UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB

IG/ IB/ IQ/ FACE-ECO/ CDS

CURSO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS

CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS E RESTAURAÇÃO VIA SEMEADURA DIRETA NA FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA

BRUNO RAPÔSO DE OLIVEIRA DE ARAUJO

JOUBERT DE OLIVEIRA JÚNIO

BRASÍLIA – DF

DEZEMBRO/2018

BRUNO RAPÔSO DE OLIVEIRA DE ARAUJO

JOUBERT DE OLIVEIRA JÚNIO

CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS E RESTAURAÇÃO VIA SEMEADURA DIRETA NA FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção de grau de bacharel em Ciências Ambientais, sob orientação da professora Dra. Isabel Belloni Schmidt.

BRASÍLIA – DF

DEZEMBRO/2018

ARAUJO, Bruno Rapôso de Oliveira de; OLIVEIRA JÚNIO, Joubert de

Controle de espécies exóticas e restauração via semeadura direta na Floresta Nacional de Brasília

Orientação: Dra. Isabel Belloni Schmidt.

51 páginas.

Projeto final em ciências ambientais – Consórcio IG/ IB/ IQ/ FACE-ECO/ CDS – Universidade de Brasília.

Brasília – DF, 2018.

1. Espécie Exótica Invasora - 2. Semeadura Direta - 3. Herbicida - 4. Cerrado.

CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS E RESTAURAÇÃO VIA SEMEADURA DIRETA NA FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA

Bruno Rapôso de Oliveira de Araujo

Joubert de Oliveira Júnio

Profa. Orientadora: Dra. Isabel Belloni Schmidt

Brasília-DF, 06 de dezembro de 2018.

BANCA EXAMINADORA

_____

Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt (Orientadora)

Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília

_____

Prof. Dr. Luciano Soares da Cunha (Avaliador)

Instituto de Geociências da Universidade de Brasília

AGRADECIMENTOS

Eu, Bruno Rapôso de Oliveira de Araujo:

Agradeço a minha mãe, Joselice, e ao meu pai, Marcelo, que sempre me apoiaram e me incentivaram a continuar buscando o que eu sempre sonhei, me proporcionando uma ótima educação e sempre estando ao meu lado.

À minha noiva Caroline, que me acompanha em todos os momentos e me ajudou no que precisei para alcançar meus objetivos.

À minha irmã, Marcela, e aos meus amigos que fizeram essa jornada ser mais leve, alegre e confortável.

À Isabel Belloni Schmidt, que aceitou de bom grado ser nossa orientadora ajudando-nos com muita competência, dedicação e paciência compartilhando de seus incríveis conhecimentos.

Ao Joubert, companheiro de monografia, pelos semestres que trabalhamos juntos até chegar nessa etapa final da graduação em Ciências Ambientais.

Agradecimento especial à Mestranda Amanda Andrade que nos aceitou para fazermos parte de seu projeto de pesquisa possibilitando a elaboração de nosso trabalho.

Eu, Joubert de Oliveira Júnio:

Agradeço minha mãe, Ana, que apesar de todos os perrengues sempre foi amorosa e alegre e nunca me deixou desistir, insistindo em minha educação.

Às minhas irmãs caçulas, Raíssa e Samira, por serem companheiras, dividindo bons e maus momentos, me apoiando sempre.

A minha companheira, Aline, que com todo amor puxava minha orelha ao me desviar dos meus sonhos, tendo paciência em todo esse processo e me mostrando que eu podia mais.

A Universidade de Brasília, que de maneiras misteriosas tornou tudo isso possível, e a meus colegas e amigos, com os quais compartilhei angustias e deleites do ambiente universitário.

A 'santa' Isabel, que mesmo com pouco espaço para manobras aceitou o desafio de nos orientar, nos questionando e ensinando constantemente, obrigado.

Ao Bruno, pela indispensável ajuda na monografia e nas disciplinas que nos levaram até esse momento. Valeu Bruno!

E um agradecimento especial a Amanda Andrada, por aceitar a ajuda de dois forasteiros em seu projeto de mestrado, foram aprendizados incríveis.

PREFÁCIO

Eu, Bruno Rapôso de Oliveira de Araujo:

Durante a graduação em Ciências Ambientais meu interesse por manejo e restauração de unidades de conservação foi de grande interesse, e durante o curso aprendi a importância do Cerrado com sua vasta diversidade e sua necessidade de conservação. Portanto a motivação para elaboração do trabalho foi com foco no aprendizado em métodos de restauração do Cerrado.

Eu, Joubert de Oliveira Júnio:

Sempre fui muito ligado a natureza, passando boa parte da minha infância ao ar livre ou me aventurando em pequenos trechos de Cerrado, e já apreciava o bioma mesmo antes de saber que toda aquela diversidade tinha um nome. Foi somente durante minha graduação em Ciências Ambientais que descobri o quão rico e ameaçado é o bioma. E ao decorrer do curso meu interesse sobre seu funcionamento, abundância e conservação só aumentou, o que de certo modo me motivando a realizar essa pesquisa.

RESUMO

A ocorrência de gramíneas exóticas invasoras (GEI), especialmente africanas, representa uma importante barreira à restauração de áreas degradadas no Cerrado. Em áreas florestais, o controle de gramíneas exóticas pode ser feito por sombreamento, gerado pelo rápido crescimento de espécies arbóreas. No entanto, em áreas savânicas e campestres do Cerrado, as espécies lenhosas tem crescimento lento da parte aérea, o que inviabiliza o sombreamento rápido de GEI. Adicionalmente, espécies herbáceas, inclusive gramíneas nativas são características destes ambientes e são sensíveis a sombreamento. Técnicas de restauração ecológica via semeadura direta com espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas no Cerrado tem se mostrado efetivas para estabelecer espécies nativas em áreas de restauração, no entanto, a dominância de GEI continua a representar uma barreira à restauração destas áreas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes formas de preparos de solo e uso de controle químico por herbicida seletivo no controle de GEI, em processo de restauração ecológica por semeadura direta de espécies nativas na Área III da Floresta Nacional de Brasília. A área em restauração tem cerca de 50 hectares, onde foram demarcadas 24 parcelas de 20 x 20m em áreas submetidas a quatro tratamentos. Os tratamentos testados foram: (I) não gradeado (II) gradeado (III) gradeado em área total e (IV) aplicação de herbicida. Dentro de cada parcela a cobertura do solo foi amostrada em dois transectos de 20 metros pelo método do ponto, que consiste em utilizar uma haste fina, inserida verticalmente ao nível do solo com três intervalos (0-0,5m, 0,5-1m, >1m) e em seguida registradas as espécies tocadas pela haste. Os pontos amostrais foram coletados em intervalo de 10cm totalizando 400 pontos por parcela. As plantas amostradas foram agrupadas em grupos funcionais (Gramíneas invasoras e espécies nativas) e a ocorrência destes grupos funcionais foram comparadas entre tratamentos. Usando o programa Rstudio foi feita análise ANOVA de dois fatores e posteriormente feito o teste te Tukey. Em todas as parcelas não tratadas com herbicida (H0) a ocorrência de GEI nos pontos amostrais ficou acima de 70% não sendo significativamente afetada pelo preparo do solo ($F=0.21$, $p>0.8$). As parcelas com herbicida (H1) tiveram significativa redução de GEI com ocorrência abaixo de 30% nos pontos amostrais. A ocorrência de espécies nativas nas parcelas H0 e H1 foram semelhantes, com ocorrência acima de 54% nos pontos amostrais, porém não sendo significativamente afetada pelo preparo do solo ($F=1.65$, $p>0.2$), pela aplicação de herbicida e na interação entre os dois fatores ($F=0.41$, $p>0.6$). A ocorrência de GEI morta ficou abaixo de 30% nas parcelas H0 e acima de 60% nas parcelas H1 nos pontos amostrais, sendo significativamente afetada tanto pelo preparo do solo ($F=10.55$, $p<0.009$) quanto pela aplicação de herbicida ($F=37.32$, $p<0.0001$). A aplicação do herbicida seletivo Haloxifop-methyl mostrou-se eficiente no controle de gramíneas exóticas e a semeadura direta é um método capaz de facilitar a reintrodução de espécies nativas anteriormente retiradas do sistema.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 12
1.1 O bioma Cerrado 12
1.2 Espécies exóticas invasoras e o processo de invasão biológica 12
1.3 Gramíneas exóticas invasoras (GEI) 18
1.4 Impactos da introdução de espécies exóticas 19
1.5 Restauração ecológica 21
1.6 Métodos de restauração ambiental 22
2 OBJETIVO GERAL 26
2.1 Objetivos Específicos 26
3 MATERIAIS E MÉTODOS 27
3.1 Área de estudo 27
3.2 Modelo amostral 36
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 39
5 CONCLUSÃO 45
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estrutura da invasão biológica. As setas com contorno amarelo descrevem o movimento das espécies/populações ao longo da estrutura de invasão em relação às barreiras, e os códigos alfanuméricos associados às setas referem-se à categorização destas em relação ao estágio de invasão (Tabela 1). 14

Figura 2. Crescimento populacional em função do tempo em invasões biológicas.. 18

Figura 3. Danos causados ao meristema pela ação de herbicidas inibidores da ACCase em gramíneas. 23

Figura 4. Delimitação da área da Floresta Nacional de Brasília. 28

Figura 5. Área experimental e talhões que receberam os preparos NG, G e T 29

Figura 6. Visão aérea dos talhões NG, G e T. Jan/2018..... 30

Figura 7. (a) entrelinhas após gradeamento e (b) aplicação mecanizada de herbicida seletivo nas linhas de plantio. Dez/2017. 31

Figura 8. Preparo da muvuca de sementes para semeadura direta. Jan/2018..... 33

Figura 9. Ação de semeadura direta mecanizada em área total (T). Jan/2018. 34

Figura 10. Distribuição das 24 parcelas amostrais de cobertura de solo e densidade de indivíduos..... 36

Figura 11. Esquema do método dos pontos utilizado em campo. 37

Figura 12. Uso de haste na coleta dos dados amostrais..... 38

Figura 13. Cobertura do solo com alta ocorrência de GEI em (a) mai/2018 e (b) abri/2018. 39

Figura 14. Ocorrência de GEI (%) nos pontos amostrais entre os tratamentos NG, G e T em H0 e H1. 40

Figura 15. Entrelinhas gradeados e capim-braquiária sem aplicação de herbicida (a) e com aplicação de herbicida (b) em dez/2017. 40

Figura 16. Ocorrência de espécies nativas (%) nos pontos amostrais nos tratamentos NG, G e T em H0 e H1. 41

Figura 17. Estabelecimento de subarbustos nativos (*L. aurea*, *V. polyanthes* e *Stylosanthes. ssp*.) e espécies arbóreas nativas, (1) *Senna alata*, (2) *Enterolobium contortisiliquum*, (3) *Mimosa claussenii*, (4) *Anacardium occidentale* e (5) Hymenaea stigonocarpa em T H1. Mar/2018. 42

Figura 18. Parcelas com (a) plantio de mudas e semeadura direta, e(b) regeneração natural e semeadura direta em (a) abr/2018 e (b) mar/2018 43

Figura 19. Ocorrência de palha (%) nos pontos amostrais entre os tratamentos NG, G e T em H0 e H1. 44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Esquema de categorização das espécies/populações na estrutura da invasão biológica..... 14

Tabela 2. Atividades realizadas nos talhões (NG, G e T) entre novembro de 2014 e março de 2018.. 32

Tabela 3. Espécies semeadas no plantio de 2018 na FLONA de Brasília. A quantidade apresentada de cada espécie representa a média em kg do total semeado em cada hectare. Dados de N de sementes por kg obtidos da literatura..... 35

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACCase: Enzima acetil-Co-A carboxilase.

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

CBD: Convention on Biological Diversity (Convenção sobre Diversidade Biológica).

EEI: Espécies exóticas invasoras.

FLONA de Brasília: Floresta Nacional de Brasília.

G: Tratamento gradeado.

GDF: Governo do Distrito Federal.

GEI: Gramíneas Exóticas Invasoras.

GISP: The Global Invasive Species Programme (O Programa Global de Espécies Invasoras).

H0: Parcelas sem aplicação de herbicida.

H1: Parcelas com aplicação de herbicida.

IUCN: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais).

MMA: Ministério do Meio Ambiente.

NAS: National Academy of Sciences (Academia Nacional de Ciências).

NG: Tratamento não gradeado.

RA: Regiões Administrativas.

UCs: Unidades de Conservação.

SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.

T: Tratamento em área total.

1 INTRODUÇÃO

1.1 O bioma Cerrado

O Cerrado é considerado um hotspot de biodiversidade, e berço de nascentes de bacias de importância nacional. Pouco se conhece sobre a relação dos processos ecológicos e sua diversidade biológica, e menos ainda, sobre as consequências da interferência e consequente desequilíbrio causado pelo Homem (Klink e Machado, 2005). A extensa transformação antrópica do Cerrado vem potencializando o efeito de perda de biodiversidade, especialmente em áreas protegidas. Pequenas em número e concentradas em poucas regiões (MMA, 2017), existem no Cerrado 388 Unidades de Conservação (UCs), o que equivale a 8,3% do bioma, desse número, 106 estão no Distrito Federal (Brasil, 2017; Santos, 2018).

