

RESSALVA

Atendendo solicitação do(a) autor(a), o texto completo deste trabalho será disponibilizado somente a partir de 04/02/2019.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**COMO QUEIMADAS EM DIFERENTES ÉPOCAS DO ANO
AFETAM A RELAÇÃO ENTRE GRAMÍNEAS INVASORAS E A
VEGETAÇÃO NATIVA DE CERRADO?**

Gabriella De Faria Oliveira Damasceno Ribeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do *campus* de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista, como
parte dos requisitos para obtenção do título
de mestre em Ecologia e Biodiversidade

**Rio Claro/SP
Junho de 2017**

GABRIELLA DE FARIA OLIVEIRA DAMASCENO RIBEIRO

**COMO QUEIMADAS EM DIFERENTES ÉPOCAS DO ANO AFETAM A
RELAÇÃO ENTRE GRAMÍNEAS INVASORAS E A VEGETAÇÃO NATIVA
DE CERRADO?**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do *campus* de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista, como
parte dos requisitos para obtenção do título
de mestre em Ecologia e Biodiversidade

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Fidelis

**Rio Claro/SP
Junho de 2017**

581.5264 Ribeiro, Gabriella de Faria Oliveira Damasceno
R484c Como queimadas em diferentes épocas do ano afetam a
relação entre gramíneas invasoras e a vegetação nativa de
Cerrado? / Gabriella de Faria Oliveira Damasceno Ribeiro. -
Rio Claro, 2017
93 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Alessandra Fidelis

1. Cerrados. 2. Manejo de espécies invasoras. 3.
Restauração ecológica. 4. Invasão biológica. 5. Melinis
minutiflora. 6. Urochloa brizantha. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

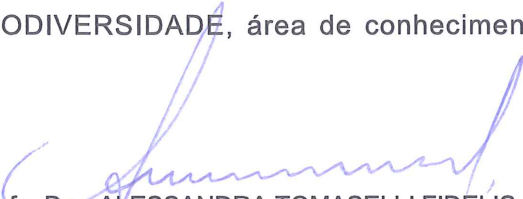
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Como queimadas em diferentes épocas do ano afetam a relação entre gramíneas invasoras e a vegetação nativa do Cerrado?

AUTORA: GABRIELLA DE FARIA OLIVEIRA DAMASCENO RIBEIRO

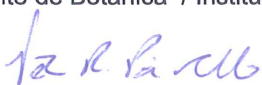
ORIENTADORA: ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE, área de conhecimento: ECOLOGIA pela Comissão Examinadora:



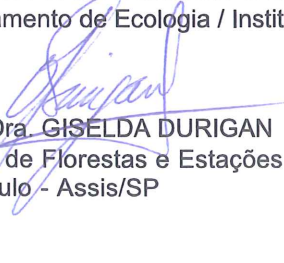
Profa. Dra. ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS

Departamento de Botânica / Instituto de Biociências de Rio Claro - SP



Profa. Dra. VÂNIA REGINA PIVELLO

Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo / SP



Profa. Dra. GISELDA DURIGAN

Divisão de Florestas e Estações Experimentais - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de São Paulo - Assis/SP

Rio Claro, 04 de agosto de 2017

Dedico este trabalho ao Cerrado: que ele continue (re)existindo!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que, de uma forma ou de outra, abriram mão de algo para que este trabalho fosse concluído com sucesso.

Primeiramente, à Alessandra, a quem esta dissertação também pertence. Chefe, obrigada pela presença, parceria, disponibilidade, ensinamentos, oportunidades, correções e pelo crescimento que você incentivou, tanto no aspecto profissional quanto no pessoal.

Às equipes do LEVeg, pretéritas e atual, muito obrigada pela ajuda nas tantas pequenas partes das quais este trabalho é feito: campos, discussões, apresentações, disciplinas, congressos, análises, revisões, hospedagens, botecos, risadas, aprendizados e divertimentos.

Agradeço à SMA/SP pela possibilidade de execução (processo 260108 – 008.914/2012); ao PPG em Ecologia e Biodiversidade, à UNESP e seus funcionários e ao pessoal da Estação Ecológica de Itirapina, pela efetiva realização deste projeto.

Agradeço às instituições que financeiramente viabilizaram este trabalho: à CAPES, pelos dois meses de bolsa; à FAPESP pela bolsa de mestrado (2015/10714-6) e pelo projeto Jovem Pesquisador ao qual ela é vinculada (2015/06743-0); e à Neotropical Grassland Conservancy pela concessão de financiamento adicional.

Agradeço aos meus familiares, especialmente aos meus pais, Raquel e Cláudio, que viabilizaram, incentivaram, apoiaram e acreditaram em tudo que eu me arrisquei a fazer. À minha irmã, Isabella, por ser uma parceria certa mesmo nas distâncias mais remotas. Agradeço aos meus avós, Zezé e Aparecido, por serem sempre um suporte adicional em todos os momentos. A todos aqueles que sempre foram o aconchego de voltar pras Minas Gerais.

