

RESSALVA

Atendendo solicitação da autora,
o texto completo desta tese será
disponibilizado somente a partir
de 16/03/2024.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**INVASÕES POR GRAMÍNEAS AFRICANAS E RESTAURAÇÃO DE
FORMAÇÕES ABERTAS DE CERRADO: UMA ABORDAGEM DE MODELO DE
ESTADO-E-TRANSIÇÃO**

GABRIELLA DE FARIA OLIVEIRA DAMASCENO RIBEIRO



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**INVASÕES POR GRAMÍNEAS AFRICANAS E RESTAURAÇÃO DE
FORMAÇÕES ABERTAS DE CERRADO: UMA ABORDAGEM DE MODELO DE
ESTADO-E-TRANSIÇÃO**

GABRIELLA DE FARIA OLIVEIRA DAMASCENO RIBEIRO

Tese apresentada ao Instituto de
Biociências do Câmpus de Rio
Claro, Universidade Estadual
Paulista, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutor
em Ecologia, Evolução e
Biodiversidade

**Rio Claro – SP
2022**

R484i

Ribeiro, Gabriella de Faria Oliveira Damasceno

Invasões por gramíneas africanas e restauração de formações
abertas de Cerrado: uma abordagem de modelo de estado-e-transição /
Gabriella de Faria Oliveira Damasceno Ribeiro. -- Rio Claro, 2022

179 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Alessandra Tomaselli Fidelis

Coorientadora: Giselda Durigan

1. invasões biológicas. 2. restauração ecológica. 3. Cerrado. 4.
gramíneas africanas. 5. espécies exóticas invasoras. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Rio Claro



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: INVASÕES POR GRAMÍNEAS AFRICANAS E RESTAURAÇÃO DE FORMAÇÕES ABERTAS DE CERRADO: UMA ABORDAGEM DE MODELO DE ESTADO E TRANSIÇÃO

AUTORA: GABRIELLA DE FARIA OLIVEIRA DAMASCENO RIBEIRO

ORIENTADORA: ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS

COORIENTADORA: GISELDA DURIGAN

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

Profa. Dra. ALESSANDRA TOMASELLI FIDELIS (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / UNESP Instituto de Biociências de Rio Claro

Documento assinado digitalmente

Profa. Dra. VÂNIA REGINA PIVELLO (Participação Virtual)
Departamento de Ecologia / Universidade de São Paulo

VANIA REGINA PIVELLO
Data: 17/03/2022 12:40:03-0300
Verifique em <https://verificador.itl.br>



Profa. Dra. MICHELE DE SÁ DECHOUM (Participação Virtual)
Departamento de Ecologia e Zoologia / Universidade Federal de Santa Catarina



Documento assinado digitalmente

Michele de Sa Dechoum
Data: 17/03/2022 12:10:06-0300
CPF: 072.936.797-50
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Rio Claro, 16 de março de 2022

Dedico essa tese a todas as pessoas que também estão um pouquinho nela: as que participam na ciência, as que lutaram na história, e mais ainda a aquelas que falam ao coração.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos corações e aos carinhos, às mãos e às cabeças de todos que já deixaram um pouco de si nesse meu eu que segue explorando o mundo.

Agradeço à Alessandra, que tanto me ensinou ao longo dessa jornada de sete anos de orientação, perguntas desafiadoras e respostas intrigantes. Sua persistente curiosidade e seu deslumbramento diante do novo seguirão me estimulando através do desconhecido. Agradeço à Giselda por ter se juntado à essa aventura que foi o doutorado, uma travessia em meio a um mar de inquietações e contratempos. Seu discernimento e experiência me reafirmaram que a ciência só existe se colaborativa e constantemente construída a partir da troca.

Agradeço aos amigos do LEVeg, aqueles que compartilharam a experiência do caminho andando ao meu lado. Obrigada por terem compartilhado alegrias e frustrações, no laboratório ou no campo; por terem me amparado e por também terem deixado que eu estivesse presente como suporte para vocês.

Agradeço à Tamires, que de tanto amor está em tudo: na ausência da viagem de campo e no carinho de todo dia. Obrigada por escolher estar sempre ao meu lado e por me fazer sentir e ser melhor a todo instante, mesmo com a distância.

Agradeço aos meus pais, Cláudio e Raquel, e a minha irmã, Isabella, que são os grandes impulsionadores da minha trajetória até aqui. Obrigada por terem permitido que eu fizesse minhas escolhas; seu amor, dedicação e suporte sempre serão sinônimos de tranquilidade em meio aos maiores desafios. Estendo esse agradecimento ainda a todos os familiares amados, os de nascimento e aqueles acrescidos pelo amor, que sempre me apoiaram com palavras e gestos de carinho.

Agradeço aos amigos, presenças intermitentes de uma companhia duradoura. Obrigada pela saudade dos momentos já compartilhados e pela alegria que renascerá a cada encontro.

Agradeço a todas as pessoas por trás do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Evolução e Biodiversidade; do Departamento de Biodiversidade e do Instituto de Biociências da Unesp de Rio Claro. Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; processos 2015/06743-0; 2018/14995-8; 2018/09045-0) e à Neotropical Grassland Conservancy pelos recursos financeiros disponibilizados para o desenvolvimento deste trabalho. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Agradeço, por fim, à SMA/SP (260108–005.306/2018) e ao ICMBio (63040-1) pelas autorizações de pesquisa; bem como a todos os funcionários da Estação Ecológica de Itirapina e do Parque Nacional de Brasília que foram essenciais para a realização dos experimentos em campo.

Eu quase que nada não sei. Mas desconfio de muita coisa. O senhor concedendo, eu digo: pra pensar longe, sou cão mestre – o senhor solte em minha frente uma ideia ligeira, e eu rastreio essa por fundo de todos os matos, amém!

João Guimarães Rosa, Grande Sertão: Veredas

RESUMO

Espécies exóticas invasoras (EEI) representam um dos grandes desafios do Antropoceno. A presença de gramíneas invasoras é mais um obstáculo à conservação de savanas tropicais, já ameaçadas pela conversão de áreas naturais e em menor grau por iniciativas equivocadas de restauração. Esta tese teve o objetivo de construir um modelo conceitual de estado-e-transição a respeito da degradação e restauração de savanas tropicais invadidas por gramíneas exóticas. Especificamente, utilizamos experimentos em campo para entender como a abundância de uma gramínea exótica invasora, *Urochloa decumbens*, está relacionada a alterações em ecossistemas abertos de Cerrado. Além disso, também investigamos como a abundância da EEI pode modular os efeitos de queimada prescritas nas comunidades vegetais e funcionamento desses ecossistemas. Os experimentos foram implementados em Itirapina/SP e Brasília/DF e envolveram a coleta de dados em distintos níveis ecológicos: micro-habitat (luminosidade, umidade e temperatura), indivíduo (área foliar específica), comunidade (riqueza, diversidade e estrutura) e ecossistema (acúmulo de biomassa, fluxo de carbono e taxa de decomposição). Foram estabelecidas parcelas (25 m²) representando gradientes de abundância de *Urochloa decumbens* (0, 25, 50, 75 e 100% de cobertura). Em cada área, foram estabelecidos três blocos, cada um composto por um gradiente queimado e outro controle (sem queima). A partir da junção das informações observadas em campo com as obtidas da literatura, nós propusemos um modelo de estado-e-transição composto por sete estados, sendo três estados estáveis e quatro transientes. O processo de degradação resultante da invasão por gramíneas exóticas pode ser revertido ou minimizado através de ações de manejo, capazes de manter o sistema em estados com menor cobertura pela EEI ou menos impactados pela sua presença. Esperamos que este modelo sirva de base para a tomada de decisões relativas ao manejo de gramíneas exóticas invasoras em savanas tropicais. Acreditamos que somente baseada em ciência a prática de ecologia aplicada pode enfrentar os desafios que a humanidade encontrará em decorrência das mudanças globais.

Palavras-chave: invasões biológicas, restauração ecológica, Cerrado, gramíneas africanas, espécies exóticas invasoras

ABSTRACT

Invasive alien species (IAS) represent one of the major challenges of the Anthropocene. The presence of invasive grasses is an obstacle to the conservation of tropical savannas, which are already threatened by the conversion of natural areas and, to a lesser extent, by misguided restoration initiatives. This thesis aimed to build a state-and-transition model regarding the degradation and restoration of tropical savannas. Specifically, we used field experiments to understand how the abundance of an invasive alien grass, *Urochloa decumbens* is related to changes in open Cerrado ecosystems. In addition, we also investigated how the IAS's abundance can modulate the effects of prescribed burning in vegetation and functioning of these ecosystems. Fire experiments were implemented in Itirapina/SP and Brasília/DF where we sampled data at different levels of ecological organization: micro-habitat (luminosity, humidity, and temperature), individuals (specific leaf area), community (richness, diversity, and structure) and ecosystem (biomass accumulation, carbon flux and decomposition rate). Plots (25 m²) were established in each area representing *Urochloa decumbens* abundance gradients (0, 25, 50, 75 and 100% cover). In each area, three blocks were established, each one composed of a burnt gradient and another control. From the combination of information obtained in the field with those retrieved from the literature, we proposed a state-and-transition model composed of seven states, three stable states and four transient states. The degradation process resulting from the invasion by alien grasses can be reversed or minimized through management actions, capable of maintaining the system in states with less coverage by the IAS or less impacted by its presence. We hope that this model will serve as a basis for decision-making regarding the management of invasive alien grasses in tropical savannas. We believe that the science-based practice of applied ecology can help us overcome the challenges that humanity will face because of global changes.

Keywords: biological invasions, ecological restoration, Cerrado, African grasses, invasive alien species

SUMÁRIO

Introdução Geral	10
Revisão de literatura	10
Objetivos	19
Descrição geral dos métodos	23
Organização da tese	32
 Per-capita impacts of an invasive grass vary across levels of ecological organization in a tropical savanna	 49
 Abundance of an invasive grass modulates short-term effects of fire in a tropical savanna	 88
 A state-and-transition model for the restoration of grass-invaded open tropical savanas	 132
 Considerações finais	 172

INTRODUÇÃO GERAL

1. REVISÃO DE LITERATURA

Espécies exóticas invasoras (EEI) são uma das principais ameaças à conservação da biodiversidade (Butchart et al., 2010) e por este motivo são reconhecidas como um desafio global para a sobrevivência das populações humanas (Pyšek et al., 2020). Devido aos impactos que causam nos sistemas invadidos, EEI causam prejuízos ecológicos (Bellard, Cassey, & Blackburn, 2016; Kumschick et al., 2015), sanitários (Ogden et al., 2019), sociais (Jones, 2017) e econômicos (Diagne et al., 2021). No Brasil, os custos econômicos associados a 16 EEI foram de 105 bilhões de dólares nos últimos 35 anos (Adelino et al., 2021). Entretanto, são registradas 254 EEI no Brasil (Ziller et al., 2020) e, portanto, estes custos certamente são subestimados.