Gramíneas de origem africana foram introduzidas no Brasil, especialmente com fins comerciais, e se espalharam por áreas naturais, deslocando espécies nativas graças à sua agressividade e ao seu grande poder competitivo (Martins, Leite e Haridasan, 2004). A invasão por gramíneas exóticas em UCs no Cerrado, dificulta a sobrevivência e recrutamento de plantas do estrato rasteiro, arbustivo e arbóreo, sendo um obstáculo para sua recuperação (Sampaio *et al.*, 2015).

1.2 Espécies exóticas invasoras e o processo de invasão biológica

Entende-se como espécie exótica, uma espécie introduzida pela ação humana de forma intencional ou acidental, em áreas fora de sua distribuição natural (passada ou atual) com potencial de dispersão e inclui quaisquer partes, gametas ou propágulos que possam sobreviver e subsequentemente se reproduzir (Delariva e Agostinho, 1999; CBD, 2002). De maneira oposta, espécies nativas são aquelas dentro de seus limites ambientais de distribuição natural (Ziller e Zalba, 2007). As espécies intranacionais movidas entre ecossistemas são tão exóticas quanto aquelas oriundas de outros países, e apresentam elevado potencial de risco e dano (Ziller e Zalba, 2007). De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD, 2002) espécies introduzidas são aquelas que apresentam população reduzida e reprodução esporádica, espécies estabelecidas formam população autossustentável e se mantém contida geograficamente, já as espécies invasoras avançam sobre ecossistemas naturais ou seminaturais, nos quais não haviam populações anteriormente estabelecidas, causando impactos econômicos, sociais ou ambientais.

Nem sempre essas espécies afetam negativamente o meio que foram introduzidas, estima-se que 10% das espécies introduzidas se estabeleçam e destas, apenas 10% se tornam numerosas o suficiente e capazes de converter-se em espécies problemáticas (Holdgate, 1986; Williamson e Brown, 1986). Espécies exóticas invasoras (EEI) são as que causam impactos negativos, em que sua introdução e/ou dispersão ameaçam a diversidade biológica de sua área introduzida (IUCN, 2000). É estimado que, 480.000 espécies exóticas foram introduzidas em ecossistemas ao redor do globo, dados para o Brasil, registram a entrada de 543 espécies exóticas (MMA, 2006).

O processo de invasão biológica consiste em uma série de etapas: transporte e introdução, estabelecimento, dispersão e a integração da espécie na comunidade (Williamson e Fitter, 1996a; Vermeij, 1996; National Academy of Sciences, 2002; Blackburn et al., 2011). Para cada uma dessas etapas a espécie precisa superar barreiras ambientais, naturais ou artificiais, como barreira geográfica, outras espécies (Vermeij, 1991), capacidade de reprodução, disponibilidade de recursos, sobrevivência e ter condições bióticas e abióticas favoráveis para o processo completo de invasão, caso algum desses estágios seja suficiente para impedir que a espécie se estabeleça o processo de invasão não ocorre (Figura 1). Não existe uma característica em comum entre as espécies invasoras para garantir sucesso de invasão em toda localidade, contudo, uma elevada capacidade reprodutiva, fácil dispersão e estabelecimento costumam estar relacionados (Holdgate, 1986; Brighenti e Oliveira, 2011; Sampaio e Schmidt, 2013).

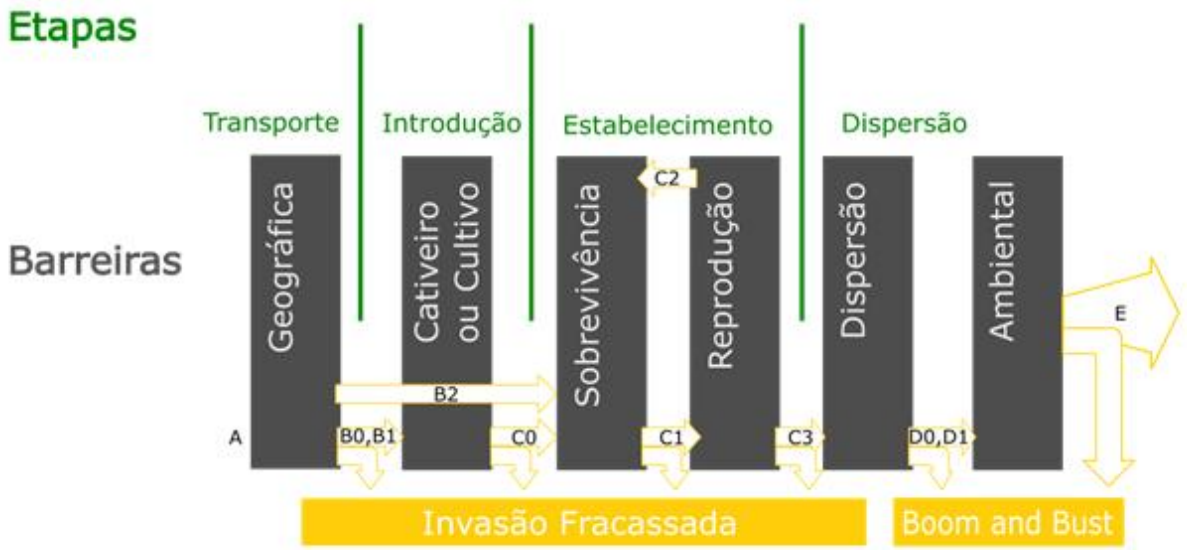

Figura 1. Estrutura da invasão biológica. As setas com contorno amarelo descrevem o movimento das espécies/populações ao longo da estrutura de invasão em relação às barreiras, e os códigos alfanuméricos associados às setas referem-se à categorização destas em relação ao estágio de invasão (Tabela 1).
Fonte: Adaptado de Blackburn et al., (2011).

Tabela 1. Esquema de categorização das espécies/populações na estrutura da invasão biológica. (Adaptado de Blackburn et al.,2011).

Estágio	Definição
A	Indivíduos não transportada além de seus limites naturais
B0	Indivíduos transportados além de seus limites naturais, em cativeiro ou quarentena
B1	Indivíduos transportados além de seus limites naturais, em cultivo
B2	Indivíduos transportados além de seus limites naturais, e liberados diretamente no ambiente
C0	Indivíduos liberados localmente no ambiente, mas incapazes de sobreviver
C1	Indivíduos sobrevivem localmente, incapazes de se reproduzir
C2	Indivíduos selvagens sobrevivem localmente, ocorre reprodução, a população não é autossustentável
C3	Indivíduos selvagens sobrevivem localmente, ocorre reprodução e sua população é autossustentável
D0	População autossustentável, com indivíduos sobrevivendo a uma distância significativa do ponto original de introdução
D1	População autossustentável, com indivíduos sobrevivendo e se reproduzindo a uma distância significativa do ponto original de introdução
E	Espécies totalmente invasora, com indivíduos se dispersando, sobrevivendo e se reproduzindo em múltiplos locais através de um maior ou menor espectro de habitats e extensão de ocorrência

Quando as barreiras que limitavam a área de distribuição de uma espécies são superadas e ela é introduzida em um novo ambiente, temos três cenários: ela não sobrevive, ela se estabelece e se mantém localmente, ou se torna invasora (Ziller e Zalba, 2007). A invasão biológica é caracterizada por uma grande vantagem competitiva de uma espécie invasora em relação às espécies locais, após o desaparecimento de barreiras naturais a sua proliferação, com rápida dispersão e estabelecimento em novas áreas no ecossistema receptor no qual ela pode ser tornar uma população dominante (Valéry et al., 2008).

Com o advento da agricultura e a sedentarização do Homem, teve início o processo de transporte de espécies dos mais diversos táxons para além de suas barreiras naturais, transpassando suas distribuições originais (Delariva e Agostinho, 1999). Tal processo tomou escala mundial após o início das grandes navegações ao redor do globo no século XVI. Deste então, espécies são transportadas por motivos variados, com ênfase na produção de alimentos, paisagismo e comércio de animais de estimação ou até mesmo para fins ambientais (Leão et al., 2011; Sampaio e Schmidt, 2013). As vias através das quais o translado ocorre são intituladas de rotas de dispersão (pathways) e a maneira ou material pelo qual ocorre esse transporte são conhecidos como vetores (Matthews, 2005). Não apenas de modo intencional, espécies podem ser transportadas sem intenção direta ou acidentalmente, a exemplo, pelo deslocamento de embarcações, aeronaves e veículos terrestres (Sampaio e Schmidt, 2013), podendo tais vetores servir de abrigo ou trampolim para a introdução dessas espécies (Vermeij, 1996).

A transferência de espécies entre diversas regiões do globo vem crescendo, de forma diversificada e acentuada, com distintos processos na pré-história, na expansão colonial, durante a revolução verde e a revolução industrial, e com a atual globalização econômica (Delariva e Agostinho, 1999; Wittenberg e Cock, 2001; Sampaio e Schmidt, 2013). De modo geral, o número total de plantas introduzidas é superior ao de animais, o que pode ser explicado parcialmente pelo fato de que a introdução de espécies animais (especialmente espécies de vertebrados) demanda uma intervenção humana intencional de maior grau (Vitousek et al., 1996). Historicamente, a introdução de plantas terrestres passou por diferentes fases e processos. Teve início com o descolamento de tribos nômades. Posteriormente, deslocou-se para novas áreas com os povos agrícolas a medida que suas populações aumentavam e culminou com o estabelecimento de pequenas cidades e rotas comerciais (Delariva e Agostinho, 1999). Com a descoberta das Américas pelos europeus, grandes trocas de flora ocorreram entre os continentes, tendo como principais agentes os franceses, portugueses, espanhóis, holandeses e ingleses, deste modo, podemos associar a supressão da vegetação nativa pela introdução de plantas de cultivo à era colonial (Delariva e Agostinho, 1999). Os efeitos da colonização, devido a duração e sua extensão, foram intensos nos trópicos da Ásia, quando comparados aos efeitos da América Latina e regiões tropicais africanas, embora consideráveis. Neste mesmo período, jardins botânicos na Europa

foram responsáveis pela dispersão de inúmeras espécies ornamentais, medicinais e/ou estudos científicos (Delariva e Agostinho, 1999).

Em sua maioria, as introduções de espécies vegetais concentram-se nos grupos das angiospermas e coníferas. A nível de família, têm destaque as Asteraceae, Fabaceae e Poaceae (Delariva e Agostinho, 1999). As angiospermas apresentam maior abundância e representa a proporção de 1193:6218 entre monocotiledôneas e dicotiledôneas (Delariva e Agostinho, 1999). Nas gimnospermas, as famílias de maior impacto são a Pinaceae, com 20 espécies de *Pinus* ssp., de um total de 32, e Cupressaceae, com 15 espécies. A nível de gênero temos: *Cyperus* com 81 espécies e *Euphorbia* com 80, *Solanum* (66), *Poligonum* (62), *Panicum* (57), *Ipomoea* (57) e *Acacia* (53). Outro gênero de interesse comercial são o das espécies de Eucaliptus, sendo largamente utilizados em projetos de reflorestamento em partes do globo, como na Espanha e no Brasil (Delariva e Agostinho, 1999). Em uma lista contendo 18 espécies consideradas daninhas no mundo, 10 destas são gramíneas e muitas delas tropicais (Delariva e Agostinho, 1999): *Cyperus rotundus*, *Cynodon dactylon*, *Echinochloa crusgalli*, *Chenopodium album*, *Digitaria sanguinalis*, *Convolvulus arvensis*, *Echinochloa colonum*, *Eleusine indica*, *Sorghum halapense*, *Imperata cylindrica*, *Eichhornia crasspes*, *Portulaca oleracea*, *Avena fatua*, *Amaranthus hydribus*, *Amaranthus spinosus*, *Cyperus esculentus*, *Paspalum conjugatum* e *Rottboellia exaltata*.

No Brasil, a maior parte das espécies cultivadas foi introduzida pelos colonizadores e posteriormente por imigrantes. Sendo responsáveis pela difusão de diversas espécies, dentre elas, algumas de importância econômica para o país, como o café (*Coffea* spp.), a soja (*Glycine max*) o milho (*Zea mays*) e o trigo (*Triticum* spp.). Além das espécies agrícolas, é considerável a introdução de cunho ornamental, constituindo parte da flora que adorna jardins de casas e centros urbanos (Lorenzi e Souza, 2001). Uma série de espécies de gramíneas C4 de origem africana foram introduzidas do Brasil e ao redor do globo com o objetivo de dar suporte a pecuária, pelo fornecimento de pasto novo ou mesmo para a recuperação de pasto degradado por seca ou sobre-pastoreio (Matthews, 2005; Parsons, 1972). Mesmo antes de sua introdução para formação de pastagens, forrageiras africanas já haviam sido desatentamente introduzidas no continente Americano, com suas sementes diminutos sendo transportadas com outros produtos importados. Deste modo, considera-se que a introdução do capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq. e capim-angola (*Urochloa mutica* (Forsk.) Stapf) em ilhas do Caribe e Brasil tenha ocorrido em 1684, por meio de navios negreiros (Matthews, 2005). De maneira análoga, presume-se que a chegada do capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv) em terras brasileiras ocorreu no século XIX (Carmona e Martins, 2010).