Agradeço à Tamires, minha parceira de vida. Obrigada pelo apoio, respeito, carinho, companheirismo e amizade ao longo de todo o nosso caminho e nessa jornada mestrado. Agradeço também a minha família expandida que me incorporou com tanta receptividade: Lê, Carlão, Mu e Gui, obrigada por todos os momentos dos quais eu fiz parte.

Agradeço ainda aos amigos de todos os lugares: obrigada pelo carinho emanado de tanta lonjura. Aos de Araguari, há 12 anos que é bom contar com vocês, Tóix! A todos aqueles que a capital federal me proporcionou: os velhos do Yellow (um salve especial pra Anninha, mãe acadêmica e grande amiga), as sempre presentes Tina e Yara, o companheiríssimo Marcelo. Ao pessoal de Rio Claro, em especial ao Johnny e a Ana, que aceitaram formar uma república-família comigo. Aos amigos de São Carlos, que começaram por não ser meus, mas que agora fazem parte da minha própria lista de pessoas especiais: alô vizinhança!

A todos vocês, os meus mais sinceros e carinhosos agradecimentos! =>

*“ – Está aí.
Se aprendesse qualquer coisa,
necessitaria aprender mais,
e nunca ficaria satisfeito.”*

Vidas Secas, Graciliano Ramos

RESUMO GERAL

Gramíneas africanas são uma das principais ameaças à conservação da biodiversidade do Cerrado por estarem amplamente dispersas no interior de unidades de conservação. *Melinis minutiflora* e espécies do gênero *Urochloa*, como *U. brizantha* e *U. decumbens*, estão entre as invasoras mais comuns, alterando inclusive, regimes de distúrbio, como queimadas naturais. O fogo é um elemento recorrente em sistemas savânicos e, assim, a vegetação savânica é resiliente e apresenta adaptações ao regime de fogo. Este estudo avaliou 1) o impacto que as gramíneas invasoras *Melinis minutiflora* e *Urochloa brizantha* causam na vegetação nativa de Cerrado; 2) o efeito da época de queima no controle destas duas espécies; e 3) as alterações de diversidade das comunidades invadidas em resposta à queimadas em diferentes épocas do ano. A área de estudo está inserida na Estação Ecológica de Itirapina e, até o ano 1998, foi utilizada para silvicultura de *Pinus caribaea*, sendo que desde, então, fogo e pastejo foram excluídos. O delineamento experimental é composto por 32 parcelas (15x15m) dominadas por uma das duas espécies invasoras (cobertura mínima de 50%) e aleatoriamente submetidas a três tratamentos de queima: precoce (maio), modal (julho) e tardia (outubro), além de parcelas controle não queimadas (4 parcelas/tratamento/espécie invasora = 32 parcelas). Os experimentos de queima ocorreram em 2014 (maio, julho e outubro), sendo a amostragem da vegetação realizada anteriormente às queimas e ao longo de dois anos após sua execução. Realizamos amostragens de biomassa e cobertura da vegetação em subparcelas no interior das parcelas experimentais (15x15m) devido à heterogeneidade do ambiente pós-fogo. Para atender aos objetivos, utilizamos 1) o índice de impacto de Cohen's D; 2) modelos aditivos mistos para analisar a biomassa das invasoras e da vegetação nativa ao longo do tempo; 3) análises multivariadas (PERMANOVA e PcoA) para estimar a diversidade beta entre parcelas queimadas e não queimadas através da cobertura das espécies invasoras e nativas. Ambas as espécies impactaram de forma mais e menos pronunciada as gramíneas e as herbáceas nativas, respectivamente. *Melinis minutiflora* exerceu efeitos mais pronunciados do que *Urochloa brizantha* devido à sua grande produção de biomassa, havendo, ainda uma variação sazonal do impacto. No geral, comunidades invadidas e não-invadidas diferiram entre si em estrutura, assim como diferiram as comunidades