A maior parte das EEI no Brasil são plantas terrestres (68%, n =173), das quais 25 são pertencentes à família Poaceae (Ziller et al., 2020). Estas espécies geralmente estão associadas a ambientes abertos e ameaçam sobretudo a conservação da biodiversidade no Pantanal (Alho, Mamede, Bitencourt, & Benites, 2011), nos Campos Sulinos (Fonseca et al., 2013) e no Cerrado (Damasceno et al., 2018; Durigan, De Siqueira, & Franco, 2007; Musso et al., 2019). Gramíneas utilizadas como forrageiras para alimentação de animais estão entre as EEI mais problemáticas, como por exemplo, *Eragrostis plana*, *Andropogon gayanus*, *Megathyrsus maximus*, *Melinis minutiflora* e diversas espécies do gênero *Urochloa*, como *U. decumbens*, *U. humidicola* e *U. brizantha*.

Urochloa decumbens (Stapf) R.D. Webster, assim como as demais espécies de gramíneas exóticas invasoras, causa impactos negativos em áreas invadidas de

Cerrado, como a exclusão de espécies nativas e alterações na estrutura das comunidades vegetais (Damasceno et al., 2018; Hoffmann & Haridasan, 2008; Musso et al., 2019; Pivello, Shida, & Meirelles, 1999; Zenni et al., 2020). Espécies deste gênero são utilizadas como pastagens para bovinos em todo o Brasil (Brossard & Barcellos, 2005); tendo sido amplamente introduzidas a partir da década de 1960 devido à sua alta produtividade, palatabilidade e conteúdo nutricional (Milles et al. 1996). Além disso, estas espécies são alvo de seleções artificiais e melhorias genéticas desde a década de 1980, visando incrementos na qualidade e quantidade dos produtos de origem bovina (Valle, Jank, & Resende, 2009). Consequentemente, espécies de *Urochloa* possuem características que facilitam tanto sua utilização como forrageiras quanto seu sucesso como espécies invasoras, como por exemplo, acúmulo de biomassa área (até 16 toneladas.ha⁻¹.ano⁻¹, Baptistella, de Andrade, Favarin, & Mazzafera, 2020) e rápido crescimento após distúrbios (Geissianny B Assis, Pilon, Siqueira, & Durigan, 2021; Damasceno & Fidelis, 2020; Fisher & Kerridge, 1996).

A preocupação com espécies de gramíneas exóticas invasoras torna-se ainda maior no Cerrado, onde a vegetação nativa vem sendo convertida para a formação de pastagens plantadas (Brossard & Barcellos, 2005), que aumentam a pressão de propágulo das invasoras sobre áreas naturais remanescentes. O Cerrado é uma savana tropical e, devido à coexistência entre os estratos herbáceo e arbóreo, apresenta um gradiente de fitofisionomias, que vão desde campos abertos até formações florestais (Ribeiro & Walter, 2008). Esta diversidade de fitofisionomias reflete-se também na quantidade de suas espécies vegetais. O Cerrado abriga mais de 12000 espécies de plantas, das quais 35% são endêmicas deste bioma (BFG, 2015). Em virtude desta riqueza e da crescente conversão de áreas naturais para

fins agrícolas (Alencar et al., 2020), o Cerrado é considerado um hotspot para a conservação da biodiversidade (Myers, Mittermeier, Mittermeier, da Fonseca, & Kent, 2000). Este reconhecimento, porém, não impediu a continuidade de sua devastação; dentre os hotspots mundiais, o Cerrado é um dos três mais convertidos para fins agrícolas (Kong, Zhou, & Jiao, 2021).

Os ecossistemas abertos de Cerrado são especialmente ameaçados pois sua conversão é estimulada por políticas públicas que priorizam a conservação de ecossistemas florestais às custas de ecossistemas abertos (Bonanomi et al., 2019), incluindo o plantio de árvores exóticas invasoras (Fernandes et al., 2016). Por muito tempo, savanas e campos naturais foram entendidos como resultado da degradação de ambientes florestais (Parr, Lehmann, Bond, Hoffmann, & Andersen, 2014; Pausas & Bond, 2020). A correção desse equívoco é recente, por meio da sistematização do conhecimento sobre os processos históricos de formação de vegetações abertas (Veldman, Buisson, et al., 2015), bem como pelo reconhecimento da alta biodiversidade de campos tropicais (Murphy, Andersen, & Parr, 2016).

Infelizmente, a supervalorização de ambientes florestais ainda hoje influencia políticas e práticas de restauração equivocadas em sistemas abertos (Buisson et al., 2021; Silveira et al., 2021), causando perdas de biodiversidade e de funções ecossistêmicas (Buisson et al., 2019; Veldman, Overbeck, et al., 2015). Devido a todas estas ameaças à sua conservação, a necessidade de manejar fisionomias abertas do Cerrado é cada vez mais premente (Strassburg et al., 2017). Nesse sentido, o entendimento de savanas como ecossistemas dinâmicos e guiados por distúrbios é essencial para o sucesso do manejo (Buisson et al., 2021, 2019; Mayer & Rietkerk, 2004).

Savanas tropicais são ecossistemas que dependem da ocorrência de distúrbios naturais, como fogo e herbivoria, para sua existência e manutenção (Walker, 1987). Em virtude da recorrência destes distúrbios, savanas possuem múltiplos pontos de estabilidade ecológica, chamados de estados alternativos estáveis (May, 1977). Estes estados alternativos estáveis (EAE) resultam da retroalimentação de variáveis estruturantes do sistema, que podem ser abióticas, como a disponibilidade de nutrientes, mas também bióticas, como a riqueza e diversidade de espécies. Nesse contexto, alterações das variáveis estruturantes podem levar à desestabilização de mecanismos de retroalimentação do sistema, causando sua transição a outro estado alternativo (Figura 1; Beisner, Haydon, & Cuddington, 2003).

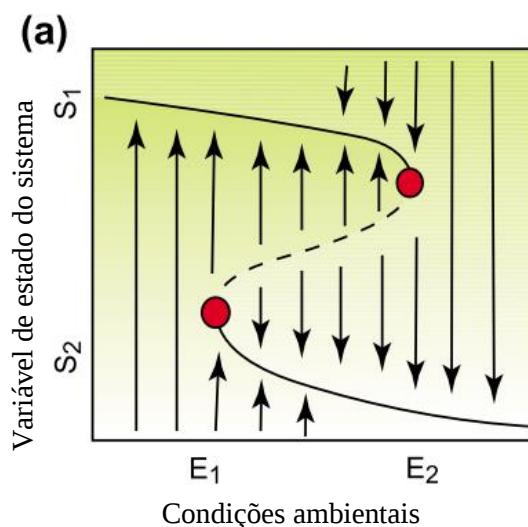


Figura 1. Representação de dois estados alternativos estáveis (círculos vermelhos) mantidos por combinações de condições ambientais (eixo x) e variáveis de estado do sistema (eixo y). Alterações em um ou ambos os eixos podem causar a transição entre os dois estados. Modificado de Suding et al. 2004.

Dentre outras forças transformadoras, invasões biológicas são capazes de causar transições entre EAE ao conduzir o sistema a um estado alternativo degradado (Wilsey, Daneshgar, Hofmockel, & Polley, 2014). De forma geral, essas

transições estão atreladas a um aumento da abundância da espécie exótica invasora à medida que o processo de invasão avança (Blackburn et al. 2011). Nas fases iniciais e intermediárias do processo de invasão, a abundância da EEI é moderada, acarretando modificações das interações entre espécies (Kuebbing, Souza, & Sanders, 2014), promovendo assim alterações na trajetória da comunidade e na riqueza e diversidade de espécies (Kuebbing, Classen, Sanders, & Simberloff, 2015). Nas fases finais do processo de invasão, porém, a EEI geralmente domina a comunidade, ocasionando mudanças subsequentes nas propriedades do ecossistema, como produtividade, ciclagem de nutrientes (Ehrenfeld, 2003) e alterações do regime de distúrbio (D'Antonio & Vitousek, 1992).

A transição a um estado invadido degradado, portanto, acontece a partir de alterações dos mecanismos de feedback atuantes nas comunidades invadidas à medida que a espécie exótica invasora aumenta em abundância. Comunidades não invadidas são mantidas por feedbacks negativos, que promovem sua resiliência frente a distúrbios e perturbações (Beisner et al., 2003; Suding & Hobbs, 2009). As transformações resultantes da presença de EEI, entretanto, criam mecanismos de feedback positivo que retroalimentam sua expansão nessas áreas. Finalmente, quando a EEI é dominante na comunidade, novos feedbacks negativos são estabelecidos, resultando na resiliência do sistema invadido frente a ações de manejo. (King & Hobbs, 2006; Wilsey et al., 2014)

Devido a essas transformações, pode não ser mais possível reverter o estado degradado às condições ecológicas anteriores à invasão, quando se considera a escala de tempo antrópica. Nestes casos, o controle da espécie exótica invasora e a adoção de medidas de restauração conduzem o sistema a um terceiro estado alternativo, que possui seus próprios mecanismos de retroalimentação (Hobbs,

Higgs, & Harris, 2009). Utilizando modelos conceituais de estado-e-transição, essa situação foi identificada em casos de invasões de ecossistemas abertos por plantas (Bestelmeyer, Herrick, Brown, Trujillo, & Havstad, 2004), incluindo gramíneas africanas em savanas tropicais (Brooks, Setterfield, & Douglas, 2010).

Modelos conceituais de estado-e-transição permitem a aplicação prática de conhecimentos científicos ao sintetizar informações sobre processos ecológicos e seus mecanismos subjacentes (Hobbs & Norton, 1996). Neste sentido, a elaboração de modelos conceituais sobre a dinâmica de sistemas abertos invadidos por gramíneas exóticas é de fundamental importância para orientar as práticas de conservação e restauração destes ecossistemas (Bestelmeyer et al., 2003), incluindo o manejo de gramíneas invasoras (Hobbs, 2007). Quando aplicados a savanas tropicais, modelos de estado-e-transição permitem identificar os mecanismos responsáveis pela manutenção e/ou transições entre EAE, influenciado assim o sucesso de ações de manejo de EEI (Suding & Hobbs, 2009) e de restauração ecológica (Suding, Gross, & Houseman, 2004).

A utilização de modelos conceituais para o entendimento da dinâmica das formações de Cerrado foi iniciada por Pivello e Coutinho (1996), que consideraram um modelo de estado-e-transição para esse bioma, inclusive com transições causadas por espécies de gramíneas exóticas invasoras. Apesar de os autores deixarem claro que seu modelo foi um primeiro protótipo e alertarem sobre a necessidade de novos estudos sobre o assunto, pouco se avançou ao longo destes 25 anos. Os problemas ocasionados por gramíneas exóticas invasoras, por outro lado, intensificaram-se, tornando-se um desafio cada vez maior para a conservação destes ecossistemas (Guimarães-Silva, Zenni, Rosse, Bastos, & van den Berg, 2020), dada a dificuldade de seu controle (Damasceno & Fidelis, 2020), o legado de

seus efeitos negativos (Zenni et al., 2020) e a ausência de regeneração natural da vegetação nativa após seu controle (Assis et al., 2021).