Uma população estabelecida é aquela capaz de se autossustentar por meio da reprodução local e recrutamento, podendo expandir a área de dispersão da região doadora ou até a substituir (Vermeij, 1996). Alguns aspectos do ecossistema receptor podem influenciar o processo de invasão, tais como, a

presença ou não de potenciais hospedeiros, competição, predação e parasitismo, correspondência climática (Pyšek, 1998), alteração no uso do solo (Vitousek et al., 1996) e história de invasão, relacionando-se a hipótese de que biotas com diversidade reduzida, pela exploração ou extinção, tornam ser mais suscetíveis a invasões biológicas (Vermeij, 1991). A exemplo, ecossistemas anteriormente modificados por invasões, tendem a estar suscetíveis à novas invasões, mudanças no regime do fogo, levam a introdução de EEI, que por sua vez intensificam tais mudanças, promovendo/viabilizando o aumento da intensidade e frequência das chamas e novas invasões (D'Antonio e Vitousek, 1992). Locais com presença humana ativa e solos férteis, favorecem o estabelecimento de invasoras (Williamson e Fitter, 1996b). Tais características, além do histórico de invasão da espécie em outras regiões, são uma potencial ferramenta de predição (Holdgate, 1986; Vermeij, 1996). Vermeij (1996) relata que fatores muitas vezes não apontados podem apresentar relevância, a exemplo, a baixa produtividade ou restrição de acesso a recursos em novos ambientes, implicando em baixas taxas reprodutivas e lento progresso do invasor, podendo o estabelecimento da EEI ser interrompido.

Em sua chegada (Figura 2), a espécie pode apresentar uma população reduzida, e ser dependente da pressão de propágulos e da capacidade da biota receptora em resistir a invasão para se estabelecer (Vermeij, 1996). Ademais, indícios em invasões tanto marinhas quanto terrestres indicam que as espécies invasoras rapidamente estabelecem interações com hospedeiros ou parasitas locais, expondo-se a novos controles populacionais e regimes seletivos (Vermeij, 1996). No entanto, é possível que doenças transportadas pelas espécies invasoras sejam um forte mecanismo de sucesso competitivo na biota receptora (Warner, 1968). Williamson e Brown (1986) afirmam que espécies exóticas podem ter seu sucesso atrelado a falta de predadores em novos ambientes, nichos vazios e habitats perturbados, sendo este um momento oportuno para gestores controlarem as populações invasoras.

Estudos feitos com Pinus ssp. indicam três variáveis biológicas associadas a invasividade; massa média das sementes, período juvenil e grande produção de sementes Em geral, espécies que possuem sementes diminutas são mais prolíferas (Brighenti e Oliveira, 2011). Invasões de planta, em sua maioria, ocorrem em habitats humanos e/ou perturbados, no qual recursos limitantes estão disponíveis, tornando espécies r-estrategistas boas invasoras (Hobbs, 1991; Rejmánek e Richardson, 1996). Em sua maioria, EEI provém de ambientes altamente competitivos, , e tem alto potencial reprodutivo em comparação as espécies nativas do ambiente receptor (Vermeij, 1991).

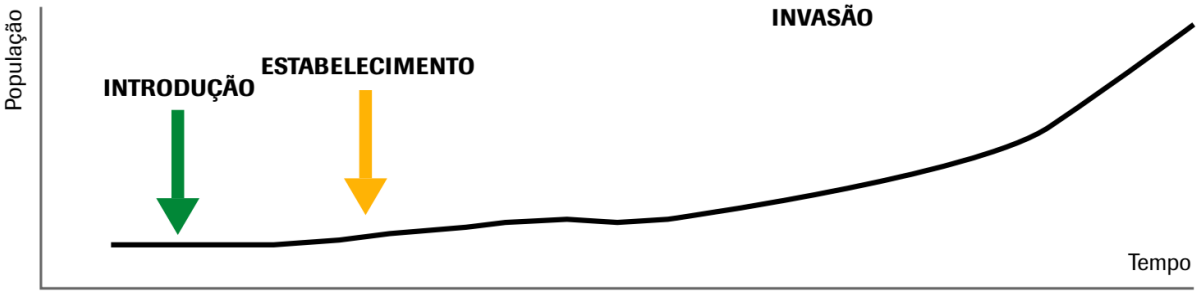

Figura 2. Crescimento populacional em função do tempo em invasões biológicas.
Fonte: Ziller e Zalba, (2007).

Given (1994, apud Pivello et al., 1999) classifica as plantas invasoras em três categorias: (1) as que se beneficiam de práticas de manejo de plantio, e estão restritas a ambientes urbanos e agrícolas; (2) aquelas que ocupam sítios perturbados, degradados ou abandonados, e são marginais as áreas naturais (contudo, é comum que as espécies originais não consigam se restabelecer após a chegada das invasoras, tornando o local um núcleo de colonização de áreas não perturbados; e (3) aquelas introduzidas com fins econômicos e que escaparam do controle humano, sendo agressivas e capazes de se dispersar por extensas áreas (naturais ou perturbadas). E possivelmente, gramíneas africanas no Cerrado pertencem a 3ª categoria.

1.3 Gramíneas exóticas invasoras (GEI)

Sobre a relação entre o uso do solo e a invasão por gramíneas, espécies da África e Eurásia se propagam por ecossistemas áridos e semiáridos nas Américas, e Oceania, com aumento da frequência e intensidade dos incêndios (Cox et al., 1988; Vitousek et al., 1996), bem como em florestas tropicais secas, tornando se um grande obstáculo para a recuperação de ambientes degradados (D'Antonio e Vitousek, 1992). *Andropogon gayanus* Kunth e *Urochloa decumbes* (Stapf) R. D. Webster, juntamente com invasoras causadoras de impacto na região neotropical como *M. minutiflora*, *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf e *U. mutica*, são citadas como invasoras na Austrália tropical (Lonsdale, 1994). Outro exemplo é *Pennisetum setaceum* (Forsk) Chiov., inicialmente usada para ornar áreas urbanas nos EUA, espalhou-se por ambientes naturais áridos e ilhas havaianas, intensificando o ciclo de queima (Williams, Mack e Black, 1995). Pivello e Norton (1996) em entrevista a 26 pesquisadores e gestores de UCs nos estados de Goiás e São Paulo, elencou as GEI como o maior desafio para a conservação, em particular *M. minutiflora*. Em torno de 40 milhões de hectares de savanas tropicais nativas foram convertidas em pastagens na Colômbia, Venezuela e no Brasil (Fisher et al., 1994).

Gramíneas africanas adaptadas as condições de savana, e que se expandiram a partir de áreas plantadas, em parte pela abertura de comunidades nativas pelo fogo e desmatamento, se estabelecendo inicialmente em bordas, vias ou áreas perturbadas (Pivello, Shida e Meirelles, 1999; Williams e Baruch, 2000). Sendo as principais invasoras de áreas agrícolas, pastagens e reservas naturais do bioma Cerrado (Klink, 1994), com destaque para o *A. gayanus* , *U. decumbens*, *H. rufa*, *M. minutiflora* e *P. maximum* (Klink, 1994; Parsons, 1972; Pivello, Shida e Meirelles, 1999; Thomas e Andrade, 1984).

O sucesso de invasão de gramíneas africanas é em parte, associado a sua tolerância a solos ácidos distróficos, característicos da América Tropical (Rao et al., 1993) e ao sobrepastejo (Klink, 1994), mas algumas espécies se mostram pouco tolerantes a estresse hídrico (Williams e Baruch, 2000). Também possuem maior capacidade fotossintética, maior alocação de biomassa aérea, e eficiência no uso de nitrogênio (Bilbao e Medina, 1990). Adicionalmente, produzem mais sementes, com maiores e igualmente aceleradas taxas de germinação (Klink, 1996). Outro facilitador a sua disseminação é a intensa fragmentação dos ambientes de cerrado, sendo condicionado a manchas naturais cercadas por pastagens e culturas agrícolas (Pivello, Shida e Meirelles, 1999). Dentre suas fitofisionomias, ecossistemas de campo cerrado e campo sujo são os mais susceptíveis a invasões, pois são naturalmente abertos, permitindo maior incidência solar no estrato herbáceo (Pivello et al., 1999).

1.4 Impactos da introdução de espécies exóticas

Mais de 120.000 espécies exóticas foram introduzidas nos Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, Índia, África do Sul e Brasil, tornando-se invasoras e prejudiciais aos ecossistemas aos quais foram inseridas, afetando a saúde pública pela introdução de novos patógenos, riquezas humanas, estruturas ecossistêmicas, e a manutenção da biodiversidade nativa, pela alteração no regime de fogo e a diminuição da disponibilidade de água e nutrientes (D'Antonio e Vitousek, 1992; Vitousek et al., 1996). Tais impactos geram um custo de US$ 366 bilhões por ano no mundo, e ultrapassa US$ 100 bilhões no Brasil. Valores atribuídos a extinção de espécies, perda da biodiversidade, serviços ecossistêmicos e beleza cênica (Pimentel et al., 2001). Espécies exóticas podem afetar plantações, pastagens e florestas comerciais, por um custo anual de milhões de dólares em investimentos perdidos e esforços de controle (Vitousek et al., 1996). A conversão de florestas nativas em pastagens e o estabelecimento de gramíneas africanas podem alterar de forma significativa o balanço hídrico de ecossistemas e bacias hidrográficas, em função das mudanças estruturais na vegetação, e os impactos estão diretamente ligados a intensidade e extensão das áreas modificadas em pastagem (Williams e Baruch, 2000). A transformação de florestas tropicas secas e úmidas em pastagens aumenta o escoamento superficial, eleva a temperatura local e diminui a evapotranspiração (Maass, 1995), e são

potenciais fontes de emissão de gases de efeito estufa, como o óxido nitroso (N_2O), a medida que sua expansão está associada ao aumento do uso de insumos agrícolas nitrogenados (Matson e Vitousek, 1990; Williams e Baruch, 2000) Tais modificações climáticas locais, tendo em vista as extensas áreas convertidas (100 x 10^6 ha) tem efeito potencialmente regional e global (Williams e Baruch, 2000). A fauna também pode ser afetada pelas plantas invasoras, principalmente através da substituição de espécies vegetais que lhes serviam como fonte alimentar ou por modificação dos seus habitats (Pivello, 2011) As invasões biológicas são grande ameaça a conservação da diversidade, causando modificações nos sistemas ecológicos (Heywood, 1989 apud Lonsdale, 1999; D'Antonio e Vitousek, 1992b; Gurevitch e Padilla, 2004;). Proporcionalmente, espécies não nativas podem representar até 20% do total de espécies e em ilhas esse número pode chegar a 50% (Vitousek et al., 1996). Estudos indicam que a extinção de espécies causada por EEI é comum em ilhas oceânicas e ambientes lacustres, e raro em mares ou ambientes continentais (Vitousek et al., 1996). Acredita-se que os dados nesses ambientes são subestimados, sendo frequente a restrição do alcance ecológico das espécies nativas pelas invasoras (Vermeij, 1996). Reduções no tamanho populacional de espécies nativas, associadas a restrições ecológicas causada pela invasão biológica podem contribuir para à extinção destas populações de maneira indireta (Vermeij, 1991). Considerando apenas espécies de plantas, a Austrália, o Canadá e os Estados Unidos abrigam, atualmente, mais de 1.500 espécies não nativas, países europeus possuem centenas de espécies introduzidos e a África do Sul sozinho suporta cerca de 800 EEI (Vitousek et al., 1996). Gramíneas africanas tem potencial de afetar a estabilidade e funções ecossistêmicas por meio de, alterações na produtividade primaria e estrutura trófica, alteração do microclima, consumo e disponibilidade de nutrientes, aumento da frequência e intensidade do fogo e modificação das interações interespecíficas (Williams e Baruch, 2000). A matéria orgânica seca deixada por gramíneas africanas ao final da estação seca facilita a combustão e aumenta a intensidade de incêndios, de modo que, nitrogênio e enxofre volatizem de forma acentuado em savanas dominadas por gramíneas africanas em comparação a savanas não africanas (Bilbão, 1995).

A intervenção humana no combate às espécies invasoras é fundamental para mitigar os danos causados, experiências internacionais mostram que evitar novas introduções é a estratégia mais eficiente (Ziller e Zalba, 2007). Os custos envolvidos na prevenção são menores e apresentam melhores chances de resolução do problema, já que, os custos de controle crescem com o passar do tempo e podem tornar a erradicação impossível em avançados estágios de invasão (Leão et al., 2011). Enquanto que o custo para combater as espécies invasoras em ambientes novos é significantemente alto, e quanto melhor entendermos sob seus processos mais eficazes serão os esforços para mitigar e reduzir as ameaças, sendo de grande importância investir na prevenção de sua introdução, evitando perdas socioeconômicas e na biodiversidade (Gurevitch e Padilla, 2004).

1.5 Restauração ecológica

O Brasil adota alguns mecanismos de controle de EEI, um exemplo é o decreto federal nº 24.114/1934 que dispõe sobre questões fitossanitárias, e inclui, regulamentações de controle à entrada de espécies nocivas as culturas nacionais. A portaria do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) nº 93/1998 cria normas relacionadas a importação e exportação de espécies vivas, produtos e subprodutos da fauna silvestre brasileira e exótica; a Portaria IBAMA nº 145/1998 normatiza a introdução, reintrodução e transferência de habitat para peixes, crustáceos, moluscos e macrófitas aquáticas para fins de aquicultura. A instrução normativa IBAMA nº 03/1999 define critérios para o licenciamento ambiental de atividade que envolvem manejo de fauna silvestre exótica em cativeiro. A instrução normativa IBAMA nº 141/2006 regulamenta o controle sobre espécies nocivas que habitam áreas urbanas aproveitando-se de recursos disponibilizados pelo meio antropizado.