invasoras por diferentes espécies. As queimadas prescritas reduziram a abundância de *M. minutiflora* em todos os tratamentos. Entretanto, a abundância de *U. brizantha* não foi afetada por nenhuma época de queima, apesar de sua biomassa total ter sido temporariamente reduzida até o final da próxima estação chuvosa. Nas parcelas inicialmente invadidas por *M. minutiflora*, queimas no início e no final da estação seca favoreceram uma nova invasão por *U. brizantha* em virtude da disponibilidade de propágulos desta espécie. A biomassa de plantas herbáceas não-graminóides foi aumentada nas parcelas invadidas por *Melinis minutiflora* após queimadas modais. Considerando o efeito da época de queima nas comunidades como um todo, a identidade da espécie invasora foi relevante nas respostas observadas. Nas comunidades invadidas por *M. minutiflora*, a época de queima aumentou a diversidade das parcelas queimadas em relação aos controles não-queimados, com exceção do tratamento tardio, que ao fim de dois anos resultou em comunidades menos diversas. Nas comunidades invadidas por *U. brizantha*, fogo em qualquer época diminuiu a diversidade das parcelas queimadas em relação às parcelas controle, mas após dois anos da realização das queimadas há uma tendência em retomar os valores encontrados no ambiente pré-fogo. Estas respostas das comunidades à época de queima são dependentes da regeneração da invasora inicialmente dominante em cada uma delas. *M. minutiflora* foi reduzida pelas queimas em todas as épocas, criando no interior da comunidade espaços de solo nu, que deram origem a processos estocásticos de colonização, guiados principalmente pela disponibilidade de propágulos de espécies nativas e de *U. brizantha*. Por sua vez, nas comunidades dominadas por esta invasora, sua rápida regeneração inibiu o estabelecimento de espécies nativas em virtude da ocupação do espaço e da sobreposição no nicho temporal. Em função das respostas levantadas neste estudo, recomendamos o uso de queimadas prescritas em julho (meio da estação seca) para controle de *Melinis minutiflora* visando aumentar o sucesso de projetos de restauração de Cerrado. O uso de queimadas prescritas para o controle de *Urochloa brizantha*, entretanto, deve ser realizado apenas para remover temporariamente sua biomassa do sistema, permitindo a implementação de outras ações de restauração, como a semeadura de espécies nativas.

SUMÁRIO

Introdução geral	1
Invasões biológicas	1
O Cerrado e o fogo	5
Por que estudar fogo e invasoras no Cerrado?	9
Como e onde foi feito este estudo?	13
Como foi estruturada a dissertação?	15
Referências bibliográficas	16
 Impact of invasive grasses on Cerrado under regeneration	 26
Abstract	26
Introduction	27
Material and Methods	29
Results	31
Discussion	33
References	38
 Fire season implications for management of invasive grasses and savanna restoration: an example from Cerrado	 45
Summary	45
Introduction	46
Material and Methods	49
Results	51
Discussion	57
References	62
 Short-term effects of fire season on diversity of Cerrado invaded communities	 69
Abstract	69
Introduction	70
Material and Methods	72
Results	75
Discussion	78
References	82
 Considerações finais	 87
Referencias bibliográficas	92

INTRODUÇÃO GERAL

INVASÕES BIOLÓGICAS

Toda e qualquer espécie, em virtude de seu processo evolutivo, foi selecionada a um determinado ambiente, com condições ambientais específicas, que delimitam sua área de ocorrência natural (Kirkpatrick 1996). O processo de invasão biológica é a ampliação da área de ocorrência natural de uma espécie, que é capaz de colonizar ambientes distintos daqueles nas quais sua evolução ocorreu. Esta ampliação pode ser em parte ou totalmente assistida por ações humanas, intencionais ou não. Entretanto, o prosseguimento do processo invasivo é, teoricamente, reversível, dado que modificações do ambiente e/ou ações antrópicas podem alterar o status de uma espécie não-nativa no novo sistema na qual ela se encontra (Richardson et al. 2000).

Richardson et al. (2000) detalharam as etapas do processo de invasão biológica e sintetizaram as barreiras que uma espécie deve vencer para que seja considerada como invasora em um sistema (Figura 1). A primeira delas é a barreira geográfica em larga escala, que se caracteriza simplesmente pela extrapolação da área natural de ocorrência de uma espécie. As espécies que vencem esta barreira são consideradas exóticas, sendo chamadas de casuais quando não são capazes de persistir no novo ambiente. As próximas barreiras a serem vencidas são referentes à reprodução e dispersão, ultrapassadas quando o organismo já estabelecido é capaz de dispersar descendentes no novo ambiente, tornando-se uma espécie naturalizada. Por fim, as últimas etapas do processo de invasão são a superação de barreiras ambientais em escalas locais em sistemas perturbados (antropicamente modificados ou já dominados por outras espécies invasoras) e em sistemas naturais.

Espécies invasoras são um problema global (Vitousek 1992; Pyšek et al. 2012) tanto em sistemas antrópicos quanto em sistemas naturais (Simberloff & Rejmánek 2011; Simberloff 2013). No primeiro caso, uma espécie pode gerar perdas financeiras em sistemas

produtivos ao se comportar como praga agrícola (Pimentel et al. 2001; Paini et al. 2016) ou ao impactar atividades econômicas como o funcionamento de usinas hidroelétricas (Connelly et al. 2007). No âmbito da saúde pública, espécies invasoras podem ser responsáveis pela disseminação de doenças (Gubler 2002). Em intersecção aos problemas ambientais, espécies invasoras são capazes de alterar bens e serviços ecossistêmicos, como o ciclo da água e sua disponibilidade para utilização humana (Rossiter et al. 2004; Pejchar & Mooney 2009). Com relação aos sistemas naturais, espécies invasoras são consideradas ameaças por, em última instância, causarem perda de biodiversidade por meio de extinções (Chapin et al. 2000; Gilbert & Levine 2013).