Atualmente, existem evidências que apontam tanto para a eficácia (Aires, 2009; Assis et al., 2021; Barbosa, 2009; Castillioni, 2015; Damasceno & Fidelis, 2020; Martins, Hay, Walter, Proença, & Vivaldi, 2011; Sampaio et al., 2015; Zenni et al., 2020) quanto a ineficácia do controle de espécies de gramíneas no Cerrado (Geissianny B Assis et al., 2021; Barbosa, 2009; Castillioni, 2015; Damasceno & Fidelis, 2020; Gorgone-Barbosa, 2016; Martins et al., 2011). A ausência de uniformidade dos resultados de manejo pode resultar de diversos fatores, incluindo diferenças inerentes a cada técnica, ao tempo de monitoramento e à escala do estudo. Entretanto, mesmo limitando-se os estudos apenas aos que avaliaram a eficácia de queimadas prescritas, resultados distintos também são encontrados. Uma possível explicação para essas divergências é o fato de que os resultados de ações de manejo são dependentes do contexto, como, por exemplo, do momento e da qualidade da execução das ações (Shea, Kelly, Sheppard, & Woodburn, 2005). Além disso, apesar de serem funcionalmente similares, espécies de gramíneas exóticas invasoras no Cerrado são diferentemente influenciadas pelas condições climáticas após seu controle pelo fogo (Damasceno & Fidelis, 2020).

Um fator ainda a ser investigado e que também pode afetar o resultado de ações de manejo de gramíneas exóticas invasoras em savanas tropicais é a abundância da espécie indesejada no momento do controle (porém veja Martins et al., 2011). Isto pode se dar de duas formas: diretamente, pela influência da abundância nas técnicas de manejo adotadas; e indiretamente, a partir dos efeitos da abundância nos impactos causados no sistema. Consequentemente, a abundância da EEI, dentre outras características como capacidade de rebrote, por

exemplo, influencia a escolha das técnicas de manejo a serem adotadas.

Em áreas em início de invasão (quando a abundância da invasora é baixa), técnicas direcionadas a erradicar os indivíduos invasores (Blackburn et al., 2011; Robertson et al., 2020), como capina, arranquio e corte são preferíveis, por sua maior eficácia e menor impacto na vegetação nativa (Aires, 2009; Assis et al., 2021; Barbosa, 2009; Martins et al., 2011). Em áreas dominadas pela espécie exótica invasora (nas quais sua abundância é alta) é preferível a utilização de técnicas aplicáveis em larga escala e que permitam seu controle em longo prazo (García-Díaz et al., 2021), como queimadas prescritas, associadas (Assis et al., 2021; Castillioni, 2015; Martins et al., 2011) ou não (Damasceno & Fidelis, 2020; Gorgone-Barbosa, 2016) à aplicação de herbicidas e/ou à semeadura direta de espécies nativas.

Por outro lado, a abundância de espécies exóticas invasoras também influencia o resultado das ações de manejo através de impactos per-capita dependentes da densidade (Dresseno, Guido, Balogianni, & Overbeck, 2018; Iannone, Heneghan, Rijal, & Wise, 2015; Pearse, Sofaer, Zaya, & Spyreas, 2019; Tererai, Gaertner, Jacobs, & Richardson, 2013; Zhang et al., 2020). Por impacto per-capita referimo-nos às alterações ecológicas resultantes do processo de invasão ponderadas pela abundância da invasora, assim fornecendo um indicativo de como os efeitos e/ou impactos são dependentes da densidade da invasora (Pearse et al., 2019; Sofaer, Jarnevich, & Pearse, 2018). Ao longo de um gradiente de abundância, os impactos per-capita podem se manter constantes, resultando em um impacto total linear e diretamente proporcional à abundância da invasora. Entretanto, é possível que o impacto per-capita varie ao longo do gradiente de abundância. Nesse caso, a curva abundância-impacto é não-linear e pode apresentar mudanças de sentido e

direção, o que indica limiares de abundância da invasora que causam descontinuidade na variável impactada (Figura 2).

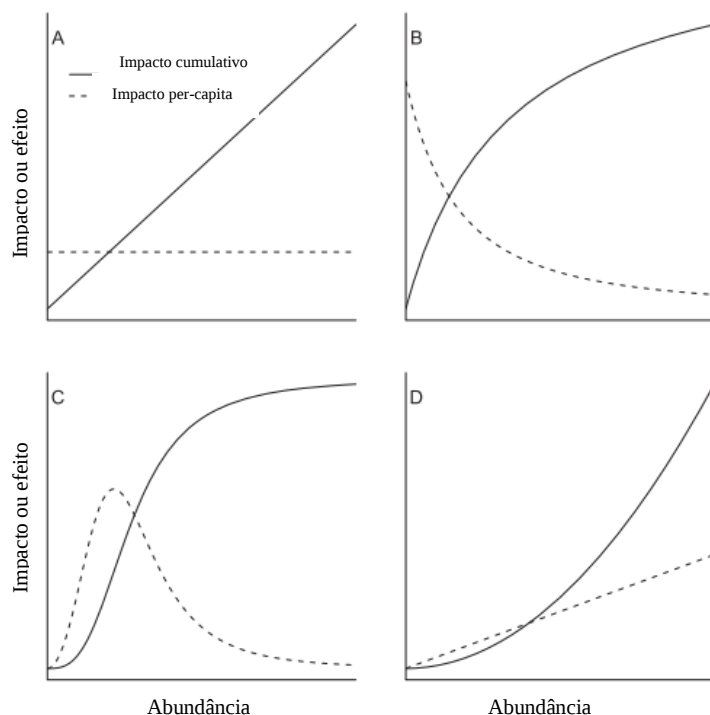


Figura 2. Representação de possíveis curvas de abundância-impacto de uma espécie invasora. A curva pode ser linear (A), quando o impacto per-capita é constante, ou não-linear quando os impactos per-capita não são constantes (B,C,D). Nestes casos, os pontos de mudança de direção da curva indicam limiares de abundância da invasora que podem resultar em mudanças abruptas no impacto total causado no sistema invadido, indicando um possível limiar entre estados alternativos estáveis (C, pico da curva pontilhada). Modificado de Sofaer et al. (2018).

Em decorrência da relação entre abundância, impactos e limiares de transição, curvas de impacto-abundância são ferramentas úteis em estudos que pretendem investigar o efeito de espécies exóticas invasoras na dinâmica do sistema invadido (Pearse et al., 2019). Nesse sentido, esta tese de doutorado avaliou como a abundância da gramínea *Urochloa decumbens*, ao longo de um gradiente de invasão, afeta a degradação e a restauração de ecossistemas abertos de Cerrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adelino, J. R. P., Heringer, G., Diagne, C., Courchamp, F., Faria, L. D. B., & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota*, 67, 349. doi: 10.3897/NEOBIOTA.67.59185
- Aires, F. S. (2009). *Desenvolvimento de técnica de manejo, sem uso de agentes químicos, no controle da espécie invasora Melinis minutiflora Beauv. (capim-gordura) para aplicação em áreas de campo sujo*. Universidade de Brasília.
- Al-Tam, F., Adam, H., Dos Anjos, A., Lorieux, M., Larmande, P., Ghesquière, A., ... Shahbazkia, H. R. (2013). P-TRAP: a Panicle Trait Phenotyping tool. *BMC Plant Biology*, 13, 122. Retrieved from <http://www.biomedcentral.com/1471-2229/13/122SOFTWARE>
- Alba, C., Skálová, H., Mcgregor, K. F., D'Antonio, C., & Pyšek, P. (2015). Native and exotic plant species respond differently to wildfire and prescribed fire as revealed by meta-analysis. *Journal of Vegetation Science*, 26(1), 102–113. doi: 10.1111/JVS.12212
- Alencar, A., Shimbo, J. Z., Lenti, F., Marques, C. B., Zimbres, B., Rosa, M., ... Barroso, M. (2020). Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sensing 2020, Vol. 12, Page 924*, 12(6), 924. doi: 10.3390/RS12060924
- Alho, C. J. R., Mamede, S., Bitencourt, K., & Benites, M. (2011). Introduced species in the Pantanal: implications for conservation. *Brazilian Journal of Biology*, 71(1 SUPPL.), 321–325. doi: 10.1590/S1519-69842011000200011
- Almeida-Neto, M., Prado, P. I., Kubota, U., Bariani, J. M., Aguirre, G. H., & Lewinsohn, T. M. (2010). Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*, 209(1), 109–122. doi: 10.1007/s11258-010-9727-8
- Almeida, S., Louzada, J., Sperber, C., & Barlow, J. (2011). Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. *Biotropica*, Vol. 43, pp. 704–710. doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00751.x
- Assis, Geissianny Bessao de. (2017). *Invasão do campo cerrado por braquiária (Urochloa decumbens): perdas de diversidade e experimentação de técnicas de restauração*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Assis, Geissianny B, Pilon, N. A. L., Siqueira, M. F., & Durigan, G. (2021). Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. *Restoration Ecology*, 29(S1). doi: 10.1111/rec.13219
- Augustine, D. J. (2003). *Spatial heterogeneity in the herbaceous layer of a semi-arid savanna ecosystem*.
- Baptistella, J. L. C., de Andrade, S. A. L., Favarin, J. L., & Mazzafera, P. (2020). Urochloa in Tropical Agroecosystems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 119. doi: 10.3389/FSUFS.2020.00119/BIBTEX

- Barbosa, E. G. (2009). *Eficiência do manejo no controle de duas espécies de gramíneas invasoras em Cerrados Paulistas*. Universidade de São Paulo.
- Barbosa, E. G., Pivello, V. R., & Meirelles, S. T. (2008). Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(4), 825–831. doi: 10.1590/S1516-89132008000400021
- Baruch, Z., Hernandez, A. B., & Montilla, M. (1989). Dinamica del crecimiento, fenologia y reparticion de biomasa gramíneas nativas e introducidas de una sabana neotropical. *Ecotropicos*, 2(1), 1–13.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi: 10.18637/JSS.V067.I01
- Batten, K. M., Scow, K. M., & Espeland, E. K. (2008). Soil microbial community associated with an invasive grass differentially impacts native plant performance. *Microbial Ecology*, 55(2), 220–228. doi: 10.1007/s00248-007-9269-3
- Beisner, B. E., Haydon, D. T., & Cuddington, K. (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376–382. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(4). doi: 10.1098/RSBL.2015.0623
- Bestelmeyer, B. T., Brown, J. R., Havstad, K. M., Alexander, R., Chavez, G., & Herrick, J. E. (2003). Development and Use of State-and-Transition Models for Rangelands. *Journal of Range Management*, 56(2), 114. doi: 10.2307/4003894
- Bestelmeyer, B. T., Herrick, J. E., Brown, J. R., Trujillo, D. A., & Havstad, K. M. (2004). Land Management in the American Southwest : A State-and-Transition Approach to Ecosystem Complexity. *Environmental Management*, 34(1), 38–51. doi: 10.1007/s00267-004-0047-4
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., ... Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7), 333–339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023
- Bonanomi, J., Tortato, F. R., Gomes, R. de S. R., Penha, J. M., Bueno, A. S., & Peres, C. A. (2019). Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 17(1), 26–31. doi: 10.1016/J.PECON.2018.12.002
- Bond, W. J., & Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation*, 143(10), 2395–2404. doi: 10.1016/j.biocon.2009.12.012
- Bradford, M. A., Jones, T. H., Bardgett, R. D., Black, H. I. J., Boag, B., Bonkowski, M., ... Lawton, J. H. (2002). Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science*, 298(5593), 615–618. doi: 10.1126/science.1075805