A lei de crimes ambientais, Lei nº 9.605/1998 e o Decreto Federal nº 6.514/2008 criam sansões para a introdução de espécimes animais no país sem parecer técnico oficial com licença para introdução por autoridade competente. A lei Federal nº 9.985/2000 institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) que reforça as proibições a respeito da introdução de espécies exóticas em UCs (Sampaio e Schmidt, 2013; Spear et al., 2013) .O SNUC estipula normas e critérios para criação, implantação e gestão das UCs, sendo definida como: “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção;” estas áreas não estão imunes a invasões e ocorrência de espécies exóticas, em regiões de todo mundo a registro de espécies invasoras em UCs incluindo o Brasil (Sampaio e Schmidt, 2013; Spear et al., 2013).

A resolução CONABIO n.º 05/2009 Dispõe acerca da estratégia nacional sobre EEI, “considerando se à complexidade dessa temática, as EEI envolvem uma agenda bastante ampla, com ações intersetoriais, interinstitucionais e multidisciplinares, em que ações de prevenção, erradicação, controle e monitoramento são fundamentais e exigem o envolvimento e a convergência de esforços dos diferentes órgãos dos governos federal, estadual e municipal envolvidos no tema, além do setor privado e organizações não-governamentais;”. As principais EEI em UCs são gramíneas e espécies arbóreas dos gêneros *Eucalypitus* e *Pinus* (Pivello, 2011; Sampaio e Schmidt, 2013), porém ainda não há informações suficientes para o eficiente controle de EEI em UCs, sendo pouco sistematizado e relacionados a espécies que causam danos específicos e muito evidentes (Leão et al., 2011).

1.6 Métodos de restauração ambiental

A remoção das GEI do ambiente a ser recuperado se faz necessária, desta forma o recrutamento proveniente do banco de sementes e a reprodução vegetativa são reduzidos e a recolonização por espécies nativas é favorecida (Vidra, Shear e Stucky, 2007), mas a escolha de técnicas adequadas para seu controle em UCs é um desafio (Pivello, Shida e Meirelles, 1999), especialmente pela escassez de estudos científicos que fundamentem aplicações de técnicas em diferentes contextos (Mendonça et al., 2008). Tecnicamente, GEI parecem apresentar resistência a maioria dos tratamentos mecânicos, pois rebrotam e emergem (banco de sementes) com maior vigor (Pivello e Norton, 1996; Garcez Neto et al., 2002). O controle biológico é menos agressivo, mas moroso e capaz de ocasionar danos a espécies não-alvo (Pivello, Shida e Meirelles, 1999), em Poaceae os estudos são incipientes, mas mostram resultados em outras famílias (Cactaceae, Asteraceae e Mimosaceae) (McFadyen, 2000; Muniappan, Reddy e Raman, 2009). Tratamentos químicos com uso de herbicidas são vistos com restrições pela comunidade cientifica e órgãos ambientais, contudo apresentam resultados significativos (Durigan et al., 1999). Ademais, compartilham características morfogênicas e estruturais com espécies nativas (Cerrado), de maneira que seu controle e o método escolhido pode ser danoso à parcela da flora local (Bond e Parr, 2010; Hoffmann, Orthen e Franco, 2004).

O controle químico consiste na utilização de compostos químicos denominados herbicidas, que atuam sob os processos bioquímicos e fisiológicos vegetais, levando o indivíduo a morte ou restrições de crescimento irremediáveis. (Constantin, 2011). Para o controle de gramíneas invasoras, os herbicidas seletivos para monocotiledôneas são os mais indicados, apresentando maior toxidade para determinadas plantas em função das: (i) características do herbicida, (ii) método de aplicação e (iii) características da planta (Burke et al., 2006; Oliveira Jr e Inoue, 2011). Herbicidas compostos por fluazifop-p-butil[1], haloxifop-methyl[1] e sethoxydim[2], pertencentes aos grupos químicos ariloxifenoxipropionato (fop[1]) e ciclohexanodiona (dims[2]) são frequentemente utilizados em condições de pós-emergência por aplicação foliar (Kells, Meggitt e Penner, 1986; Marques, Rodella e Martins, 2011; Ustarroz et al., 2017). Fop’s e dim’s agem de forma a inibir a enzima ACCase (Acetil Co-A Carboxilase), encontrada em cloroplastos e tecidos meristemáticos - especialmente na base de folhas jovens em crescimento (Roman et al., 2005) – sendo responsável pela biossíntese de lipídios (Marques, Rodella e Martins, 2011). A ACCase é componente essencial para a formação da membrana celular e sua inibição causa a paralisação do crescimento da parte aérea e raízes em algumas horas, levando o indivíduo a morte entre uma e três semanas após sua aplicação (Ferreira, Silva e Ferreira, 2005; Stephenson et al., 2006; Oliveira Jr, 2011;).

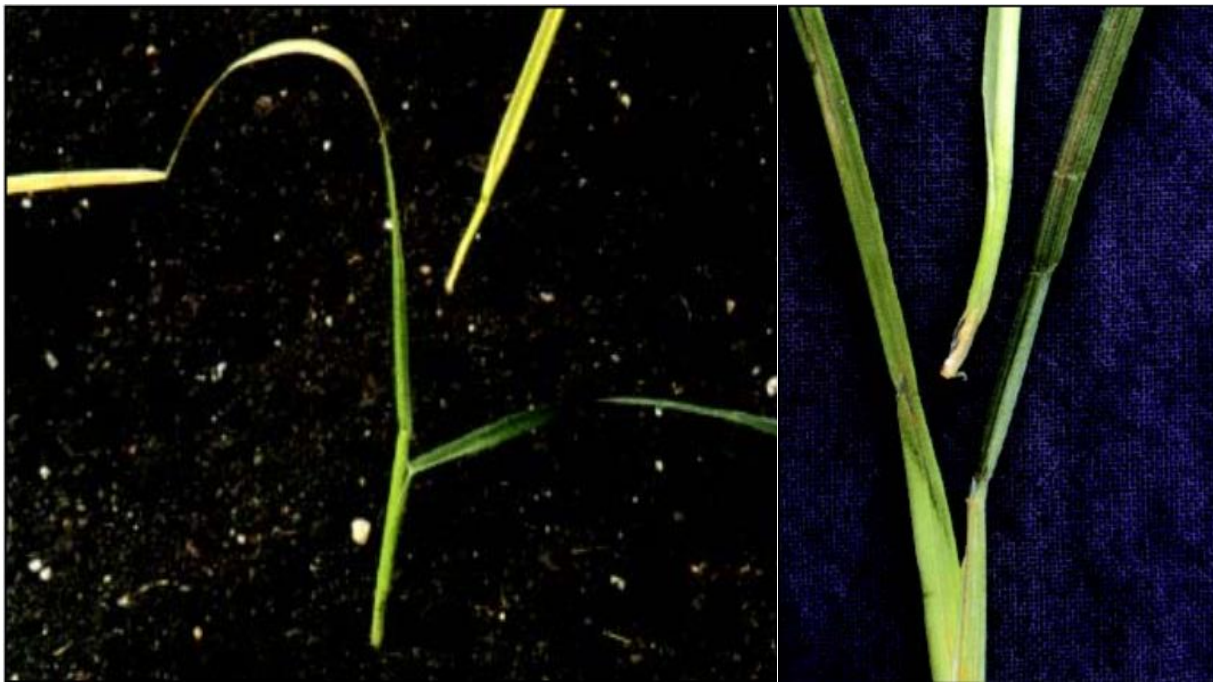

Figura 3. Danos causados ao meristema pela ação de herbicidas inibidores da ACCase em gramíneas.
Fonte: Roman et al, (2005).

Os compostos ativos fops e dims são ácidos fracos de baixa solubilidade em água e são rapidamente degradados no solo, inclusive em latossolos (Matallo et al., 2004) por ação de microrganismos e fotodegradação sobre as folhas, e não sofrem volatilização, minimizando a lixiviação e a contaminação da água (Kells, Meggitt e Penner, 1986; Roman et al., 2005). Sua aplicação é indicada ao final da tarde e uma boa cobertura foliar é indispensável para garantir sua absorção, além disso a morfologia foliar das gramíneas contribui para sua eficácia, pelo fato de que as gotículas tendem a escorrer e se acumularem em sua base, local onde o herbicida é mais efetivo (Roman et al., 2005). Barroso et al., (2010) encontrou bons resultados ao utilizar haloxifop-methyl para o controle de *U. decumbens* em alta infestação (15 plantas por metro, 1-2 perfilhos por planta), alcançando 96% de controle aos 44 dias após a aplicação. O uso de herbicidas não seletivos pode causar danos a espécies não-alvo, como subarbustos e árvores (Mantoani, Dias e Torezan, 2016). Durigan et al., (1999) fazendo uso de glifosato (não seletivo) para controle de *Urochloa* spp. em antigo campo sujo transformado em pastagem, observou um favorecimento da regeneração da vegetação lenhosa.

Nas últimas décadas, a extensiva atividade agropecuária realizada no Cerrado vem lhe causando impactos, seja pela disseminação de GEI, mudanças na cobertura do solo, regime do fogo, alteração hídrica ou no ciclo de nutrientes (Klink e Machado, 2005). Este cenário, levou pesquisadores, a examinar os desafios relacionados a conservação do bioma, buscando informações e estratégias para sua

preservação, de modo a assegurar a manutenção da savana mais floristicamente rica do mundo (da Silva e Bates, 2002; Klink e Machado, 2005; Mendonça et al., 2008;). Entretanto uma das técnicas mais difundida é a utilização de espécies florestais para a recuperação de áreas degradadas, sendo utilizadas espécies de rápido crescimento e baixo custo (Sousa, 2016; Pellizzaro et al., 2017). Sano et al. (2008) estima que apenas 32% das áreas de Cerrado compreendam formações florestais, desta forma, uma recuperação executada de maneira incorreta ameaça o bioma, podendo ser prejudicial a biodiversidade, modificando os sistemas hídricos e as dinâmicas populacionais (Veldman et al., 2015).

É característica das fitofisionomias campestres e savânicas do Cerrado a coexistência entre espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas, e para sua restauração é recomendado reintroduzir todos esses grupos funcionais (Mendonça et al., 2008). Para se recuperar efetivamente grandes áreas de Cerrado devem-se compreender os mecanismos de propagação e estabelecimento de espécies em condição de campo (Ratter, Ribeiro e Bridgewater, 1997). A semeadura direta é um método amplamente utilizado para restauração (Schmidt et al., 2018), inclusive no Brasil (Campos-Filho et al., 2013) e no Cerrado (Pellizzaro et al., 2017).

A semeadura direta consiste em depositar sementes de diversas espécies nativas em grande quantidade (Muvuca de sementes) selecionando as melhores espécies, com isso as plantas germinam e se desenvolvem nas condições do local de plantio. É importante que seja ocupado o máximo possível do solo para assegurar a estabilidade do sistema, pois nem todas germinam, sendo normal que ocorra uma mortalidade inicial, garantindo alta densidade vegetal. O método é indicado para áreas que foram degradadas por pastagem com elevada presença de gramineas exóticas invasoras (Sampaio et al., 2015). Antes do preparo do solo à queima controlada tem como função o controle da biomassa de gramineas exóticas invasoras e limpeza da área (Martins et al., 2011). A preparação adequada do solo deve ser realizada pelos processos de aragem (revolvimento do solo entre 0,25 e 0,50cm) e gradagem (destorroamento e nivelamento do solo) sendo necessário mais de um processo para inicialmente descompactar o solo, eliminar algumas GEI e posteriormente nivela-lo (Tormena et al., 2004; Campos-Filho et al., 2013;). A aragem quebra as raízes das gramineas exóticas auxiliando no controle dessas plantas, e revolve as primeiras camadas do solo para reduzir a germinação pelo banco de sementes, para posterior deposição das sementes nativas (Sampaio et al., 2015). Deve ser levado em consideração a sazonalidade, pois uma semeadura realizada no início da estação chuvosa pode aumentar as chances de sucessos, maximizando o primeiro período de crescimento, permitindo melhor enraizamento das plantas e acumulo de maiores quantidades de nutrientes e recursos necessários para sobreviver ao período da seca (Escobar, Silveira e Morellato, 2018).

Um fator a ser levado em consideração no processo de restauração ecológica é a heterogeinidade dos ambientes naturais (Palmer e Dixon, 1990). As áreas a serem recuperadas têm caracteristicas

singulares devido ao seu histórico de distúrbios e fatores ecólogicos e ambientais, sendo diretamente relacionados a sua biodiversidade, e mante-la é um dos objetivos do método de restauração ecológica (Pellizzaro et al., 2017). O processo facilita a entrada de sementes de espécies nativas que vieram de localidades vizinhas por meio de dispersão (Engel e Parrotta, 2001). Não obstante, a escolha das espécies a serem utilizadas no processo de restauração é importante devido as variação de ambiente, sendo necessário o conhecimento ecofisiológico das espécies para o seu sucesso (Le Bourlegat et al., 2013; Silva et al., 2015). Essa seleção influencia a trajetória dos parâmetros ecológicos futuros, resultando em melhoria nas propriedades ecológicas, estagnação ou retorno ao estado degradado que a área já se encontrava (Rodrigues et al., 2009). A quantidade de sementes a semear também é importante na trajetória pois quando se tem alta densidade de semeadura pode-se gerar competição entre as espéices, aumentando a mortalidade (Burton et al., 2006). Em baixa densidade a população pode não se estabelecer e não ser suficiente para cobrir a maior área possível do solo, o que pode ocasionar em retorno das gramíneas exóticas invasoras (Pellizzaro et al., 2017).

