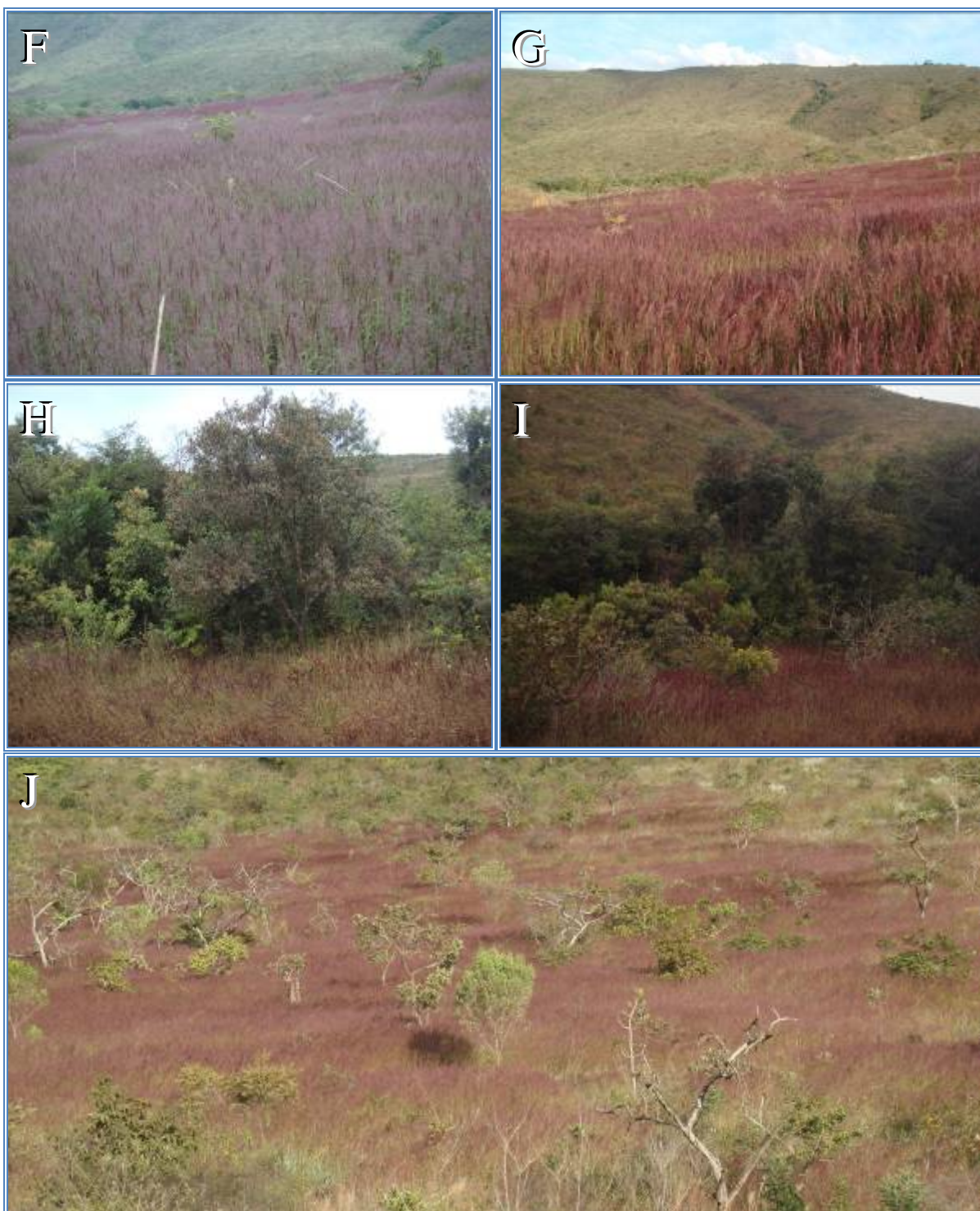
Dentro do círculo em vermelho da foto E está uma pessoa.

Fotos tiradas em Junho de 2009.