- Bradley, B. A., Laginhas, B. B., Whitlock, R., Allen, J. M., Bates, A. E., Bernatchez, G., ... Sorte, C. J. B. (2019). Disentangling the abundance–impact relationship for invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(20), 9919–9924. doi: 10.1073/pnas.1818081116
- Brando, P. M., & Durigan, G. (2004). Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). *Plant Ecology*, 175, 205–215.
- Brewer, S. (2008). Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savannas invaded by *Imperata cylindrica*. *Biological Invasions*, 10(8), 1257–1264. doi: 10.1007/S10530-007-9200-3/FIGURES/3
- Brooks, K. J., Setterfield, S. A., & Douglas, M. M. (2010). Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. *Restoration Ecology*, 18(2), 188–197. doi: 10.1111/j.1526-100X.2008.00470.x
- Brooks, M. L., Antonio, C. M. D., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, E., DiTomaso, J. M., ... Pyke, D. (2004). Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *BioScience*, 54(7), 677–688. doi: 10.1641/0006-3568
- Brossard, M., & Barcellos, A. D. O. (2005). Conversão do Cerrado em pastagens cultivadas e funcionamento de latossolos. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, 22(1), 153–168.
- Buisson, E., Fidelis, A., Overbeck, G. E., Schmidt, I. B., Durigan, G., Young, T. P., ... Silveira, F. A. O. (2021). A research agenda for the restoration of tropical and subtropical grasslands and savannas. *Restoration Ecology*, 29(S1), e13292. doi: 10.1111/rec.13292
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A. O., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., ... Veldman, J. W. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2), 590–609. doi: 10.1111/brv.12470
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. doi: 10.1126/science.1187512
- Castillioni, K. (2015). *Avaliação de diferentes técnicas de manejo para o controle de gramíneas invasoras em unidade de conservação de cerrado*. Universidade Estadual Paulista.
- Castro-Díez, P., Pauchard, A., Traveset, A., & Vilà, M. (2016). Linking the impacts of plant invasion on community functional structure and ecosystem properties. *Journal of Vegetation Science*, 27(6), 1233–1242. doi: 10.1111/jvs.12429
- Chong, K. Y., Corlett, R. T., Nuñez, M. A., Chiu, J. H., Courchamp, F., Dawson, W., ... Wardle, D. A. (2021). Are Terrestrial Biological Invasions Different in the Tropics? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 52(1). doi: 10.1146/annurev-ecolsys-012021-095454
- Coleman, H. M., & Levine, J. M. (2007). Mechanisms underlying the impacts of exotic annual grasses in a coastal California meadow. *Biological Invasions*, 9, 65–71. doi: 10.1007/s10530-006-9008-6

- Colli, G. R., Vieira, C. R., & Dianese, J. C. (2020). Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. *Biodiversity and Conservation*, 29(5), 1465–1475. doi: 10.1007/S10531-020-01967-X/FIGURES/3
- Cook, G. D., & Grice, A. C. (2013). Historical perspectives on invasive grasses and their impact on wildlife in Australia. *Wildlife Society Bulletin*, 37(3), 469–477. doi: 10.1002/WSB.309
- Coutinho, L. M. (1982). Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. In B.J. Huntley & B. H. Walker (Eds.), *Ecology of tropical savannas* (pp. 273–291). Berlin: Springer.
- Crowley, S. L., Hinchliffe, S., & McDonald, R. A. (2017). Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(3), 133–141. doi: 10.1002/FEE.1471
- D'Antonio, C. M., August-Schmidt, E., & Fernandez-Going, B. (2016). Invasive Species and Restoration Challenges. In *Foundations of Restoration Ecology* (pp. 216–244). doi: 10.5822/978-1-61091-698-1_8
- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1992), 63–87. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>
- D'Odorico, P., Laio, F., & Ridolfi, L. (2006). A probabilistic analysis of fire-induced tree-grass coexistence in savannas. *The American Naturalist*, 167(3), E79–E87. doi: 10.1086/500617
- Dairel, M., & Fidelis, A. (2020). The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management*, 276(April), 111291. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111291
- Damasceno, G., & Fidelis, A. (n.d.). *Per-capita impacts of an invasive grass vary across levels of ecological organization in a tropical savanna*.
- Damasceno, G., & Fidelis, A. (2020). Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management*, 271(June), 111016. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111016
- Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V. R. V. R., Gorgone-Barbosa, E., Giroldo, P. Z. P. Z. P. Z., & Fidelis, A. (2018). Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions*. doi: 10.1007/s10530-018-1800-6
- Damgaard, C. (2014). Quantitative plant ecology: Statistical and ecological modelling of plant abundance. In *Quantitative plant ecology*. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/276058471> Quantitative
- Dar, P. A., & Reshi, Z. A. (2014). Components, processes and consequences of biotic homogenization: A review. *Contemporary Problems of Ecology*, 7(2), 123–136. doi: 10.1134/S1995425514020103

- de Queiroz, A. C. M., Rabello, A. M., Braga, D. L., Santiago, G. S., Zurlo, L. F., Philpott, S. M., & Ribas, C. R. (2020). Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, Vol. 29, pp. 2017–2034. doi: 10.1007/s10531-017-1379-8
- Despres, T., Valtkov, L., Bace, R., Cada, V., Janda, P., Mikolas, M., ... Svoboda, M. (2017). Past disturbances and intraspecific competition as drivers of spatial pattern in primary spruce forests. *Ecosphere*, 8(12), e02037. doi: 10.1002/ECS2.2037
- Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., ... Courchamp, F. (2021). High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, *In Press*(April 2020). doi: 10.1038/s41586-021-03405-6
- Dias-Filho, Moacyr B. (1983). *Limitações e potencial de Brachiaria humidicola para o trópico úmido brasileiro*. doi: 10.1007/s11104-006-9156-6.-
- Dias-Filho, Moacyr Bernardino. (2000). Growth and Biomass Allocation of the C 4 Grasses Brachiaria Brizantha and B. Humidicola Under Shade. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 35(12), 2335–2341.
- Dietzsch, A. C., Stanley, D. A., & Stout, J. C. (2011). Relative abundance of an invasive alien plant affects native pollination processes. *Oecologia*, 167(2), 469–479. doi: 10.1007/S00442-011-1987-Z/FIGURES/4
- DiTomaso, J. M., Brooks, M. L., Allen, E. B., Minnich, R., Rice, P. M., & Kyser, G. B. (2006). Control of Invasive Weeds with Prescribed Burning. *Weed Technology*, 20(2), 535–548. doi: 10.1614/wt-05-086r1.1
- Douglas, M. M., Setterfield, S. A., Rossiter, N., Barratt, J., & Hutley, L. B. (2004). Effects of mission grass (*Pennisetum polystachion* (L.) Schult.) invasion on fuel loads and nitrogen availability in a northern Australia tropical savanna. *Fourteenth Australian Weeds Conference*, 179–181.
- Drenovsky, R. E., & Batten, K. M. (2007). Invasion by *Aegilops triuncialis* (barb goatgrass) slows carbon and nutrient cycling in a serpentine grassland. *Biological Invasions*, 9(2), 107–116. doi: 10.1007/s10530-006-0007-4
- Dresseno, A. L. P., Guido, A., Balogianni, V., & Overbeck, G. E. (2018). Negative effects of an invasive grass, but not of native grasses, on plant species richness along a cover gradient. *Austral Ecology*, 43(8), 949–954. doi: 10.1111/aec.12644
- Durigan, G., De Siqueira, M. F., & Franco, G. A. D. C. (2007). Threats to the cerrado remnants of São Paulo State, Brazil. *Scientia Agricola*, 64(4), 355–363. doi: 10.1590/S0103-90162007000400006
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6, 503–523. doi: 10.1007/s10021-002-0151-3
- Eiten, G. (1972). The Cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38(2), 201–338. doi: 10.1007/BF02859158
- Evans, R. D., Rimer, R., Sperry, L., & Belnap, J. (2001). Exotic plant invasion alters nitrogen dynamics in an arid grassland. *Ecological Applications*, 11(5), 1301–1310. doi: 10.1890/1051-0761(2001)011[1301:EPIAND]2.0.CO;2

- Feng, Y. L., Fu, G. L., & Zheng, Y. L. (2008). Specific leaf area relates to the differences in leaf construction cost, photosynthesis, nitrogen allocation, and use efficiencies between invasive and noninvasive alien congeners. *Planta*, 228(3), 383–390. doi: 10.1007/s00425-008-0732-2
- Ficken, C. D., & Wright, J. P. (2017). Effects of fire frequency on litter decomposition as mediated by changes to litter chemistry and soil environmental conditions. *PLOS ONE*, 12(10), e0186292. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0186292
- Fisher, M. J., & Kerridge, P. C. (1996). The Agronomy and Physiology of *Brachiaria* Species. In John W. Miles, B. L. Maass, C. B. Do Valle, & V. Kumble (Eds.), *Brachiaria : biology, agronomy, and improvement* (pp. 43–52). Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Flory, S. L., & Clay, K. (2010a). Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. *Biological Invasions*, 12(5), 1285–1294. doi: 10.1007/s10530-009-9546-9
- Flory, S. L., & Clay, K. (2010b). Non-native grass invasion suppresses forest succession. *Oecologia*, 164(4), 1029–1038. doi: 10.1007/s00442-010-1697-y
- Fonseca, C. R., Guadagnin, D. L., Emer, C., Masciadri, S., Germain, P., & Zalba, S. M. (2013). Invasive alien plants in the Pampas grasslands: A tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions*, 15(8), 1751–1763. doi: 10.1007/S10530-013-0406-2/FIGURES/6
- Foxcroft, L. C., Richardson, D. M., Rejmánek, M., & Pyšek, P. (2010). Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: Patterns, processes and prospects. *Biological Invasions*, 12(12), 3913–3933. doi: 10.1007/s10530-010-9823-7
- Frost, P. G. H., & Robertson, F. (1985). Fire the ecological effects of fire in savannas. *Determinants of Tropical Savannas, The International Union of Biological Sciences IUBS Monograph Series*, (3), 93–140.
- García-Díaz, P., Cassey, P., Norbury, G., Lambin, X., Montti, L., Pizarro, J. C., ... Tomasevic, J. A. (2021). Management Policies for Invasive Alien Species: Addressing the Impacts Rather than the Species. *BioScience*, 71(2), 174–185. doi: 10.1093/biosci/biaa139
- García-Palacios, P., Shaw, E. A., Wall, D. H., & Hättenschwiler, S. (2016). Temporal dynamics of biotic and abiotic drivers of litter decomposition. *Ecology Letters*, 19(5), 554–563. doi: 10.1111/ele.12590
- Garcia, D. B., Xavier, R. O., Camargo, P. B., Vieira, S. A., & Pivello, V. R. (2022). Can an invasive African grass affect carbon and nitrogen stocks in open habitats of the Brazilian Cerrado? *Flora*, 286, 151968. doi: 10.1016/J.FLORA.2021.151968
- Gillespie, S., & Elle, E. (2018). Non-native plants affect generalist pollinator diet overlap and foraging behavior indirectly, via impacts on native plant abundance. *Biological Invasions*, 20(11), 3179–3191. doi: 10.1007/S10530-018-1767-3/FIGURES/6
- Gomes, L., Miranda, H. S., Silvério, D. V., & Bustamante, M. M. C. (2020). Effects