2 OBJETIVO GERAL

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes preparos de solo e uso de controle químico por herbicida seletivo, e o uso da técnica de semeadura direta sobre a recuperação da vegetação nativa e controle de espécies exóticas invasoras na Área III da Floresta Nacional de Brasília.

2.1 Objetivos Específicos

(i) Quantificar a abundância e distribuição das GEI e espécies nativas;

(ii) Avaliar o efeito dos preparos de solo sobre a ocorrência de GEI e espécies nativas;

(iii) Avaliar o efeito do controle químico sobre a ocorrência de GEI e espécies nativas;

(iv) Analisar o estabelecimento de espécies nativas por semeadura direta em área em processo de restauração.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O presente trabalho foi conduzido na Floresta Nacional de Brasília (FLONA de Brasília) (Figura 4), na cidade de Brasília, Distrito Federal (DF) (15°40´12.4´´S;48°13´48.7´´W). Criada por meio de Decreto Presidencial em 10 de junho de 1999, tem área total de 9.346 ha, dividida em quatro glebas (Áreas I, II, III e IV) separadas geograficamente. A Área I está nos limites da Região Administrativa (RA) de Vicente Pires - DF, e a Área II encontra-se nas RAs de Taguatinga e Brazlândia - DF, e possuem 3.353 e 996 ha, respectivamente. As Áreas III e IV localizam-se na RA de Brazlândia – DF, com respectivos, 3.071 e 1.925 ha. As Áreas II e III possuem ocupações anteriores à criação da UC. As Áreas I, III e IV estão inseridas na APA Bacia do Rio Descoberto (GDF, 2016; ICMBIO, 2016). O estudo foi realizado no Área III da FLONA de Brasília. Sua implementação teve por objetivo a criação de um cinturão verde que assegurasse a preservação dos mananciais da região e do Parque Nacional de Brasília (ICMBIO, 2016).

A FLONA de Brasília possui diversas fitofisionomias, como mata de galeria, campo úmido e campo sujo, campo limpo, campo de murundus e cerrado stricto sensu, além de plantios de pinus e eucalipto anteriores a criação da UC (ICMBIO, 2016). O clima de acordo com a classificação de Koppen é Aw, com estação seca no inverno, e Cwa, indicando inverno seco e verão quente com temperaturas médias entre 22ºC e 24ºC. Em julho, no período de inverno com média de 16,42ºC, e em outubro, época de maior temperatura com média de 26,68ºC. A média anual de precipitação na área é de 1123mm, com seca intensa entre os meses de junho e agosto e entre outubro e abril, concentrando 80% da precipitação (ICMBIO, 2016; Peel, Finlayson e McMahon, 2007). A Área III encontra-se entre 1000 e 1120 m, tem padrão de relevo suave ondulado a plano (Soares-Neto et al, 2013 apud ICMBIO, 2016) com latossolos vermelho-amarelo e vermelho, ambos distróficos (Reatto et al., 2004). A vegetação predominante é de cerrado senso stricto, atualmente em meio à talhões de eucaliptos e pinus, pastos abandonados e áreas em recuperação induzida (ICMBIO, 2016) As principais GEI encontradas na área de estudo são *U. decumbens* e *A. gayanus*. A integridade da UC está comprometida pelos processos de ocupação e mudança no uso de solo, e a restauração de áreas degradadas pode contribuir para a conservação da biodiversidade e auxiliar a infiltração de água no solo (ICMBIO, 2016).

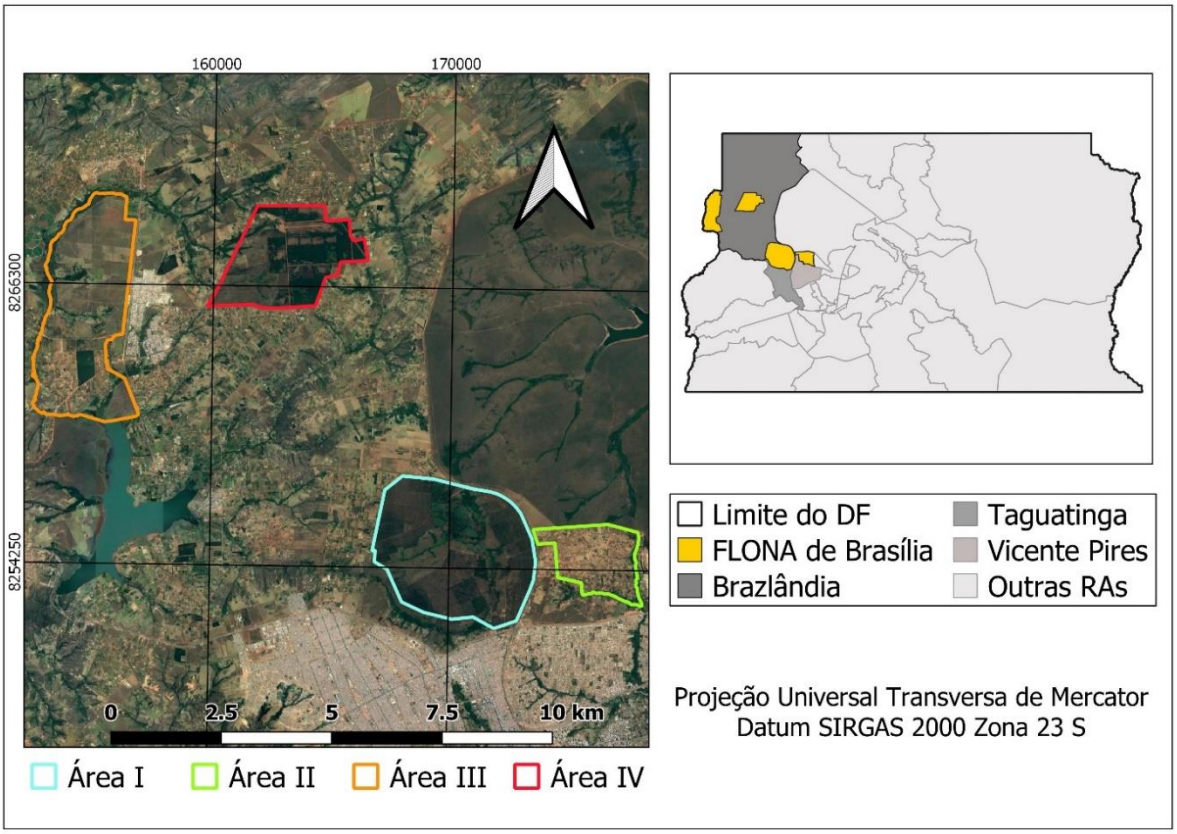

Figura 4. Delimitação da área da Floresta Nacional de Brasília.
Fonte: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e Secretaria de Estado de Gestão do Território e Habitação (SEGETH), 2018.

Teve início no ano de 2014 as ações referentes a compensação florestal de atividades da Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal – TERRACAP, pela prestadora de serviços Geológica Consultoria Ambiental em uma área de 3 talhões de aproximadamente 109 ha, a área experimental está inserida neste contexto e tem aproximadamente 50 ha, ambas localizadas na Área III da FLONA de Brasília. Para o preparo do solo houve gradagem em área total e posterior plantio de 556.741 mudas em linha, entre os meses de novembro de 2014 e janeiro e 2015. Ao longo do ano de 2015 foi realizada periódica roçagem mecanizada entre linhas e observada alta mortalidade de mudas. Entre dezembro do mesmo ano e janeiro de 2016, houve, em função da mortalidade encontrada, gradagem e subsolagem de demarcação das entrelinhas e plantio de 40 mil mudas de espécies nativas do Cerrado, porém se constatou novamente grande taxa de mortalidade de mudas, sendo proposto o método de semeadura direta para o período chuvoso de 2016/2017, juntamente com o replantio de 136.000 mudas.

Com vistas a testar a eficácia de diferentes ações, foram implementados, na área experimental durante a estação chuvosa de 2016/2017, três tratamentos de solo (Figura 5 e 6) e dois de herbicida, HO (sem aplicação) e H1 (com aplicação). O tratamento não gradeado (NG 1 e 2) foi arado nas entrelinhas

em abril de 2017 e gradeado em julho e dezembro de 2017, com a primeira aplicação de herbicida sendo realizado em agosto de 2017. O tratamento gradeado (G 1 e 2) recebeu três gradagens durante abril, julho e dezembro de 2017, com aplicação de herbicida neste mesmo mês. O tratamento área total (T 1 e 2) passou por aragem em área total durante julho de 2017 e gradagem em área total nos meses de dezembro de 2017 e janeiro de 2018, com aplicação de herbicida apenas em março de 2018, enquanto os demais tratamentos recebiam sua segunda aplicação.

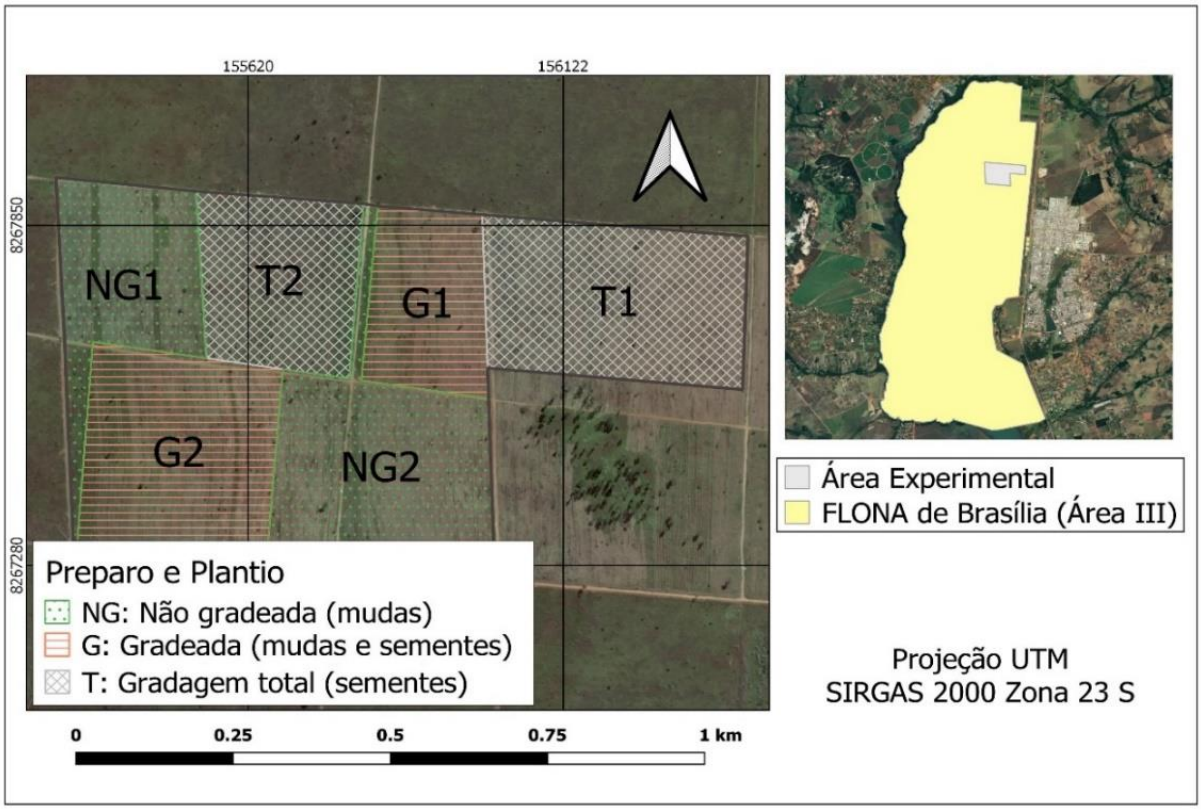

Figura 5. Área experimental e talhões que receberam os preparos NG, G e T.
Fonte: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Geológica consultoria ambiental, adaptado, 2018.

Figura 6. Visão aérea dos talhões NG, G e T. Jan/2018.
Fonte: Geológica consultoria ambiental.

Em dezembro de 2017, devido a intensa rebrota e emergência de GEI, foi reiniciado o processo de gradagem nas entrelinhas e aplicação de herbicida seletivo haloxifop-methyl nas linhas de plantio (Figura 7) das áreas G e NG e gradagem em área total nas áreas T, a dosagem do herbicida foi de 0,5 L/ha, preparado na proporção de 150 litros de calda por hectare. A pulverização foi direcionada apenas na linha de plantio nas áreas NG e G. Foi utilizado um tanque de 400 litros e barra de aplicação de 1,5 metros de comprimento com três bicos tipo laque, posicionados a cada 0,5 metros, evitando a sobreposição, a aplicação foi feita dentro das linhas, não sendo possível realizar a gradagem em razão do plantio de mudas e semeadura em linha.