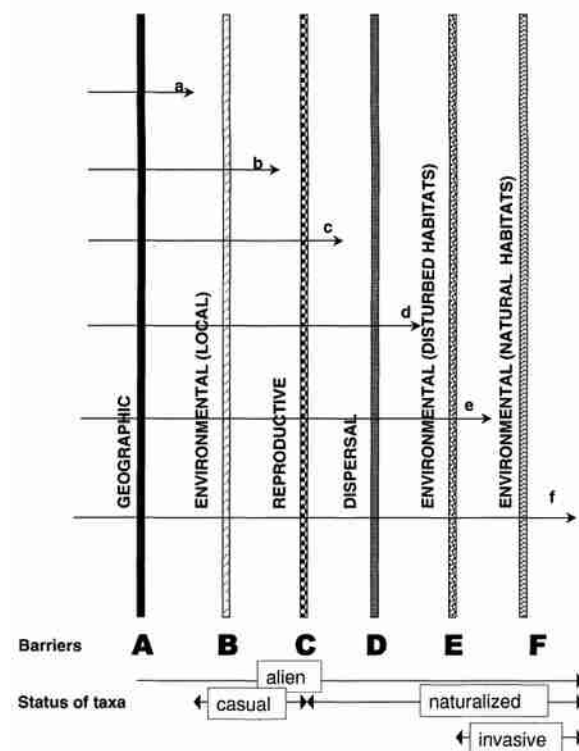


Figura 1. Esquema do processo pelo qual uma espécie torna-se invasora vencendo barreiras geográficas e ambientais sucessivas. As barras verticais representam as barreiras (A) geográfica em larga escala; (B) ambiental local; (C) reprodutiva; (D) de dispersão; (E) ambiental para a colonização de áreas perturbadas; e (F) não perturbadas. As caixas horizontais na parte inferior da figura indicam o status da espécie: exótica (alien); casual (casual); naturalizada (naturalized); e invasora (invasive). Retirado de Richardson et al. (2000).

Nestes sistemas naturais, invasões biológicas de espécies vegetais são mais comuns do

que aquelas causadas por animais e tendem a ser mais impactantes em virtude de estarem intimamente relacionadas à configuração do hábitat e à base das cadeias alimentares (Mollot et al. 2017). Espécies vegetais invasoras são capazes de impactar o sistema nativo em níveis de população, comunidade e ecossistema (Mack et al. 2000; Vila et al. 2011; Simberloff et al. 2013). Nas populações, interações agonísticas com espécies não-invasoras são capazes de reduzir a abundância e alterar a distribuição das populações nativas (Callaway and Ridenour 2004; Gordon 1998). Já nas comunidade vegetais, são capazes de modificar sua estrutura, diversidade e funcionamento (Gardner et al. 2009; Bernard-Verdier and Hulmes 2015; Flory and Clay 2010), enquanto que no ecossistema acabam por influir em processos como regime de distúrbio natural (Mack & D'Antonio 1998) e ciclagem de nutrientes (Ehrenfeld 2003).

Além disso, estudos sobre espécies invasoras abordam mais plantas como objeto de estudo do que outros organismos: 85% de todos os trabalhos sobre o tema em todo o mundo foram conduzidos com produtores primários (Mollot et al. 2017) enquanto que dos organismos terrestres estudados, 85% foram plantas (Lowry et al. 2013). No Brasil, plantas invasoras são os organismos mais estudados, entretanto, contrariamente ao panorama global, correspondem a apenas 31% do total de trabalhos sobre o tema (Frehse et al. 2016).

O número e o risco de invasões biológicas no Brasil é grande em virtude de sua heterogeneidade de habitats e da rápida conversão de áreas naturais para fins produtivos (Lövei et al. 2012). Pimentel et al. (2001) estimaram que o número de espécies exóticas no Brasil seria de cerca de 11709, das quais 11605 espécies seriam de plantas. Zenni (2015) listou 545 espécies de plantas naturalizadas no país, das quais 345 são pertencentes à família Poaceae. Dias et al. (2013), por sua vez, identificaram 54 espécies de plantas invasoras no Brasil, sendo também a maioria pertencente à família Poaceae. Em áreas naturais protegidas, foram identificadas 125 espécies de plantas exóticas invasoras em 163 unidades de conservação por meio de 728 ocorrências (Ziller & Dechoum 2013).

As gramíneas invasoras são principalmente do tipo C₄, oriundas do continente africano (Zenni 2014). Em sistemas nos quais o estrato herbáceo é dominante – como o Pampa e o Cerrado – são capazes de alterar os processos competitivos e modificar a dinâmica da comunidade, sem, entretanto, modificarem a estrutura da vegetação em si (Reed et al. 2005). Nesta família, as espécies invasoras mais abundantes no Brasil são aquelas utilizadas como pastagem para gado, como as do gênero *Urochloa* (capins-braquiária), *Melinis minutiflora* (capim-gordura), *Megathyrsus maximum* (capim-colonião), *Hyparrhenia rufa* (capim-jaraguá) e *Andropogon gayanus* (capim-andropogon) (Figura 2; Brossard & Barcellos 2005). Em virtude de atributos que conferem vantagens competitivas às espécies invasoras, como, por exemplo, rápido acúmulo de biomassa e altas taxas de sobrevivência e reprodução (Richardson 2006), espécies de gramíneas expandem suas áreas de ocorrência para além das pastagens onde foram intencionalmente inseridas, avançando inclusive sobre áreas de conservação, notadamente daquelas localizadas no bioma Cerrado (Pivello et al. 1999a; Freitas & Pivello 2005).