- and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, 458, 117804. doi: 10.1016/J.FORECO.2019.117804
- Gorgone-Barbosa, E. (2016). *A relação entre fogo e uma gramínea invasora no Cerrado: O fogo pode ser utilizado como uma estratégia de controle?* Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho.”
- 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(1), 423–431. doi: 10.1007/s10530-014-0740-z
- Grace, J. L., Acosta-Martínez, V., Rideout-Hanzak, S., Stanko, R., Ortega-S., A., & Wester, D. B. (2019). Soil microbial community size and composition changes along a tanglehead (*Heteropogon contortus*) gradient in a semiarid region. *Applied Soil Ecology*, 138, 37–46. doi: 10.1016/J.APSOIL.2019.02.012
- Group, T. B. F. (2015). Growing knowledge: An overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguesia*, 66(4), 1085–1113. doi: 10.1590/2175-7860201566411
- Guimarães Silva, R., Zenni, R. D., Rosse, V. P., Bastos, L. S., & van den Berg, E. (2020). Landscape-level determinants of the spread and impact of invasive grasses in protected areas. *Biological Invasions*, 22(10), 3083–3099. doi: 10.1007/s10530-020-02307-4
- Hobbs, R J, & Humphries, S. E. (1995). An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9(4), 761–770.
- Hobbs, Richard J. (2007). Setting effective and realistic restoration goals: Key directions for research. *Restoration Ecology*, 15(2), 354–357. doi: 10.1111/j.1526-100X.2007.00225.x
- Hobbs, Richard J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(11), 599–605. doi: 10.1016/j.tree.2009.05.012
- Hobbs, Richard J., & Norton, D. A. (1996). Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 4(2), 93–110.
- Hoffmann, W. A., & Haridasan, M. (2008). The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, 33(1), 29–36. doi: 10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x
- Holly, D. C., Ervin, G. N., Jackson, C. R., Diehl, S. V., & Kirker, G. T. (2009). Effect of an invasive grass on ambient rates of decomposition and microbial community structure: A search for causality. *Biological Invasions*, 11(8), 1855–1868. doi: 10.1007/s10530-008-9364-5
- Holzmueller, E. J., & Jose, S. (2012). Response of the Invasive Grass *Imperata cylindrica* to Disturbance in the Southeastern Forests, USA. *Forests 2012, Vol. 3, Pages 853-863*, 3(4), 853–863. doi: 10.3390/F3040853
- Hopkins, J. R., Huffman, J. M., Platt, W. J., & Sikes, B. A. (2020). Frequent fire slows microbial decomposition of newly deposited fine fuels in a pyrophilic ecosystem.

- Oecologia*, 193(3), 631–643. doi: 10.1007/S00442-020-04699-5/FIGURES/3
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363. doi: 10.1002/bimj.200810425
- Hui, C., & Richardson, D. M. (2017). *Invasion Dynamics*. doi: 10.1080/0035919x.2017.1342714
- Huntley, Brian J., & Walker, B. H. (1982). *Ecology of Tropical Savannas* (Vol. 42). doi: 10.1007/978-3-642-68786-0
- Iannone, B. V., Heneghan, L., Rijal, D., & Wise, D. H. (2015). Below-ground causes and consequences of woodland shrub invasions: a novel paired-point framework reveals new insights. *Journal of Applied Ecology*, 52(1), 78–88. doi: 10.1111/1365-2664.12354
- IBAMA, I. B. do M. A. e dos R. N. R., & FUNATURA. (1998). *Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília*. Retrieved from zotero://attachment/103/
- IBGE. (2004). *Biomass Brasileiros. Mapa Temático*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Jiang, D., Xu, C., Xu, X., Luo, Y., Chen, C., Ju, C., ... Ruan, H. (2021). Carbon and nitrogen dynamics in tropical ecosystems following fire. *Global Ecology and Biogeography*. doi: 10.1111/GEB.13422
- Jones, B. A. (2017). Invasive Species Impacts on Human Well-being Using the Life Satisfaction Index. *Ecological Economics*, 134, 250–257. doi: 10.1016/J.ECOLECON.2017.01.002
- Karberg, N. J., Scott, N. A., & Giardina, C. P. (2008). Methods for Estimating Litter Decomposition. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*, 103–111. doi: 10.1007/978-1-4020-8506-2_8
- Keith, H., & Wong, S. C. (2006). Measurement of soil CO₂ efflux using soda lime absorption: both quantitative and reliable. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(5), 1121–1131. doi: 10.1016/j.soilbio.2005.09.012
- Kimball, S., & Schiffman, P. M. (2003). Differing effects of cattle grazing on native and alien plants. *Conservation Biology*, 17(6), 1681–1693. doi: 10.1111/j.1523-1739.2003.00205.x
- King, E. G., & Hobbs, R. J. (2006). Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: Towards an integrative framework. *Restoration Ecology*, 14(3), 369–378. doi: 10.1111/j.1526-100X.2006.00145.x
- Kong, X., Zhou, Z., & Jiao, L. (2021). Hotspots of land-use change in global biodiversity hotspots. *Resources, Conservation and Recycling*, 174, 105770. doi: 10.1016/J.RESCONREC.2021.105770
- Kuebbing, S. E., Classen, A. T., Sanders, N. J., & Simberloff, D. (2015). Above- and below-ground effects of plant diversity depend on species origin: An experimental test with multiple invaders. *New Phytologist*, 208(3), 727–735. doi: 10.1111/nph.13488

- Kuebbing, S. E., Souza, L., & Sanders, N. J. (2014). Effects of co-occurring non-native invasive plant species on old-field succession. *Forest Ecology and Management*, 324, 196–204.
- Kumschick, S., Gaertner, M., Vila, M., Essl, F., Jeschke, J. M., Pysek, P., ... Winter, M. (2015). Ecological Impacts of Alien Species: Quantification, Scope, Caveats, and Recommendations. *BioScience*, 65(1), 55–63. doi: 10.1093/BIOSCI/BIU193
- Lambers, H., & Oliveira, R. S. (2019). Plant Physiological Ecology. In *Encyclopedia of Ecology, Five-Volume Set* (Third Edit). doi: 10.1016/B978-008045405-4.00819-3
- Le Roux, J. J., Mavengere, N. R., & Ellis, A. G. (2016). The structure of legume–rhizobium interaction networks and their response to tree invasions. *AoB PLANTS*, 8. doi: 10.1093/AOBPLA/PLW038
- Lenth, R. V. (2021). *Emmeans: estimated marginal means, aka least-squares means*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=emmeans>
- 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 B: Biological Sciences*, 270(1517), 775–781. doi: 10.1098/rspb.2003.2327
- Lindsay, E. A., & Cunningham, S. A. (2012). Effects of exotic grass invasion on spatial heterogeneity in the ground-layer of grassy woodlands. *Biological Invasions*, 14(1), 203–213. doi: 10.1007/s10530-011-9997-7
- Lippincott, C. L., & Johns River, S. (2000). Effects of *Imperata cylindrica* (L.) Beauv. (Cogongrass) Invasion on Fire Regime in Florida Sandhill (USA). *Natural Areas Journal*, 20(2), 140–149.
- Litton, C. M., Sandquist, D. R., & Cordell, S. (2006). Effects of non-native grass invasion on aboveground carbon pools and tree population structure in a tropical dry forest of Hawaii. *Forest Ecology and Management*, 231(1–3), 105–113. doi: 10.1016/j.foreco.2006.05.008
- Loiola, P. P., de Bello, F., Chytrý, M., Götzenberger, L., Carmona, C. P., Pyšek, P., & Lososová, Z. (2018). Invaders among locals: Alien species decrease phylogenetic and functional diversity while increasing dissimilarity among native community members. *Journal of Ecology*, Vol. 106, pp. 2230–2241. doi: 10.1111/1365-2745.12986
- Macena, F., Assad, E., Steinke, E. T., & Gustavo Müller, A. (2008). Clima do Bioma Cerrado. In A. C. S. Albuquerque & A. G. da Silva (Eds.), *Agricultura Tropical: Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas*. (pp. 93–148). Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Maguire, L. A. (2004). What Can Decision Analysis Do for Invasive Species Management? *Risk Analysis*, 24(4), 859–868. doi: 10.1111/J.0272-4332.2004.00484.X
- Martins, C. R., Hay, J. D. V., Walter, B. M. T., Proença, C. E. B., & Vivaldi, L. J. (2011). Impact of invasion and management of molasses grass (*Melinis minutiflora*) on the native vegetation of the Brazilian Savanna. *Brazilian Journal of Botany*, 34(1), 73–90. doi: 10.1590/s0100-84042011000100008

- May, R. M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269(5628), 471–477. doi: 10.1038/269471a0
- Mayer, A. L., & Rietkerk, M. (2004). The Dynamic Regime Concept for Ecosystem Management and Restoration. *BioScience*, 54(11), 1013. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[1013:TDRCFE]2.0.CO;2
- Miles, J W, Maass, B. L., do Valle, C. B., & Kumble, V. (1996). *Brachiaria Biology, agronomy, and improvent*. Cali, Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical.
- Milton, S. J. (2004). Grasses as invasive alien plants in South Africa. *South African Journal of Science*, 100(February), 69–75.
- Murphy, B. P., Andersen, A. N., & Parr, C. L. (2016). The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703). doi: 10.1098/rstb.2015.0319
- Musso, C., de Macedo, M. A., Nunes Almeida, N., de Melo Rodrigues, D., Camargo, M. E. M. S., Pôrto, A. C. C. Q., & Miranda, H. S. (2019). *Andropogon gayanus* Kunth invasion in the Cerrado: from seed production to seedling establishment along roadsides. *Biological Invasions*, 21(5), 1683–1695. doi: 10.1007/s10530-019-01928-8
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. doi: 10.1038/35002501
- Noss, R. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355–364.
- Núñez, M. A., Barlow, J., Cadotte, M., Lucas, K., Newton, E., Pettorelli, N., & Stephens, P. A. (2019). Assessing the uneven global distribution of readership, submissions and publications in applied ecology: Obvious problems without obvious solutions. *Journal of Applied Ecology*, 56(1), 4–9. doi: 10.1111/1365-2664.13319
- Núñez, M. A., Chiufo, M. C., Pauchard, A., & Zenni, R. D. (2021). Making ecology really global. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(9), 766–769. doi: 10.1016/j.tree.2021.06.004
- Ogden, N. H., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M., Hui, C., Davies, S. J., Kumschick, S., ... Pulliam, J. R. C. (2019). Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. *Royal Society Open Science*, 6(3). doi: 10.1098/RSOS.181577
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... Wagner, H. (2016). *vegan: Community Ecology Package* (p. 285). p. 285.
- Parker, I., Simberloff, D., & Lonsdale, W. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19. doi: 10.1023/A:1010034312781
- Parr, C. L., Lehmann, C. E. R., Bond, W. J., Hoffmann, W. A., & Andersen, A. N. (2014). Tropical grassy biomes: Misunderstood, neglected, and under threat.