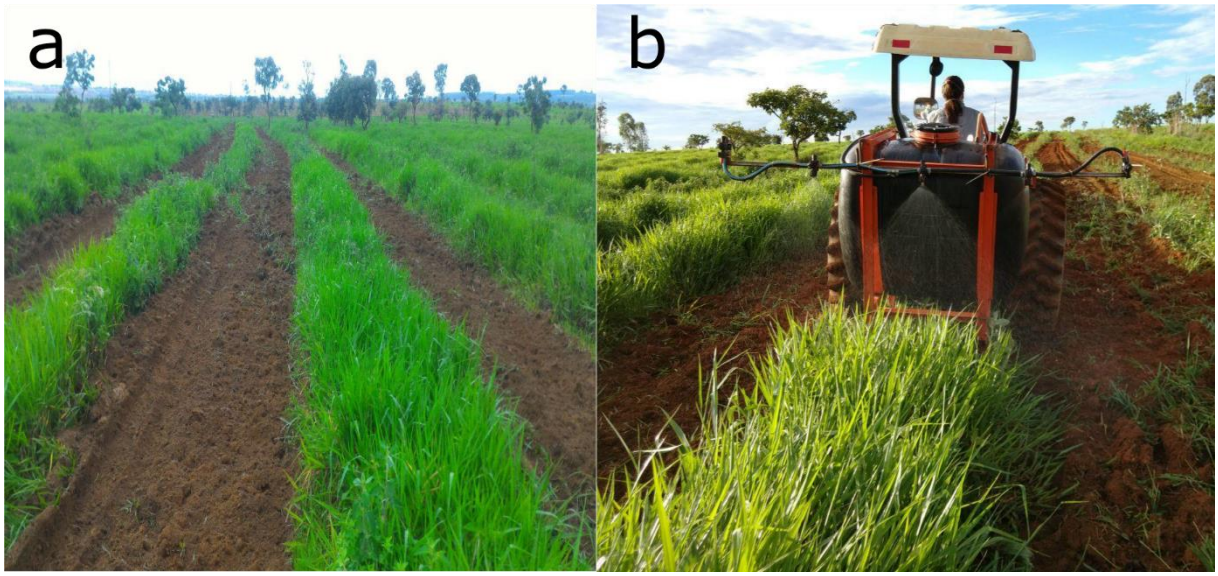

Figura 7. (a) entrelinhas após gradeamento e (b) aplicação mecanizada de herbicida seletivo nas linhas de plantio. Dez/2017.
Fotos: Geológica consultoria ambiental.

Após a realização de gradagem e pulverização de herbicida no período de dezembro de 2017 e janeiro de 2018, as atividades de semeadura continuaram, e foram executadas em janeiro de 2018. Inicialmente foram semeadas espécies dicotiledôneas como estratégia para combater as GEI pelo sombreamento, especialmente o Capim-braquiária (*U. decumbens*), esperando a nova rebrota e germinação do banco de sementes das espécies de gramíneas exóticas para posteriormente aplicar uma nova campanha de herbicida especifica para monocotiledônea, de maneira a não afetar as futuras semeaduras de gramíneas nativas. A tabela 1 detalha todas as atividades realizadas na área.

Tabela 2. Atividades realizadas nos talhões (NG, G e T) entre novembro de 2014 e março de 2018. (Geológica consultoria ambiental).

Talhões	Linha Temporal																	
	nov/14	dez/14	jan/15	mar/15 - nov/15		dez/15	jan/16	nov/16	dez/16	jan/17	fev/17	abr/17	mai/17	jul/17	ago/17	dez/17	jan/18	mar/18
NG	Gt + M^1	Gt + M^1	Gt + M^1	Rm	Rm	G + M^2	G + M^2	G	M^3	M^3		A	R	G	H	G+H	G+ St	Ht
G	Gt + M^1	Gt + M^1	Gt + M^1	Rm	Rm	G + M^2	G + M^2		3xG + M^3 e Sl	3xG + M^3 e Sl	3xG + M^3 e Sl	G		G	H (em G2)	G+H	G+ St	Ht
T1	Gt + M^1	Gt + M^1	Gt + M^1	Rm	Rm									At		Gt	G+ St	Ht

A: aragem das entrelinhas, At: aragem em área total, G: gradagem e subsolagem de demarcação das entrelinhas, Gt: gradagem em área total, H: aplicação de herbicida na linha, Ht: aplicação de herbicida em área total, M: plantio de mudas em linha (M^1: 556.741, M^2: 40.000, M^3: 136.000), Rs: roçagem semi-mecanizada da linha, Rm: roçagem mecanizada, Sl: semeadura direta em linha, St: semeadura direta em área total.

As ações de semeadura direta (Figura 8) ocorreram entre os dias 17 e 22 de janeiro de 2018, recobrindo toda a área experimental, a atividade foi feita de forma mecanizada, utilizando um trator com distribuidor de sementes de 400 litros (Figura 9). Ao todo foram utilizadas 26 espécies de árvores e arbustos nativos do Cerrado (Tabela 2). Cada mistura de sementes foi feita para cobrir 1 ha, utilizando todo estoque de sementes disponível, sendo composta pelo quantitativo total de cada espécie dividido por 50 ha, chegando a uma média de 98,63 kg de sementes por hectare. Foi adicionada a mistura de sementes (Muvuca) areia média na proporção 2:1, para uma dispersão homogênea.

Figura 8. Preparo da muvuca de sementes para semeadura direta. Jan/2018.
Fotos: Geológica consultoria ambiental.

Figura 9. Ação de semeadura direta mecanizada em área total (T). Jan/2018.
Fotos: Geológica consultoria ambiental.

Tabela 3. Espécies semeadas no plantio de 2018 na FLONA de Brasília. A quantidade apresentada de cada espécie representa a média em kg do total semeado em cada hectare. Dados de N de sementes por kg obtidos da literatura. (Campos-Filho, 2009; Pellizzaro et al., 2017; EMBRAPA, MMA e MAPA, 2018).

Nome científico	Nome popular	N de sementes/Kg	Quantidade (Kg/ha)
Anacardium occidentale L.	Cajueiro	240	8,19
Andira vermifuga (Mart.) Benth.	Morcegueira	250	8,04
Astronium fraxinifolium Schott	Gonçalo	35500	1,36
Brosimum gaudichaudii Trécul	Mama-cadela	600	2,40
Buchenavia tomentosa Eichler	Mirindiba	375	2,33
Copaifera langsdorffii Desf.	Copaíba	1720 a 2200	0,09
Curatella americana L.	Sambaíba	57800	5,48
Dimorphandra mollis Benth.	Faveira	3700 a 4500	0,86
Dipteryx alata Vogel	Baru	600 a 1190	7,80
Emmotum nitens (Benth.) Miers	Pau-sobre	600	5,90
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	Tamboril	3600	5,52
Eremanthus glomerulatus Less.	Candieiro	250000	1,26
Hymenaea stigonocarpa Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	250 a 320	3,05
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.	Caroba	35000	0,41
Lepidaploa aurea (Mart. ex DC.) H.Rob.	Amargoso	1250000	23,17
Magonia pubescens A.St.-Hil.	Tinguí	447 a 550	2,00
Mimosa claussenii Benth.	Mimosa	31000	0,52
Senna alata (L.) Roxb.	Fedegosão	19200	0,79
Solanum lycocarpum A.St.-Hil.	Lobeira	27800 a 65700	0,11
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville	Barbatimão	12600 a 13100	0,88
Stylosanthes capitata e *S. macrocephala* M.B.Ferreira & Sousa Costa	Estilosantes	370000	6,56
Tabebuia aurea (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (5d)	Ipê-caraíba	4300 a 6700	0,42
Tachigali aurea Tul.	Carvoeiro	11200	0,99
Terminalia argentea Mart.	Capitão-da-mata	2800	1,55
Vatairea macrocarpa (Benth.) Ducke	Angelim	700	1,18
Vernonanthura polyanthes (Sprengel) Vega & Dematteis	Assa-peixe	1500	7,79
		Total	**98,65**

3.2 Modelo amostral

Foram demarcadas 24 parcelas amostrais de 20 x 20m alocadas nas áreas com diferentes tipos de preparo do solo e de acordo com o tratamento de aplicação de herbicidas. Por questões logísticas de acesso do maquinário usado para as aplicações dos tratamentos do solo e herbicidas, as parcelas foram alocadas próximas as vias de acesso. As 24 parcelas foram divididas nos tratamentos da seguinte forma: 9 parcelas em NG (5 H0 e 4 H1), 7 parcelas em G (3 H0 e 4 H1) e 8 parcelas em T (4 H0 e 4 H1) (Figura 10).

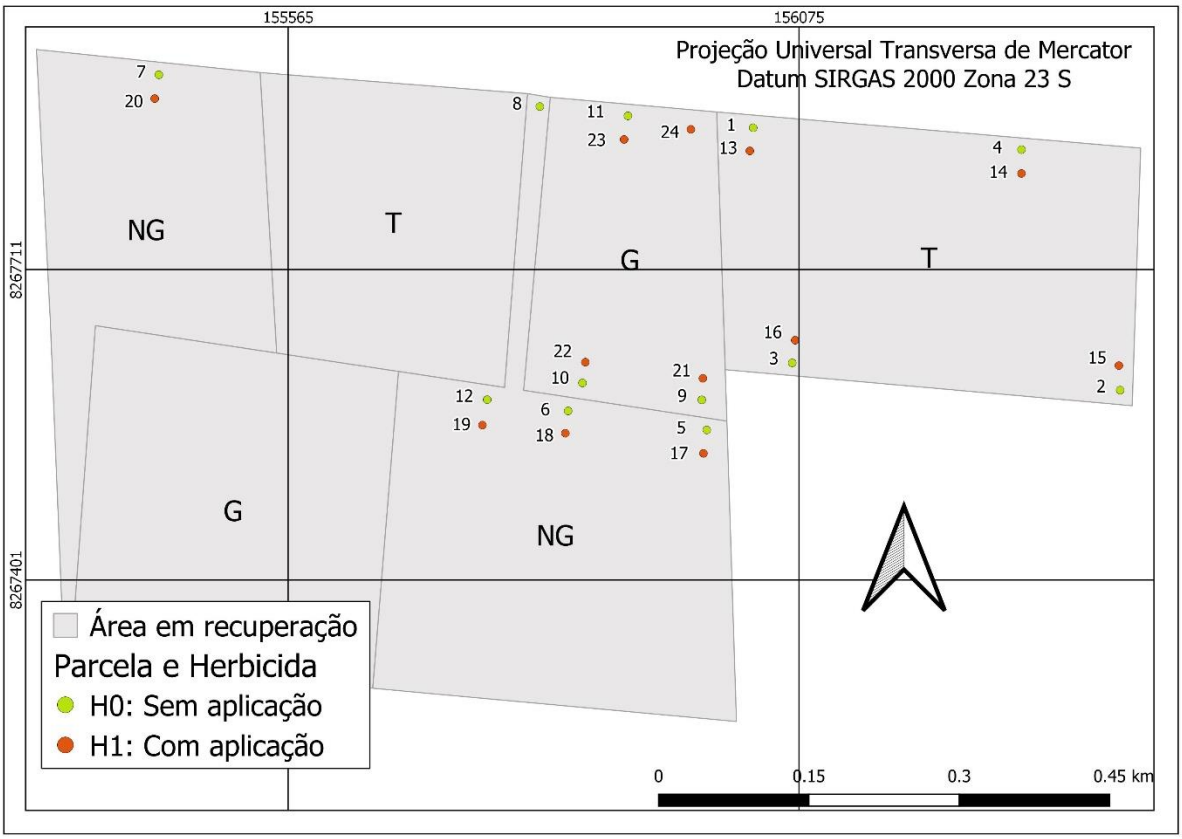

Figura 10. Distribuição das 24 parcelas amostrais de cobertura de solo e densidade de indivíduos.
Fonte: Geológica consultoria ambiental, adaptado.

Realizou-se no interior de cada parcela, com auxílio de trena, dois transectos diagonais de 20m cada que se entrecortam ao meio na altura dos 10 metros. O método dos pontos, citado por Levy (1933 apud Mantovani e Martins, 1990) é indicado para estudos com espécies herbáceas e foi utilizado ao longo de cada diagonal com a coletados de dados sendo feita em intervalos de 10 cm, totalizando 200 pontos por transecto e 400 pontos por parcela (Figura 11).