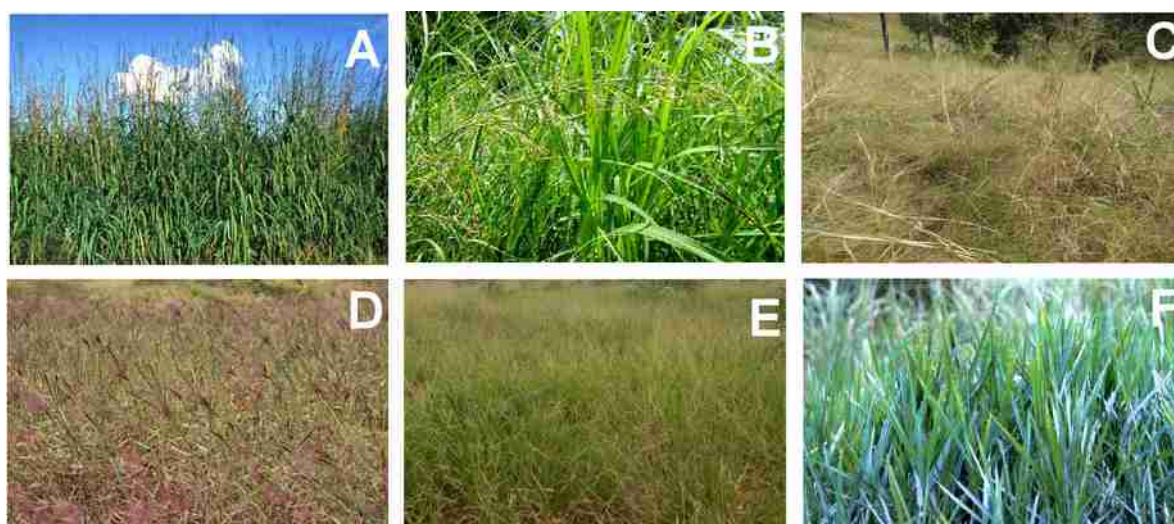


Figura 2. Gramíneas africanas invasoras no Brasil. (A) *Andropogon gayanus*; (B) *Hyparrhenia rufa*; (C) *Megathyrsus maximum*; (D) *Melinis minutiflora*; (E) *Urochloa brizantha*; (F) *Urochloa decumbens*. Imagens (A), (B) e (F) foram retiradas do portal de galeria de imagens de gramíneas forrageiras da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação. Endereço: <http://www.fao.org/ag/AGP/agpc/doc/Gallery/pic.htm>. Acesso em 16/01/2017. Fotos (C), (D) e (E): Alessandra Fidelis.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Espécies invasoras são um problema global para a conservação da biodiversidade (Pyšek *et al.* 2012). Por sua vez, gramíneas invasoras são uma das principais ameaças à conservação do Cerrado (Pivello *et al.* 1999a; Durigan *et al.* 2007) em virtude da sua ampla distribuição nas unidades de conservação (Pivello *et al.* 1999b; Zenni & Deschoum 2013; Sampaio & Schmidt 2015) e das dificuldades que estabelecem para a restauração de ambientes degradados (Durigan *et al.* 1999; Silveira *et al.* 2013; Hoffmann & Haridasan 2008).

Nesse sentido, este estudo abordou três objetivos específicos: 1) quantificar o impacto que *Melinis minutiflora* e *Urochloa brizantha* exercem sazonalmente sobre os componentes da vegetação nativa; 2) testar a eficácia de queimas no início (precoce), meio (modal) e fim (tardia) da estação seca para controlar a abundância destas duas espécies invasoras; e 3) avaliar o impacto destas mesmas épocas de queima na diversidade de comunidades dominadas pelas duas gramíneas invasoras.

Primeiramente, quantificamos impacto de *M. minutiflora* e *U. brizantha* sobre componentes funcionais e estruturais da comunidade (solo nu, biomassa morta, graminóides, herbáceas e arbustos) avaliados através da porcentagem de sua cobertura relativa. Verificamos que as duas espécies invasoras afetaram negativamente todos os grupos de formas de crescimento de plantas, além de reduzir a cobertura de solo nu e de incrementar a cobertura de biomassa morta.