- Trends in Ecology and Evolution*, 29(4), 205–213. doi: 10.1016/j.tree.2014.02.004
- Pausas, J. G., & Bond, W. J. (2020). Alternative Biome States in Terrestrial Ecosystems. *Trends in Plant Science*, 25(3), 250–263. doi: 10.1016/J.TPLANTS.2019.11.003
- Pearse, I. S., Sofaer, H. R., Zaya, D. N., & Spyreas, G. (2019). *Non-native plants have greater impacts because of differing per-capita effects and nonlinear abundance-impact curves*. doi: 10.1111/ele.13284
- Pellegrini, A. F. A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Jumpponen, A., Brookshire, E. N. J., Caprio, A. C., ... Jackson, R. B. (2020). Repeated fire shifts carbon and nitrogen cycling by changing plant inputs and soil decomposition across ecosystems. *Ecological Monographs*, 90(4), e01409. doi: 10.1002/ECM.1409
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167–234. doi: 10.1071/BT12225
- Pilon, N. A. L., Cava, M. G. B., Hoffmann, W. A., Abreu, R. C. R., Fidelis, A., & Durigan, G. (2021). The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *Journal of Ecology*, 109(1), 154–166. doi: 10.1111/1365-2745.13456
- Pilon, N. A. L., Durigan, G., Rickenback, J., Pennington, R. T., Dexter, K. G., Hoffmann, W. A., ... Lehmann, C. E. R. (2021). Shade alters savanna grass layer structure and function along a gradient of canopy cover. *Journal of Vegetation Science*, 32(1), e12959. doi: 10.1111/jvs.12959
- Pivello, Vania Regina, & Coutinho, L. M. (1996). A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management*, 87(1–3), 127–138. doi: 10.1016/S0378-1127(96)03829-7
- Pivello, Vânia Regina, Shida, C. N., & Meirelles, S. T. (1999). Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8(9), 1281–1294. doi: 10.1023/A:1008933305857
- Pivello, Vânia Regina, Vieira, M. V., Grombone-Guaratini, M. T., & Matos, D. M. S. (2018). Thinking about super-dominant populations of native species – Examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 74–82. doi: 10.1016/J.PECON.2018.04.001
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Ingolf Kühn*, 15, 1511–1534. doi: 10.1111/brv.12627
- 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(5), 1725–1737. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x
- R Core Team. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.

Retrieved from <https://www.r-project.org>

- Ramirez-Yañez, L. E., Ortega-S, A., Brennan, L. A., & Rasmussen, G. A. (2007). Use of prescribed fire and cattle grazing to control GuineaGrass. In *Proceedings of the 23rd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Grassland and Shrubland Ecosystems* (pp. 240–245). Tallahassee (FL): Tall Timbers Research Station.
- Reed, H. E., Seastedt, T. R., & Blair, J. M. (2005). Ecological Consequences of C 4 Grass Invasion of a C 4 Grassland: a Dilemma for Management. *Ecological Applications*, 15(5), 1560–1569. doi: 10.1890/04-0407
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In *Cerrado: ecologia e flora* (Vol. 1, pp. 151–212). Embrapa Informação Tecnológica Brasília.
- Rodrigues, C. A. dos S. (2019). *Quantas vezes devemos queimar o Cerrado? O efeito da frequência do fogo em comunidades vegetais de campo sujo de Cerrado*. Universidade Estadual Paulista (UNESP).
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156–162.
- Rossiter-Rachor, N. A., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., Hutley, L. B., Cook, G. D., & Schmidt, S. (2009). Invasive *Andropogon gayanus* (gamba grass) is an ecosystem transformer of nitrogen relations in Australian savanna. *Ecological Applications*, 19(6), 1546–1560. doi: 10.1890/08-0265.1
- Rossiter, N. A., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., & Hutley, L. B. (2003). Testing the grass-fire cycle: Alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions*, 9(3), 169–176. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x
- Rossiter, N., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., Hutley, L., & Cook, G. (2004). Exotic grass invasion in the tropical savanna of northern Australia: ecosystem consequences. *Fourteenth Australian Weeds Conference*, pp. 168–171.
- Sampaio, A. B., Vieira, D. L. M., Cordeiro, A. O. D. O., Aquino, F. D. G., Sousa, A. D. P., Albuquerque, L. B. De, ... Ogata, R. (2015). *Guia de restauração do Cerrado Volume 1 - semeadura direta*. doi: 10.1007/s13398-014-0173-7.2
- Scalon, M. C., & Rossatto, D. R. (2021). Ground layer Cerrado plants sustain higher maximum photosynthetic rates after medium-term fire events. *Flora*, 285, 151962. doi: 10.1016/J.FLORA.2021.151962
- Sebastian, D. J., Nissen, S. J., & Rodrigues, J. D. S. (2016). Pre-emergence Control of Six Invasive Winter Annual Grasses with Imazapic and Indaziflam. *Invasive Plant Science and Management*, 9(4), 308–316. doi: 10.1614/IPSM-D-16-00045.1
- Setterfield, S. A., Rossiter-Rachor, N. A., Douglas, M. M., Wainger, L., Petty, A. M., Barrow, P., ... Ferdinands, K. B. (2013). Adding Fuel to the Fire: The Impacts of Non-Native Grass Invasion on Fire Management at a Regional Scale. *PLoS ONE*, 8(5), e59144. doi: 10.1371/journal.pone.0059144
- Shea, K., Kelly, D., Sheppard, A. W., & Woodburn, T. L. (2005). CONTEXT-

- DEPENDENT BIOLOGICAL CONTROL OF AN INVASIVE THISTLE. *Ecology*, 86(12), 3174–3181. doi: 10.1890/05-0195
- 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. doi: 10.1590/S0100-84042007000200016
- Silveira, F. A. O., Ordóñez-Parra, C. A., Moura, L. C., Schmidt, I. B., Andersen, A. N., Bond, W., ... Pennington, R. T. (2021). Biome Awareness Disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.14060
- Silveira Sartori, M. (2012). *Diversidade de comunidades bacterianas de solo de Cerrado em resposta a diferentes alterações dos ecossistemas*. 140.
- Simon, M. F., Grether, R., de Queiroz, L. P., Skema, C., Pennington, R. T., & Hughes, C. E. (2009). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(48), 20359–20364. doi: 10.1073/pnas.0903410106
- Smith, V. C., & Bradford, M. A. (2003). Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology*, 24(2), 197–203. doi: 10.1016/S0929-1393(03)00094-5
- Sofaer, H. R., Jarnevich, C. S., & Pearse, I. S. (2018). The relationship between invader abundance and impact. *Ecosphere*, 9(9). doi: 10.1002/ecs2.2415
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, Vol. 12. doi: 10.3390/RS12172735
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology and Evolution*, 1(4), 1–3. doi: 10.1038/s41559-017-0099
- Strayer, D. L. (2020). Non-native species have multiple abundance-impact curves. *Ecology and Evolution*. doi: 10.1002/ece3.6364
- Stringham, T. K., Krueger, W. C., & Shaver, P. L. (2003). State and transition modeling : An ecological approach. *Journal of Range Management*, 56(2), 106–113.
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(1), 46–53. doi: 10.1016/j.tree.2003.10.005
- Suding, K. N., & Hobbs, R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(5), 271–279. doi: 10.1016/j.tree.2008.11.012
- Sun, X., Gao, C., & Guo, L. D. (2013). Changes in arbuscular mycorrhizal fungus community along an exotic plant *Eupatorium adenophorum* invasion in a chinese

- secondary forest. *Journal of Microbiology* 2013 51:3, 51(3), 295–300. doi: 10.1007/S12275-013-3169-7
- Sutton, G. F., Canavan, K., Day, M. D., den Breeyen, A., Goolsby, J. A., Cristofaro, M., ... Paterson, I. D. (2019). Grasses as suitable targets for classical weed biological control. *BioControl*, 64(6), 605–622. doi: 10.1007/S10526-019-09968-8/TABLES/1
- Symstad, A. J., Buhl, D. A., & Swanson, D. J. (2021). Fire controls annual bromes in northern great plains grasslands—Up to a point. *Rangeland Ecology & Management*, 75, 17–28. doi: 10.1016/j.rama.2020.11.003
- Taylor, K. T., Maxwell, B. D., McWethy, D. B., Pauchard, A., Nuñez, M. A., & Whitlock, C. (2017). *Pinus contorta* invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire. *Ecology*, 98(3), 678–687. doi: 10.1002/ECY.1673
- Tererai, F., Gaertner, M., Jacobs, S. M., & Richardson, D. M. (2013). Eucalyptus invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. *Forest Ecology and Management*, 297, 84–93. doi: 10.1016/J.FORECO.2013.02.016
- Valle, C. B., Jank, L., & Resende, R. M. S. (2009). O melhoramento de forrageiras tropicais no Brasil. *Ceres*, 56(4), 460–472.
- Veldman, J. W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G. W., Le Stradic, S., Mahy, G., ... Bond, W. J. (2015). Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(3), 154–162. doi: 10.1890/140270
- Veldman, J. W., Overbeck, G. E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G. W., ... Bond, W. J. (2015). Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience*, 65(10), 1011–1018. doi: 10.1093/BIOSCI/BIV118
- Vila, M., Basnou, C., Pysek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., ... Hulme, P. E. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135–144. doi: 10.1890/080083
- Vila, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarosik, V., Maron, J. L., ... Pysek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14(7), 702–708. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x
- Walker, B. H. (1987). A general model of savanna structure and function. *IUBS MONOGR. SER.* 1987.
- Wickham, H. (2009). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. doi: <https://doi.org/10.1007/978-0-387-98141-3>
- Wikum, D. A., & Shanholtzer, G. F. (1978). Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management*, 2(4), 323–329. doi: 10.1007/BF01866672