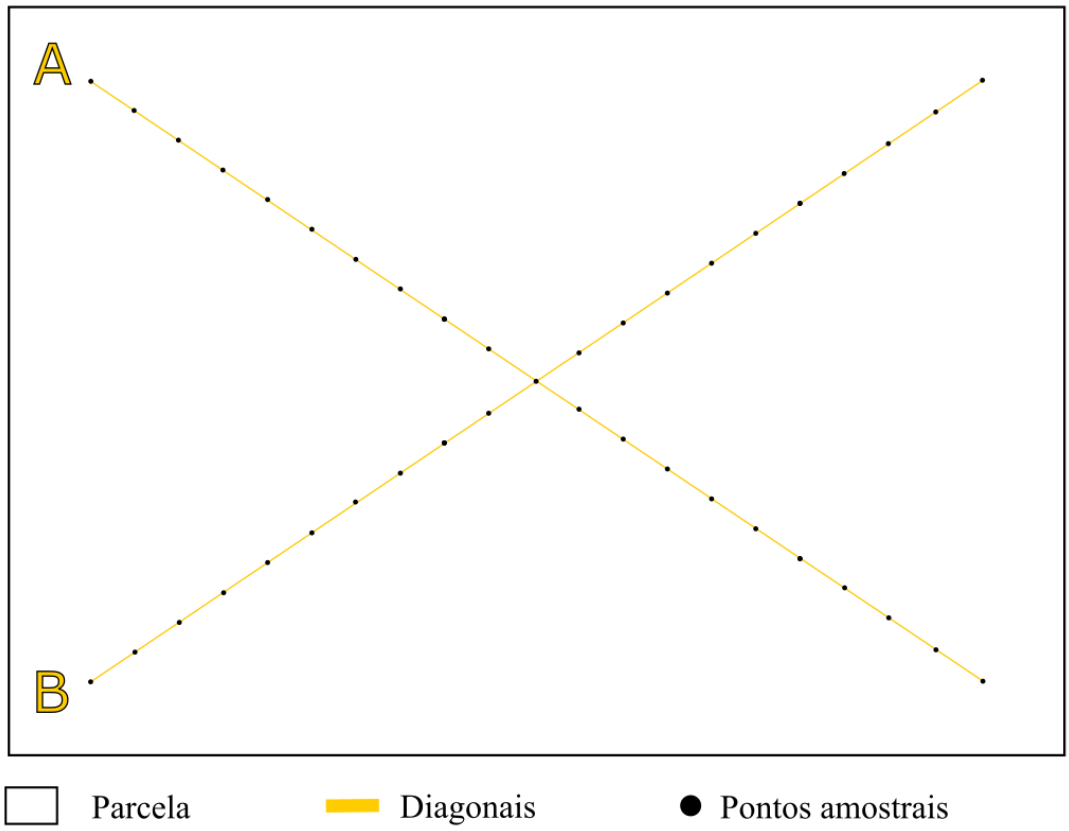

Figura 11. Esquema do método dos pontos utilizado em campo.

O método consiste em posicionar verticalmente uma haste fina a cada 10 cm da trena e registrar todas as espécies que tocam a haste em cada ponto de amostragem (Figura 12), registrando inclusive a cobertura do solo (solo exposto ou serapilheira). Este método permite calcular (i) a porcentagem de cobertura de solo total e por espécie, e (ii) a frequência relativa de espécies e sua contribuição na vegetação (Mantovani e Martins, 1990). Para o experimento a haste foi graduado em três intervalos (0-50cm, 0,5-1m, 1-1,5m) com o toque de cada espécie sendo computado apenas uma vez por intervalo. Todas as plantas foram identificadas ao nível de espécie e posteriormente classificadas em quatro grupos funcionais: GEI, composto por *Andropogon sp.*, *U. decumbens* e *M. minutiflora*; espécies dicotiledôneas nativas e gramíneas nativas. Também foi computada a ocorrência de palha (folhas de GEI mortas) nos pontos amostrais.

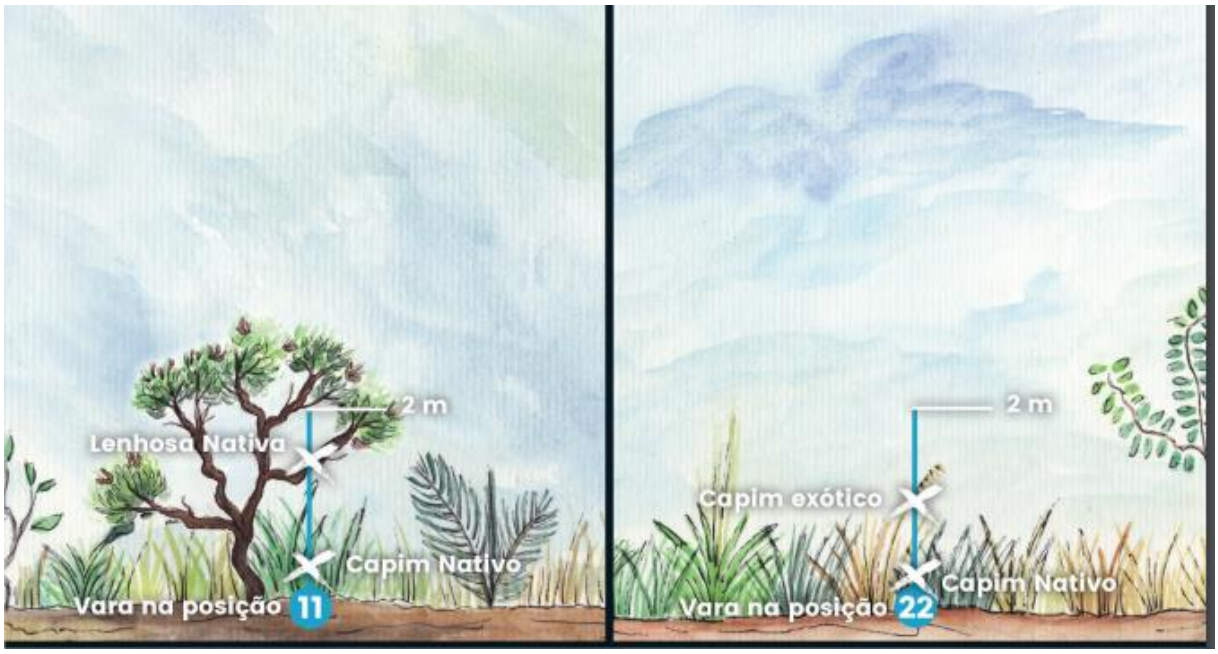

Figura 12. Uso de haste na coleta dos dados amostrais.
Fonte: Sousa e Vieira (2017).

A ocorrência de cada grupo funcional nos pontos amostrados foi quantificada e comparada entre tratamentos. Como mais de uma planta pode ocorrer em um mesmo ponto amostral, a soma das ocorrências de grupos funcionais é maior do que a de pontos amostrados. A quantificação da ocorrência de cada grupo funcional na área amostrada indica a distribuição destes na área em recuperação. A média de ocorrência de cada grupo funcional foi comparada entre tratamentos por meio de Analise de Variância considerando dois fatores: preparo do solo e herbicida para avaliar o impacto que estes fatores provocam sobre a ocorrência dos grupos funcionais, e a posteriori usado o teste Tukey para definir se as parcelas diferem das demais para a comparação pareada entre tratamentos. A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro. Todas as análises foram feitas no programa RStudio versão 1.1.456.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Três meses após a semeadura, nas parcelas não tratadas com herbicida (H0), havia ocorrência de GEI em 70% dos pontos amostrais (Figura 13). O preparo do solo não afetou significativamente a ocorrência de GEI nos pontos amostrados ($F=0.21$, $p>0.8$), enquanto as parcelas H1 (com herbicida) tiveram significativa redução na ocorrência de GEI ($F=163.65$, $p<0,0001$), que estavam presentes em menos de 30% dos pontos amostrais (Figura 14 e 15).

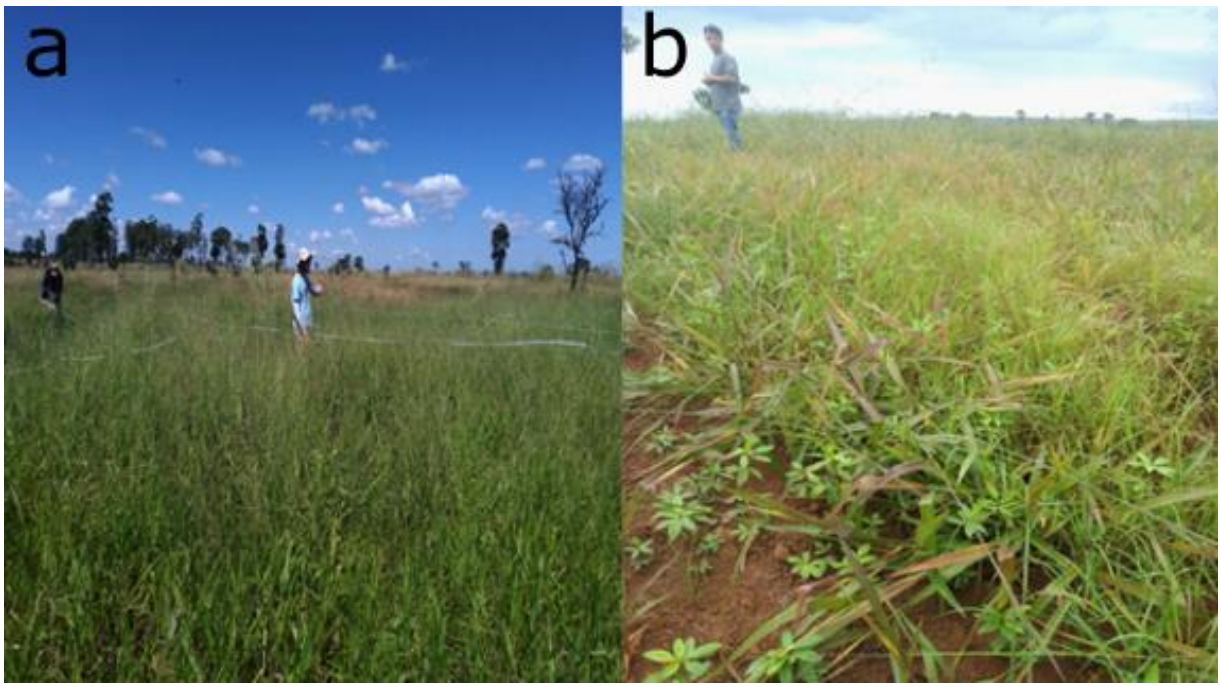

Figura 13. Cobertura do solo com alta ocorrência de GEI em (a) mai/2018 e (b) abri/2018.
Fotos: Amanda Andrade.

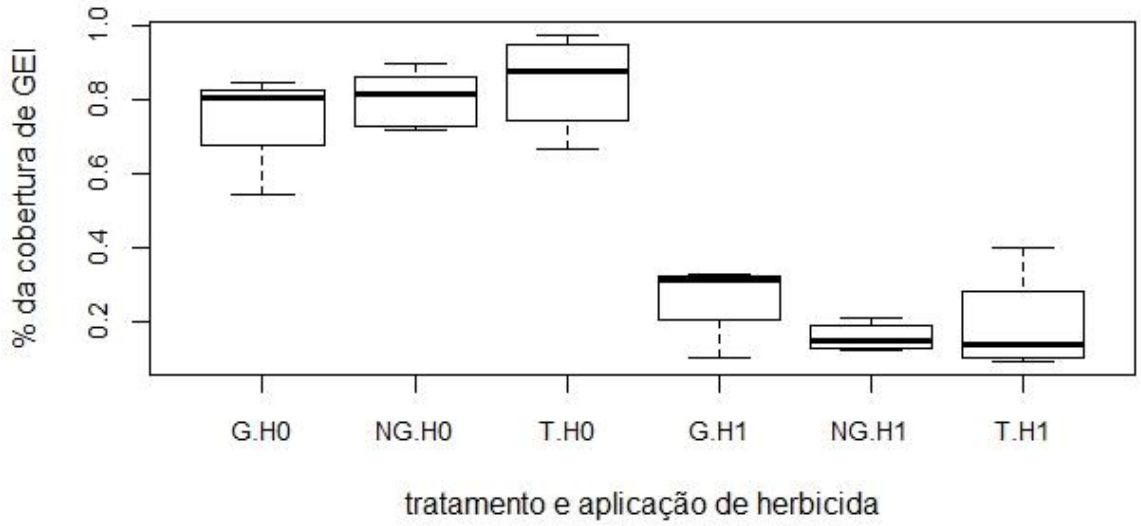

Figura 14. Ocorrência de GEI (%) nos pontos amostrais entre os tratamentos NG, G e T em H0 e H1.

Figura 15. Entrelinhas gradeados e capim-braquiária sem aplicação de herbicida (a) e com aplicação de herbicida (b) em dez/2017.
Fotos: Geológica consultoria ambiental.

A grande ocorrência de GEI nas parcelas H0 mostraram que os diferentes preparos de solo não foram eficientes para o controle de exóticas, os processos de aragem e gradagem aplicados não foram

suficientes para eliminar as raízes das gramíneas. Ao revolver o solo, sementes adormecidas dessas gramíneas, que podem permanecer viáveis por vários anos, são levadas à superfície, favorecendo sua germinação (Dawson e Bruns, 1975; Sampaio et al., 2015). Outro fator que favorece o restabelecimento de gramíneas é a capacidade do capim-braquiária tem de se dispersar sobre áreas que foram de pastagem (Silva e Dias Filho, 2001) sendo importante seu controle em áreas em recuperação (Hughes e Vitousek, 1993). À aplicação do herbicida haloxyfop apresentou alta efetividade no controle de capim-braquiária. nas condições do experimento. Resultamos semelhantes foram encontrados por Barroso et al., (2010) no controle de GEI em áreas infestadas.