Os componentes funcionais de gramíneas nativas e de biomassa morta foram os mais negativamente afetados, sendo que *M. minutiflora* causou um impacto maior do que *U. brizantha* na cobertura de solo nu e de biomassa morta total. Além disso, houve uma intensificação sazonal do impacto de *M. minutiflora* sobre as gramíneas nativas do início para o meio da estação seca, causada pela grande produção de biomassa desta espécie invasora.

Por sua vez, o impacto negativo de *U. brizantha* sobre a cobertura de solo nu foi intensificado da estação seca para a chuvosa em virtude da colonização de espaços anteriormente disponíveis.

Os impactos causados por estas espécies resultaram na diferenciação estrutural e funcional das comunidades invadidas e não-invadidas com relação à proporção dos componentes (solo nu, biomassa morta, graminóides, herbáceas e arbustos) que as compõem. Consequentemente, as alterações dos componentes funcionais levaram à divergência entre as comunidades invadidas por cada uma das espécies invasoras. Dessa forma, os resultados relacionados ao nosso primeiro objetivo demonstram a necessidade de controlar estas espécies invasoras no que tange à conservação e restauração de formações de Cerrado.

Atendendo a esta necessidade de manejo de *M. minutiflora* e *U. brizantha*, investigamos a influência das três épocas de queima (precoce, modal e tardia) na abundância (avaliada por meio da biomassa aérea) de cada uma das invasoras, e dos grupos funcionais de plantas nativas do Cerrado (agrupadas por formas de crescimento: graminóides, herbáceas e arbustos), além da biomassa morta total de nativas e cobertura de solo nu.

Dois anos após a realização das queimas prescritas, a abundância de *M. minutiflora* foi reduzida por queimadas, independentemente da época do ano. Nas parcelas inicialmente dominadas por esta espécie, uma nova invasão por *U. brizantha* foi intensificada pelas queimas precoces, tendência também observada para o tratamento tardio e que em ambos os casos pode ser atribuída à disponibilidade de propágulos de *U. brizantha* tanto no banco de sementes quanto da chuva de sementes. Considerando a vegetação nativa, somente o grupo de herbáceas foi afetado pelas queimadas, tendo sido favorecido pelas queimas modais nas comunidades dominadas por *M. minutiflora*.

Nas parcelas inicialmente dominadas por *U. brizantha*, queimas em nenhuma estação afetaram a abundância desta invasora ou de quaisquer componentes nativos após dois anos da

realização das queimadas. Entretanto, todas as épocas de queima foram eficientes em reduzir momentaneamente a biomassa desta invasora até o fim da próxima estação chuvosa após as queimadas.

Fenologia, intensidade e severidade do fogo, além das condições ambientais durante e após as queimadas são as explicações para as respostas encontradas em parcelas invadidas por *M. minutiflora*. Por sua vez, nas parcelas dominadas por *U. brizantha*, a agressividade e a alta pressão de propágulo desta espécie conduziram ao seu rápido retorno em todos os tratamentos de queima. Ainda, todos esses efeitos são mediados por modificações da invasibilidade das comunidades (sua susceptibilidade a novas invasões) em virtude da flutuação de recursos (principalmente espaço, representado pelo aumento e/ou diminuição de cobertura de solo nu) causada pela ocorrência de queimadas.

Complementarmente a estes resultados, avaliamos a cobertura relativa de cada espécie – invasoras e nativas – ao longo de dois anos após a execução dos experimentos para compreender como as épocas de queima influenciam a diversidade e composição de espécies nativas em comunidades dominadas por espécies invasoras. Desta forma, poderíamos avaliar como os tratamentos utilizados para controle das invasoras influenciariam também a comunidade nativa, dando desta forma, um melhor embasamento científico para o uso das técnicas de manejo propostas não apenas para controlar as invasoras, mas também para promover a regeneração da vegetação nativa.

As respostas diferenciais de *M. minutiflora* e *U. brizantha* à ocorrência e à época de queima determinaram distintas modificações na diversidade das comunidades de acordo com a identidade da espécie invasora dominante. Em virtude da redução da abundância de *M. minutiflora* e da nova invasão por *U. brizantha*, as queimadas precoce e modal aumentaram a diversidade em relação às parcelas controle, enquanto que queimadas tardias a diminuíram após dois anos nas comunidades invadidas por *M. minutiflora*.

Nas comunidades invadidas por *U. brizantha*, em virtude de sua rápida regeneração após a ocorrência de queimadas, fogos em todas as épocas causaram uma diminuição da diversidade quando comparadas às parcelas não queimadas. Entretanto, dois anos após as queimadas prescritas a diversidade dessas parcelas queimadas parece retornar aos valores encontrados antes das queimas.