- Wilke, C. O. (2019). *cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for "ggplot2."*
- Williams, D. G., & Baruch, Z. (2000). African grass invasion in the Americas: Ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions*, 2(2), 123–140. doi: 10.1023/A:1010040524588
- Wilsey, B. J., Daneshgar, P. P., Hofmockel, K., & Polley, H. W. (2014). Invaded grassland communities have altered stability-maintenance mechanisms but equal stability compared to native communities. *Ecology Letters*, 17(1), 92–100. doi: 10.1111/ele.12213
- Wilson Fernandes, G., Serra Coelho, M., Bomfim Machado, R., Eduardo Ferreira, M., Moura de Souza Aguiar, L., Dirzo, R., ... Rodrigues Lopes, C. (2016). *Afforestation of savannas: an impending ecological disaster*. doi: 10.1016/j.ncon.2016.08.002
- Wood, S. N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B*, 73(1), 3–36. doi: 10.7538/yzk.2014.48.11.1969
- Yokomizo, H., Possingham, H. P., Thomas, M. B., & Buckley, Y. M. (2009). Managing the impact of invasive species: the value of knowing the density-impact curve. *Ecological Applications*, 19(2), 376–386.
- Zanchetta, D., Delgado, J., Silva, C., Reis, C., Silva da Luca, E., Fernandes, F., ... Sawaya, R. (2006). *Plano de Manejo Integrado: Estações Ecológica e Experimental de Itirapina/SP* (1ª Revisão). São Paulo, Brazil: Instituto Florestal de São Paulo.
- Zanchi, F. B., Waterloo, M. J., Aguiar, L. J. G., von Randow, C., Kruijt, B., Cardoso, F. L., & Manzi, A. O. (2009). Estimativa do Índice de Área Foliar (IAF) e Biomassa em pastagem no estado de Rondônia, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(2), 335–347. doi: 10.1590/s0044-59672009000200012
- Zenni, R. D., Cunha, W. L., Musso, C., Souza, J. V., Nardoto, G. B., & Miranda, H. S. (2020). Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil-plant system after selective removal. *Functional Ecology*, 34(5), 1102–1112. doi: 10.1111/1365-2435.13524
- Zhang, C. B., Liu, W. L., Luo, B., Guan, M., Wang, J., Ge, Y., & Chang, J. (2020). *Spartina alterniflora* invasion impacts denitrifying community diversity and functioning in marsh soils. *Geoderma*, 375, 114456. doi: 10.1016/J.GEODERMA.2020.114456
- Ziller, S., Zenni, R., Souza Bastos, L., Possato Rossi, V., Wong, L., & Pagad, S. (2020). Global register of introduced and invasive species- Brazil. doi: <https://doi.org/10.15468/i0avrm>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo desta tese foi, utilizando como espécie modelo *Urochloa decumbens*, fornecer subsídios para o manejo de gramíneas exóticas invasoras em ecossistemas abertos de Cerrado. Visando a geração de informações que sejam facilmente aplicadas em campo, escolhemos estruturar nossa pesquisa considerando a abundância da invasora como uma variável indicadora do estado de degradação do sistema invadido. Dessa forma, conciliamos as teorias sobre invasões biológicas e restauração ecológica com a prática da ecologia aplicada no dia a dia, feita a partir de observações diretas em campo. Esperamos que nossos resultados influenciem o desenvolvimento de políticas públicas baseadas em evidências científicas para o manejo e restauração de ecossistemas abertos de Cerrado.

Sempre considerando a abundância da espécie exótica invasora como elemento central do estudo, organizamos a tese a partir de uma sequência linear de perguntas que correspondem aos três capítulos desenvolvidos. No primeiro capítulo, examinamos qual a relação entre a abundância da gramínea exótica invasora e as propriedades do sistema invadido; no segundo capítulo investigamos como a abundância da gramínea exótica invasora influencia o resultado de queimadas prescritas para seu controle; e no terceiro capítulo respondemos como a abundância da invasora relaciona-se com transformações (degradação e restauração) do sistema invadido por meio da elaboração de um modelo de estado-e-transição.

Nossos resultados corroboram os impactos negativos que gramíneas africanas exercem sobre as comunidades nativas de Cerrado, mas encontramos poucas evidências de que os processos ecossistêmicos estejam sendo alterados. Indo além do que outros trabalhos haviam demonstrado, porém, elucidamos como

esses impactos estão diretamente relacionados à abundância da invasora. Encontramos que os impactos da invasora nas comunidades nativas não aumentam de forma linear com sua abundância, implicando que pequenos aumentos de abundância da invasora podem acarretar grandes impactos.

Esta informação é crucial para o planejamento do manejo, pois é possível evitar que a invasora atinja níveis de abundância que resultem nos maiores impactos negativos para a comunidade nativa. Em relação à composição da comunidade, por exemplo, há uma diminuição na abundância de gramíneas nativas desde os níveis iniciais de invasão ($< 25\%$ cobertura pela invasora), mas o impacto na diversidade de espécies é amplificado em níveis intermediários de abundância da invasora ($50 \sim 75\%$ de cobertura pela invasora). Dessa forma, ainda que o impacto pareça pequeno quando a invasora está em baixas abundâncias, o manejo deve ser adotado tão rápido quanto possível para impedir que seus efeitos negativos se magnifiquem e causem a exclusão de espécies nativas.

Outra descoberta importante para fomentar o manejo dessas invasões é que a abundância da invasora modula o efeito do fogo nas propriedades do sistema invadido. Este resultado também tem importante aplicação prática, pois permite um melhor planejamento das ações de manejo em relação a seus objetivos, que são dependentes do contexto e podem variar desde a redução da abundância da invasora até a promoção de formas de crescimento específicas, como arbustos nativos. Entretanto, demonstramos também que queimadas prescritas são eficientes em atenuar os impactos da invasora sobre as comunidades nativas independentemente de sua abundância. Todavia, este favorecimento das espécies nativas dá-se de formas diferentes a depender da abundância da invasora, podendo acontecer por meio do aumento da riqueza de espécies ou da equitabilidade das

comunidades; ou por meio da redução da eficiência fotossintetizante da invasora. A partir desta informação, a execução de diferentes ações de manejo pode ser planejada para depois da realização das queimadas prescritas, visando promover ainda mais as espécies nativas em detrimento da invasora.

Por fim, a grande contribuição desta tese é o desenvolvimento de uma nova ferramenta, cientificamente embasada, para o planejamento e prática da restauração de ecossistemas abertos de Cerrado invadidos por gramíneas exóticas. Nosso modelo de estado-e-transição (Figura 1) demonstra as etapas da degradação dessas áreas ao longo do processo invasivo, destacando possibilidades para deter ou mesmo reverter esse processo. O ponto forte de nosso modelo é ser baseado na abundância da gramínea invasora, permitindo que uma avaliação em campo informe sobre a situação do sistema invadido e facilite a elaboração de um plano de manejo. Alternativamente a indicar ações de manejo específicas, apresentamos possíveis trajetórias de restauração que podem ser seguidas a depender dos interesses e possibilidades dos gestores em cada contexto. Recomendamos, porém, que as ações sejam tomadas o mais rápido possível pois, à medida que o tempo passa, a invasora aumenta em abundância, o sistema torna-se mais alterado e a restauração mais complexa. Assim, propomos que os gestores priorizem a manutenção do estado não-invadido (estado A) ao evitarem a primeira transição, qual seja o estabelecimento de populações viáveis da invasora. Além disso, propomos também que ações de manejo sejam priorizadas em áreas nas quais a invasora ainda esteja em níveis baixos de abundância (estado B), facilitando sua erradicação e a restauração do sistema não-invadido.

De forma mais ampla, esperamos que nosso modelo, para além de ser utilizado por gestores no manejo das gramíneas invasoras, seja também uma fonte

de inspiração para novos estudos científicos. Acreditamos que a ciência é construída de forma contínua e colaborativa: cada nova resposta traz consigo várias outras perguntas. E nesse processo dinâmico, esperamos que nosso modelo instigue perguntas e críticas que façam a ciência e a prática da ecologia avançarem ainda mais, criando alternativas para o enfrentamento dos desafios que a humanidade encontrará em decorrência das mudanças globais.

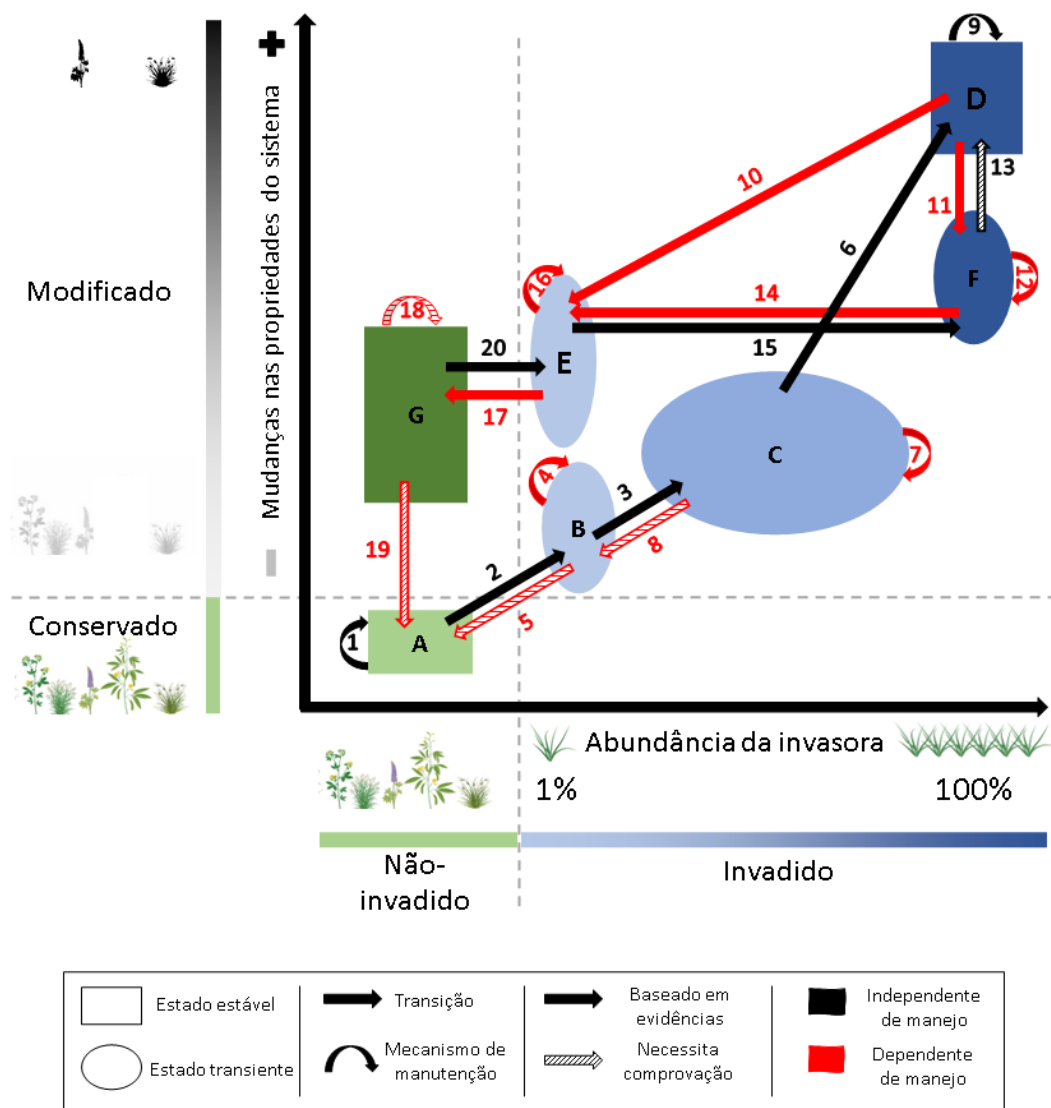


Figura 1. Modelo de estado-e-transição de savanas tropicais invadidas por gramíneas exóticas. O eixo x representa a abundância de gramíneas invasoras, que está relacionada às alterações das propriedades do sistema, representada no eixo y. Combinações dos dois eixos resultam em estados alternativos à medida que a invasão progride e ações de manejo são aplicadas.