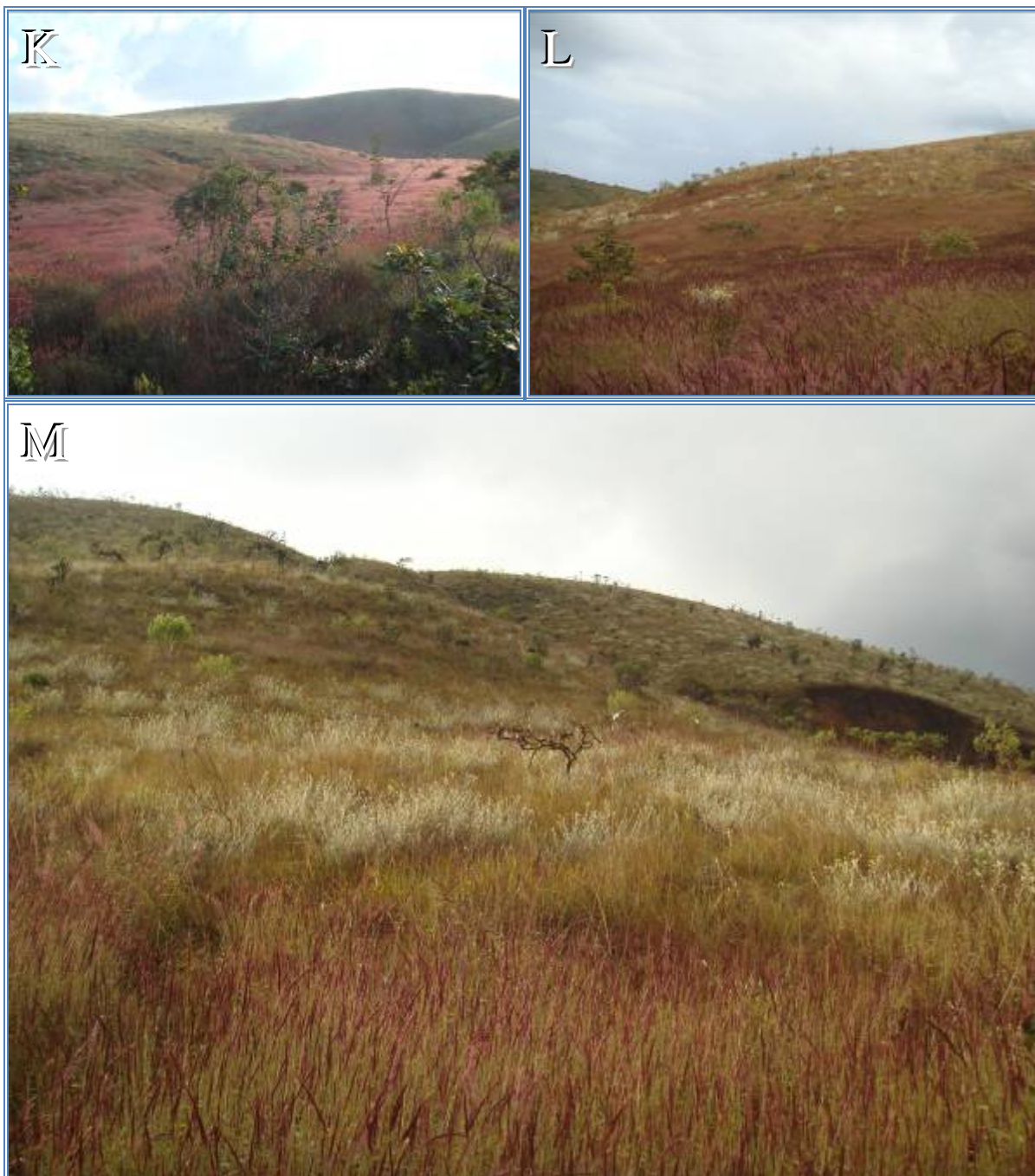
APÊNDICE A – Capim-Gordura no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça: Exemplificações

Manchas de alta densidade: F e G) Em savana gramíneo-lenhosa;
H e I) Em fronteira com matas de galeria; e J) Em savana arborizada.
Fotos tiradas em Junho de 2009.



APÊNDICE A – Capim-Gordura no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça: Exemplificações

K) Área em que foi realizado o trabalho; L e M) Mosaico vegetacional em áreas adjacentes; Fotos tiradas em Junho de 2009.



APÊNDICE A – Capim-Gordura no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça: Exemplificações

N) Capim-gordura em abundância em baixo de uma árvore, refletindo o sombreamento insuficiente para a sua supressão; O) Maior porte do capim-gordura em relação a uma espécie nativa; P) Altura do capim-gordura em floração; Q) Grande quantidade de serrapilheira em mancha de alta densidade de capim-gordura. Para obter a foto, foi feito um buraco até o nível do solo em meio a vegetação; e R) Foto foi tirada de cima. Maior variância no sombreamento do solo em áreas não invadidas de savana gramíneo-lenhosa. As fotos Q e R nos mostram também uma maior continuidade horizontal do combustível em manchas de alta densidade de capim-gordura.

Fotos tiradas em Junho de 2009.