Portanto, conforme ilustrado pela Figura 1, podemos resumir os resultados encontrados neste estudo da seguinte maneira:

- 1) necessidade de controle das gramíneas africanas *Melinis minutiflora* e *Urochloa brizantha* em áreas de Cerrado em virtude do negativo impacto que exercem sobre a vegetação nativa;
- 2) eficácia do uso de queimadas prescritas no controle de *Melinis minutiflora*;
- 3) ineficácia do controle de *Urochloa brizantha* por meio de queimadas prescritas;
- 4) redução momentânea da biomassa acumulada de *Urochloa brizantha*, promovida pela execução das queimadas, independentemente da época do ano;
- 5) intensificação de novas invasões por *Urochloa brizantha* em comunidades inicialmente invadidas por *Melinis minutiflora* submetidas a queimadas precoces, bem como a tendência de que queimadas tardias também favoreçam esse processo;
- 6) favorecimento da regeneração de herbáceas nativas em parcelas invadidas por *Melinis minutiflora* quando submetidas à queimadas modais;
- 7) aumento de diversidade resultante de queimadas precoces e modais, bem como a diminuição de diversidade após queimas tardias nas parcelas invadidas por *Melinis minutiflora*;
- 8) efeito negativo de queimadas em todas as épocas na diversidade de comunidades invadidas por *Urochloa brizantha* ao longo de dois anos após a execução das queimas, em virtude da rápida regeneração desta invasora.

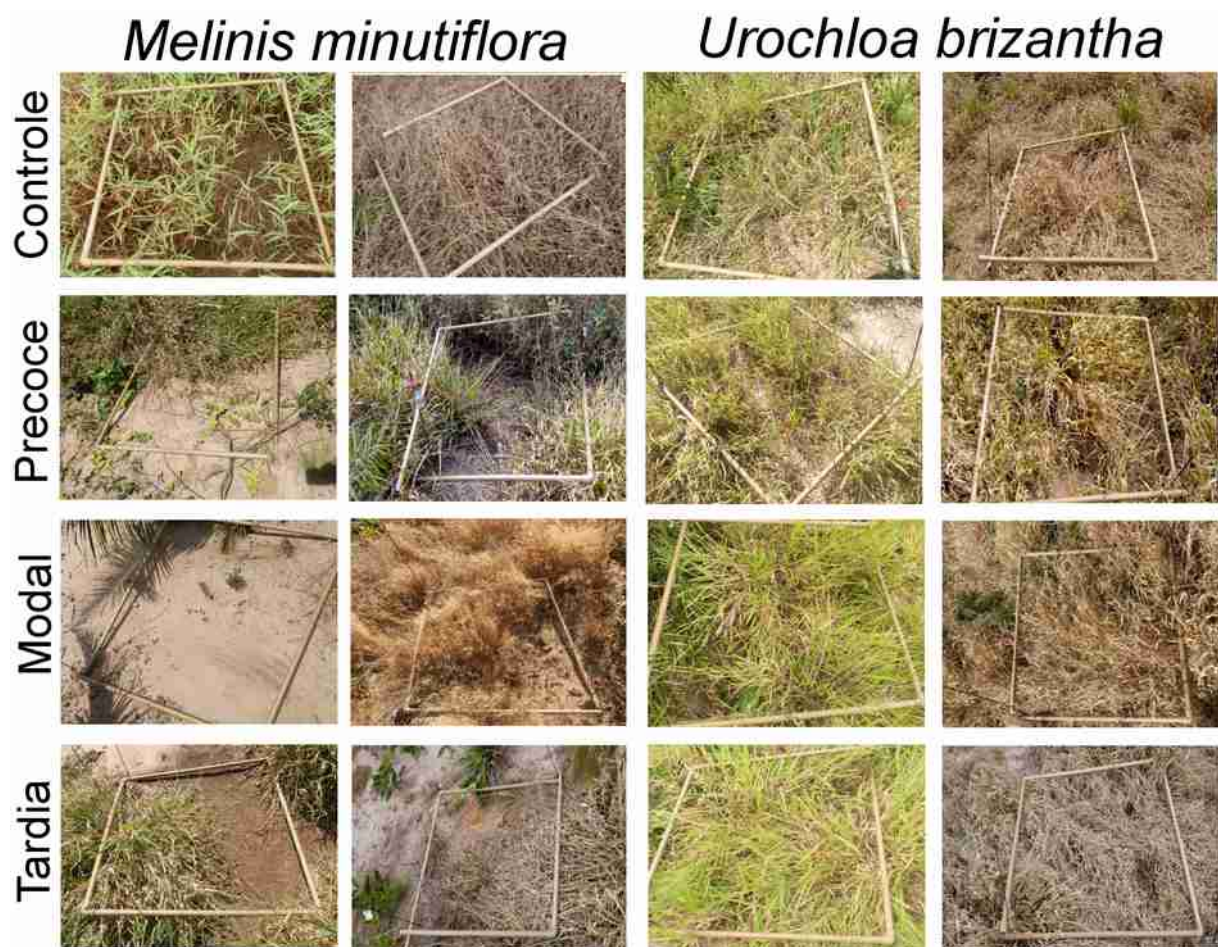


Figura 1. Comunidades inicialmente invadidas por *Melinis minutiflora*.(colunas da esquerda) e por *Urochloa brizantha* (colunas da direita). Controles não queimados (primeira linha); queimas precoce (segunda linha); modal (terceira linha); e tardia (última linha). Figuras na primeira e terceira coluna representam amostragens durante a estação chuvosa em 2016 (fevereiro) e figuras na segunda e quarta colunas foram tomadas dois anos após a aplicação dos tratamentos (maio, julho e outubro de 2016). A foto das parcelas controles na segunda e quarta colunas representam amostragens durante o final da estação seca de 2016 (outubro).