Box 1. Lista de estados

Estado A: Estado não invadido estável; determinado por condições climáticas, propriedades do solo e ocorrência de queimadas naturais. Mantido por feedbacks negativos entre a vegetação e as propriedades abióticas do sistema.

Estado B: Estado invadido transiente. Representa o início de alterações nas propriedades do sistema, causadas por níveis iniciais de abundância da invasora (< 25% de cobertura). Estas alterações promovem a criação de feedbacks positivos que desestabilizam a comunidade, como entre a abundância da invasora e a cobertura por solo nu. Devido a estes feedbacks, este estado naturalmente progride para o estado C se não manejado.

Estado C: Estado transiente, resultante da Intensificação do processo de invasão. A invasora cobre entre 25% e 75% do solo e impacta mais propriedades do sistema, como a diversidade da comunidade. Feedbacks positivos desestabilizadores, entre a abundância da invasora e espécies nativas, promovem a transição deste estado ao estado D se o manejo não for adotado.

Estado D: Estado estável completamente dominado pela espécie invasora, que cobre mais de 90% da comunidade. Há transformações massivas de propriedades bióticas do sistema, como composição da comunidade vegetal e microbiota de solo associada. Devido ao estabelecimento de novos feedbacks negativos estruturadores, como modificações de regime de fogo e ciclos de nutrientes, este estado se mantém caso ações de manejo não sejam adotadas.

Estado E: Estado transiente caracterizado por níveis baixos de abundância da invasora (< 25%) porém níveis intermediários de alterações das propriedades do sistema. Este estado resulta da redução da abundância da invasora por meio de ações de manejo em estados muito invadidos (estados D, F). Devido a feedbacks positivos similares aos encontrados no estado B, este estado retorna ao estado D se não estabilizado por ações de manejo.

Estado F: Estado transiente resultante de ações de manejo em áreas totalmente invadidas (estado D). As ações de manejo objetivam a redução dos impactos da invasora ao invés de sua abundância. Tende a retornar ao estado D se não manejado continuamente devido à presença de feedbacks positivos.

Estado G: Estado não invadido resultante da erradicação da invasora em áreas onde sua abundância atingiu níveis altos (estados C e/ou F). Em tais abundâncias, a invasora pode ter promovido alterações irreversíveis nas propriedades do sistema, impossibilitando a restauração das condições anteriores à invasão (estado A). Sua estabilidade depende da criação de feedbacks negativos, como os encontrados no estado A, que aumentem sua resistência à novas invasões.

Box 2. Lista de transições

1: Mecanismos de automanutenção de savanas tropicais responsáveis por evitar a invasão por gramíneas exóticas, como a diversidade e a dinâmica natural do sistema.

2: Invasão bem-sucedida de savanas tropicais por gramíneas exóticas. Esta transição ocorre quando a invasora estabelece uma população viável em meio a vegetação nativa, causando alterações em propriedades do sistema como condições microclimáticas e afetando a abundância de espécies nativas.

3: Intensificação não-assistida do processo invasivo por meio do aumento da abundância da invasora. Esta transição resulta de posteriores alterações nas propriedades do sistema, como riqueza de espécies nativas e composição de comunidades.

4: Manutenção, por meio de ações de manejo, do estado transiente B, a partir da contenção da população da espécie invasora. Possíveis intervenções envolvem a prevenção da dispersão de sementes e/ou a remoção de novos indivíduos recrutados do banco de sementes. As ações de manejo devem ser aplicadas anualmente para garantir a contenção da população ao longo do tempo.

5: Erradicação da invasão em sistemas nos quais a abundância da invasora seja baixa (< 25% de cobertura). Somente pode ser atingida pela morte de todos os indivíduos estabelecidos e depleção do banco de sementes da invasora. Estas intervenções podem ser executadas simultaneamente ou sequencialmente; após a garantia do sucesso de suas ações, o sistema torna-se resiliente e nenhuma ação adicional é necessária. O sistema restaurado permanece no estado A até a ocorrência de uma nova invasão.

6: Intensificação do processo invasivo. O aumento não-assistido da abundância da invasora resulta em transformações massivas das comunidades nativas e de processos do ecossistema, como produtividade primária, regimes de distúrbio e ciclos biogeoquímicos; e possivelmente, impactos em níveis tróficos mais altos através da alimentação por animais.

7: Similarmente à transição 4, estes mecanismos de estabilização resultam da aplicação de ações de manejo delineadas para limitar o crescimento da população da invasora. Ações de manejo devem ser aplicadas periodicamente (a cada um ou dois anos) para manter o sistema no estado C.

8: Transição resultante de ações de manejo objetivando a supressão da invasora de níveis intermediários (25 ~ 75% de cobertura) para níveis baixos de abundância (< 25%). A supressão da invasora deve ser atingida pela remoção de indivíduos estabelecidos, combinada ou não a ações que evitem o estabelecimento de novos indivíduos. Dado o sucesso em suprimir a invasora, ações de manejo devem ser aplicadas somente uma vez. Entretanto, outras ações de manejo aplicadas ao estado B (transições 4 ou 5) serão necessárias para evitar que o sistema progrida para o estado D.

9: Novos mecanismos de feedback, como hierarquias de competição modificadas e regimes de distúrbio alterados mantem o sistema no estado D. Ações de manejo são necessárias para promover transições em direção a estados menos impactados pela invasora, como os estados E ou F.

10: Transição resultante da supressão da invasora em áreas totalmente invadidas. Apesar da redução da abundância da invasora, a restauração de condições anteriores à invasão, como estrutura da comunidade e composição química do solo podem não ser mais viáveis em virtude dos impactos massivos já causados pela invasora. Dado sucesso em suprimir a invasora, ações de manejo podem ser aplicadas somente uma vez. Entretanto, o manejo do estado E (transições 16 e 17) será necessário para prevenir o sistema de retornar ao estado D.

11: Transição resultante da atenuação dos impactos negativos da invasora sobre espécies nativas, sem redução de sua abundância, entretanto. Dado o sucesso em reduzir os impactos da invasora, ações de manejo podem ser aplicadas somente uma vez. Entretanto, o manejo do estado F (transições 12 e 14) será necessário para prevenir o sistema de retornar ao estado D.

12: Manutenção do estado transiente F pela execução de ações de manejo destinadas a atenuar os impactos negativos da invasora. Monitoramento do sistema a longo-prazo é necessária para prevenir possíveis degradações resultantes da aplicação continuada de ações de manejo.

13: Transição não-assistida do estado transiente F de volta ao estado degradado estável D a partir da cessação do manejo. Sem a atenuação de impactos, a invasora volta a causar impactos negativos no sistema.

14: Similarmente à transição 10, esta transição depende da implementação de ações de manejo para a redução da abundância da invasora. A trajetória entre os estados D-E que passa pelo estado F representa a associação do manejo para a redução dos impactos negativos da invasora (transição 11) com outras técnicas direcionadas à sua supressão. Esta transição resulta de esforços de manejo pontuais, porém o manejo do estado E (transições 16 e 17) será necessário para evitar que o sistema retorne ao estado D.

15: Transição resultante do aumento não-assistido da abundância da invasora na ausência de ações de manejo que estabilizem o sistema no estado E.

16: Similarmente aos mecanismos de automanutenção dependentes de manejo aplicados no estado B (transição 4) e C (transição 7), ações de manejo para conter a população da invasora devem ser aplicadas para a estabilização do estado E. Ações de manejo devem ser aplicadas periodicamente (a cada um ou dois anos) para garantir que não haja um incremento populacional da invasora.

17: Erradicação da invasão a partir de um estado com baixa abundância da invasora, mas no qual as propriedades do sistema já foram alteradas pela anterior dominância da invasora. Diferentemente da transição 5, esta erradicação não resulta na restauração de condições anteriores à invasão, dado o legado da invasora após sua erradicação. Ações de manejo necessárias para promover esta transição estão relacionadas à restauração da comunidade nativa (transição 17) e dos mecanismos de feedback que estabilizam o estado não-invadido (transição 18)., Dado o sucesso em erradicar a espécie invasora, ações de manejo devem ser aplicadas somente uma vez.

18: Manutenção, por meio de ações de manejo, do estado G não invadido. A anterior dominância da espécie invasora deixa legados no sistema, ensejando o monitoramento da necessidade de ações adicionais de restauração visando o aumento da resiliência deste estado. Caso sejam necessárias, ações de restauração podem envolver a manipulação de condições abióticas, como conteúdo mineral do solo, e a reintrodução de espécies nativas localmente excluídas pela invasora. Temporalmente, as ações de restauração podem ser tanto pontuais ou periódicas (a cada ano) dependendo do reestabelecimento de mecanismos de automanutenção responsáveis por incrementar a resistência da comunidade a novas invasões.

19: Restauração de condições anteriores à invasão a partir de um sistema não-invadido, porém alterado pela prévia dominância da invasora. Somente pode ser alcançado a partir da eliminação do legado da invasora após sua erradicação, incluindo banco de sementes e fontes de sementes vizinhas. Apesar de teoricamente possível, esta transição é potencialmente impossível na prática, dada a complexidade de sistemas ecológicos.

20: Re-invasão de uma área onde a invasora foi erradicada após atingir uma alta abundância. A re-invasão pode ser facilitada pela falha em garantir a estabilidade do estado G por meio de ações de manejo direcionadas a aumentar sua resiliência.