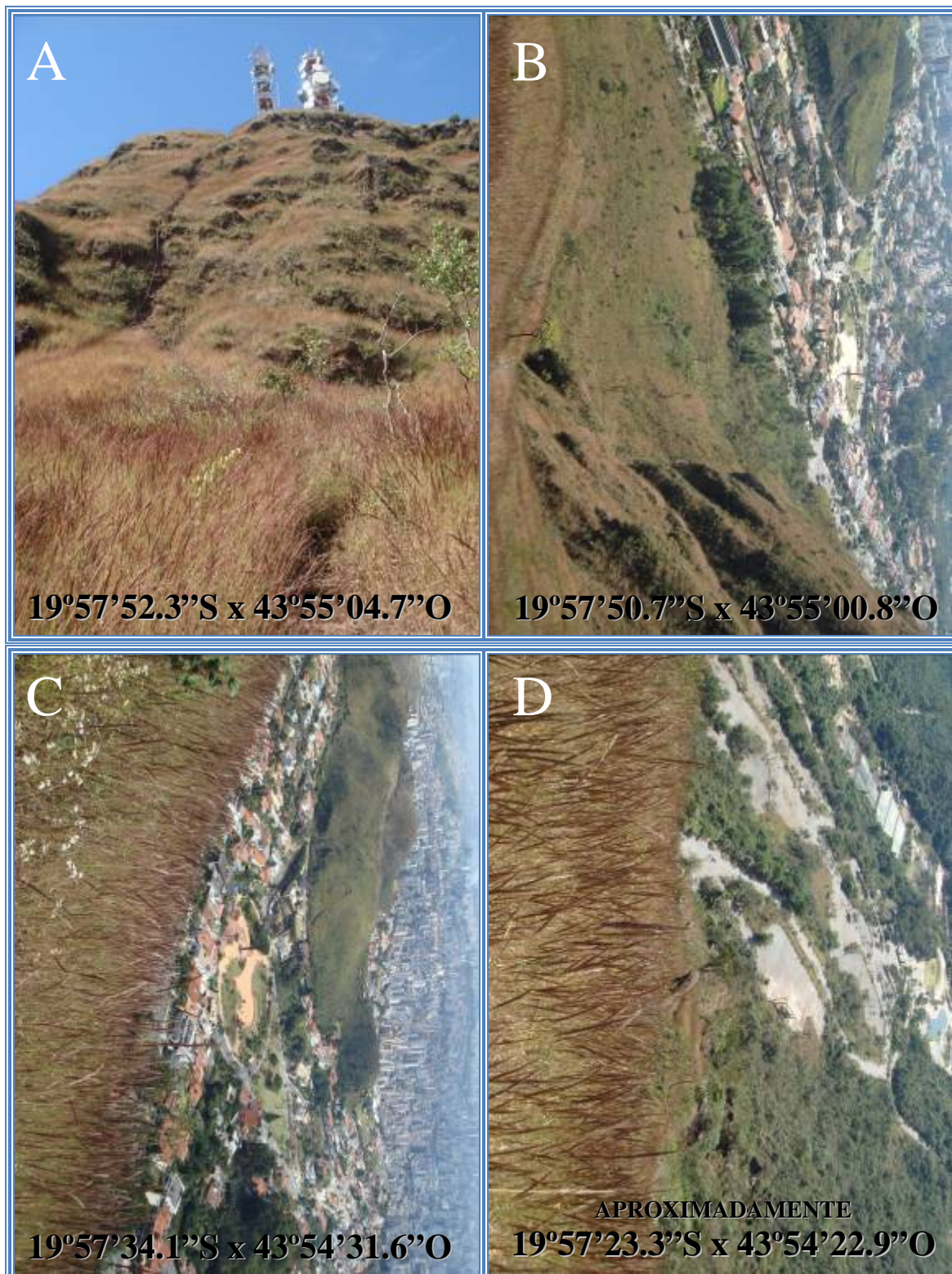
APÊNDICE B – Capim-Gordura na Serra do Curral

A) Capim-Gordura na extremidade oeste visitada; B) Praça do Papa a Nordeste;
C) Praça do Papa a Noroeste; D) Chegando no Parque Municipal.

Observe inflorescências de capim-gordura na parte inferior das fotos B, C e D.

Sistema de Coordenadas utilizado: WGS 84 (o mesmo do Google Earth).

Fotos tiradas em 26 de Junho de 2009.



APÊNDICE B – Capim-Gordura na Serra do Curral

E) Serra do Curral vista da Praça do Papa. Observar tons avermelhados da vegetação;
F) Invasão no pé da serra; G) Invasão no topo; H) Praça do Papa relativamente ao norte.

Sistema de Coordenadas utilizado: WGS 84 (o mesmo do Google Earth).

Fotos tiradas em 26 de Junho de 2009.