Assim sendo, recomendamos a utilização de queimadas no meio da estação seca (Julho) para o controle de *Melinis minutiflora*. Adicionalmente, ações que aumentem a regeneração da vegetação herbácea nativa podem ser implementadas visando diminuir as áreas ainda ocupadas por solo nu após a execução das queimadas. Tais ações poderiam ser a semeadura direta (Sampaio *et al.* 2015) e a transposição de bancos de gemas e sementes (Ferreira *et al.* 2015), por exemplo.

Entretanto, duas ressalvas devem ser feitas com relação a nossos resultados e

recomendações: a primeira é que nossa área de estudo é uma área em regeneração, com um histórico de perturbação (plantação de *Pinus caribaea*), situação diferente da de áreas naturais invadidas, simplesmente. O segundo destaque é com relação à duração do monitoramento do experimento, pois apesar de o intervalo de 2 anos após as queimadas ser o período no qual há a recuperação da biomassa rasteira de formações savânicas de Cerrado (Andrade 1998), os resultados encontrados podem não persistir a médio e longo prazo.

Por outro lado, não recomendamos o uso de queimadas prescritas de forma isolada para o controle de *Urochloa brizantha*. Entretanto, para esta espécie, queimadas prescritas poderiam ser utilizadas como parte de um plano de manejo para esta espécie para promover a redução da biomassa morta desta espécie que pode levar a queimadas de maiores intensidades (Gorgone-Barbosa et al., 2015). Todavia, mais estudos a longo prazo são necessários para estabelecer quais e como seriam realizadas essas ações de manejo de forma a garantir sua implementação sem o retorno ou estabelecimento de novas invasões. Alguns exemplos bem-sucedidos do controle de espécies de *Urochloa* e estabelecimento de projetos de restauração de Cerrado podem ser encontrados em trabalhos realizados nos últimos anos (Ferreira et al. 2015; Sampaio et al. 2015; Silva et al. 2015; Alves 2016; Pellizaro 2016; Assis 2017).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, M. 2016. Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do Cerrado. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília.
- Assis, G.B. de. 2017. Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e experimentação de técnicas de restauração. *Tese de Doutorado*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Durigan, G., Contieri, W.A., Franco, G.A.D.C. & Garrido, M.A.O. (1999) Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 2, 421–429.
- Durigan, G., Ferreira De Siqueira, M., Daher, G.A. & Franco, C. (2007) Threats to the cerrado

- remnants. *Scientia Agricola*, 64, 355–363.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R., Bautista, S., Zupo, T., Rissi, M.N., & Fidelis, A. 2015. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* 17: 423–431.
- Hoffmann, W.A. & Haridasan, M. (2008) The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, 33, 29–36.
- Ferreira, M.C., Walter, B.M.T., & Vieira, D.L.M. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: Propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 23: 723–728.
- Pellizaro, K.F. 2016. Restauração ecológica por meio de semeadura direta no Cerrado: avaliando espécies de diferentes formas de vida e densidades de plantio. *Dissertação de Mestrado*. Universidade de Brasília, Brasília.
- 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., Carvalho, V. & Lopes, P. (1999b) Abundance and distribution of native and alien grasses in a ‘Cerrado’(Brazilian Savanna) biological reserve. *Biotropica*, 31, 71–82.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species’ traits and environment. *Global Change Biology*, 18, 1725–1737.
- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. (2014) Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 32–49.
- Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M., Cordeiro, A.O.D.O., Aquino, F.D.G., Sousa, A.D.P., Albuquerque, L.B. De, Schmidt, I.B., Ribeiro, J.F., Pellizaro, K.F., Sousa, F.S. De, Moreira, A.G., Santos, A.B.P. Dos, Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Alves, M., Motta, C.P., Oliveira, M.C. De, Cortes, C.D.A., & Ogata, R. 2015. *Guia de restauração do Cerrado Volume 1 - semeadura direta*. 40pp. Rede de sementes do Cerrado. Brasília, Brasil.
- Silva, R.P.R.P., Oliveira, D.R., da Rocha, G.P.E., & Vieira, D.L.M. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23: 393–401.
- Silveira, É.R. da, Melo, A.C.G. De, Contieri, W.A. & Durigan, G. (2013) Controle de gramíneas exóticas em plantio de restauração de Cerrado. *Manejo Adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas* (eds G. Durigan & V.S.R. Ramos), pp. 5–8.
- Ziller, S.R. & Dechoum, M.S. (2013) Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3, 4–31.