As parcelas H0 e H1, tiveram ocorrência de espécies nativas acima de 60% nos pontos amostrais, exceto pelas parcelas NG H0, que estavam presentes em menos de 55% nos pontos amostrais. A ocorrência das espécies nativas foi semelhante entre as parcelas não sendo afetado significativamente pela aplicação de herbicida ($F=1.69$, $p>0.2$). A incidência de espécies nativas também não foi afetada pelo preparo do solo ($F=1.65$, $p>0.2$) e não houve interação entre os dois fatores ($F=0.41$, $p>0.6$) (Figura 16).

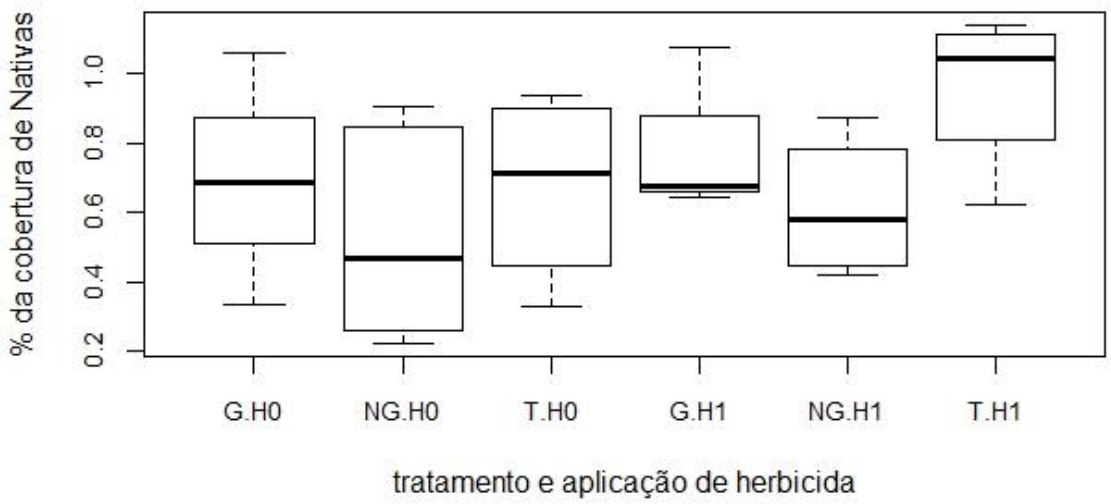

Figura 16. Ocorrência de espécies nativas (%) nos pontos amostrais nos tratamentos NG, G e T em H0 e H1.

A semeadura direta foi determinante para o restabelecimento das espécies nativas, com incidência nos pontos amostrais de 54% a 96% nas parcelas, variando em função dos tratamentos. E

mesmo com a alta ocorrência de GEI, as parcelas G e T em H0 e H1, tiveram uma elevada ocorrência de espécies nativas, as parcelas NG H0 se destaca pela diminuição na ocorrência por espécies nativas, ocorrendo em 54% dos pontos amostrais. No entanto as parcelas T H1 apresentam alta ocorrência, em que 96% dos pontos amostrais tiveram espécies nativas, contudo o teste de Tukey não apresentou diferenças significativas entre todas as parcelas para cobertura de solo por espécies nativas (p = 0,2).

A parcelas T H1 obtiveram aumento das espécies nativas por ser a área com maior controle de GEI, seguindo a relação inversa de que quanto menor a quantidade de espécies invasoras maior a quantidade de nativas, ou seja, a redução da ocorrência de um grupo favorece a expansão do outro (Martins et al., 2011; Sampaio e Schmidt, 2013). E isso favoreceu o reestabelecimento das espécies nativas (Figura 17 e 18). O processo de aragem em área total, combinado com à aplicação de herbicida, favoreceu a maior retirada de indivíduos de GEI do sistema, combinado com à aplicação de herbicida. Os processos realizados nas parcelas NG de preparo de solo não teve o controle eficiente das GEI, gerando um impacto negativo no estabelecimento das nativas, e por ser a área que teve maior movimento e preparo do solo, com roçagem, aragem e gradagem pode ter criado condições desfavoráveis para um melhor estabelecimento dessas espécies.

Figura 17. Estabelecimento de subarbustos nativos (*L. aurea*, *V. polyanthes* e *Stylosanthes. ssp*.) e espécies arbóreas nativas, (1) *Senna alata*, (2) *Enterolobium contortisiliquum*, (3) *Mimosa claussenii*, (4) *Anacardium occidentale* e (5) Hymenaea stigonocarpa em T H1. Mar/2018.
Foto: Amanda Andrade.

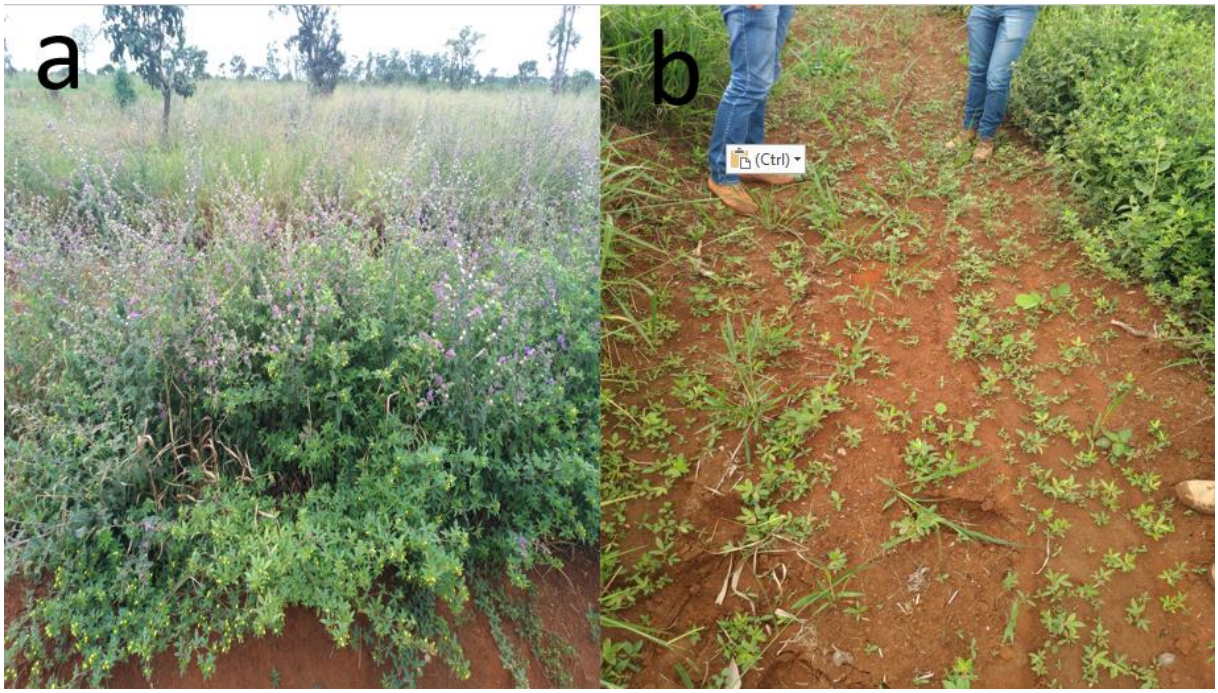

Figura 18. Parcelas com (a) plantio de mudas e semeadura direta, e(b) regeneração natural e semeadura direta em (a) abr/2018 e (b) mar/2018.
Fotos: Geológica consultoria ambiental.

As gramíneas nativas tiveram uma ocorrência menor que 10% nos pontos amostrais em dois tratamentos diferente NG H0 e T em H0 e inexiste nos tratamentos G nas parcelas H0, NG na parcela H1 e G na parcela H1. O controle das GEI com aplicação de herbicida afeta também as gramíneas nativas, em que o processo de gradagem e aplicação de herbicida acabam diminuindo sua ocorrência. No processo de restabelecimento, as espécies de gramíneas nativas sofrem desvantagens competitivas com as GEI por diversos fatores como: menor taxa fotossintética, métodos menos eficientes de utilizar nutrientes e recursos do solo, menor produção de sementes e baixa capacidade de germinação em relação as invasoras (Asner e Beatty, 1996; Klink, 1996).

A ocorrência de folhas de GEI mortas (Palha) foi analisada no intuito de identificar a eficiência da ação do herbicida na mortalidade das GEI após seu estabelecimento, e se os diferentes preparos de solo influenciaram essa ação. Nas parcelas H0 a média de ocorrência de palha ficou abaixo de 40% nas parcelas amostrais, nas parcelas H1 a palha estava presente em mais de 60% dos pontos amostrais, sendo significativamente afetada pelo preparo do solo ($F=10.55$, $p<0.009$) e pela aplicação de herbicida ($F=37.32$, $p<0.0001$), diferenciando apenas a parcelas com tratamento T em H1 com incidência abaixo de 40% nos pontos amostrais, semelhante as áreas H0 (Figura 19).

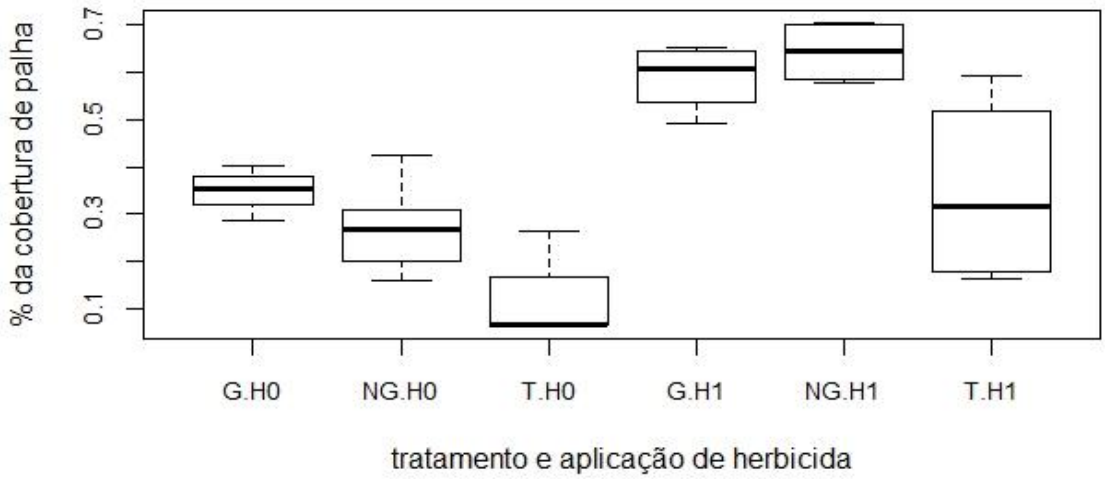

Figura 19. Ocorrência de palha (%) nos pontos amostrais entre os tratamentos NG, G e T em H0 e H1.

Os resultados indicaram uma semelhança nos resultados da figura 14, em que há uma maior ocorrência de gramíneas exóticas nas parcelas sem aplicação de herbicida, e, portanto, uma menor ocorrência de palha nessas parcelas. Em G H1 e NG H1 houve um aumento de palha, indicando que o herbicida aplicado resultou na inibição do crescimento e morte dos indivíduos de *Urochloa* ssp., como mencionado por. Oliveira Jr (2011). A influência do preparo de solo é visível nas parcelas T (em H0 e H1). Tal ocorrência pode ser explicada pelo fato de que os tratamentos T receberam gradagem e aragem em área total, importante para eliminar as espécies invasoras antes da aplicação da semeadura direta (Sampaio et al., 2015), sendo incorporando a matéria orgânica proveniente das GEI no solo. As GEI, por conta do tratamento das parcelas T H0 e H1, não se desenvolveram tal como nos demais tratamentos. Deste modo, após a aplicação de herbicida a ocorrência de capim-braquiária nas parcelas era menor em relação as outras, resultando na menor incidência de palha nos tratamentos T H1 após a aplicação do herbicida, bem como em T H0.

5 CONCLUSÃO

A ocorrência de GEI foi maior nas áreas que não passaram por controle química da FLONA. O preparo de solo não foi efetivo para o seu controle, e não alterou de forma significativa sua ocorrência nas parcelas amostradas. A aplicação de herbicida se mostrou efetiva com significativa redução na ocorrência de GEI. Tanto o preparo de solo quanto a aplicação de herbicida não afetaram a ocorrência de espécies nativas, e o processo de semeadura direta promoveu uma distribuição significativa com alta abundância nas parcelas amostradas da área III da FLONA de Brasília.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASNER, G. P.; BEATTY, S. W. **Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry**. Plant and Soil, v. 186, n. 2, p. 205–211, 1996.

BARROSO, A. L. L. *et al.* **Eficácia de herbicidas inibidores da ACCase no controle de gramíneas em lavouras de soja.** Planta Daninha, v. 28, n. 1, p. 149–157, 2010.

BILBÃO, B. **Impacto del régimen de quemas en las características edáficas, produccion de materia organica y biodiversidad de sabanas tropicales en Calabozo, Venezuela.** Universidade de Caracas, 1995.

BILBAO, B.; MEDINA, E. **Nitrogen-use efficiency for growth in a cultivated African grass and a native South American pasture-grass.** Journal of Biogeography, v. 17, n. 4, p. 421–425, 1990.

BLACKBURN, T. M. *et al.* 1- **A proposed unified framework for biological invasions.** Trends in ecology & evolution, v. 26, n. 7, p. 333–339, 2011.

BOND, W. J.; PARR, C. L. **Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes.** Biological Conservation, v. 143, n. 10, p. 2395–2404, 2010.

BOURLEGAT, J. M. G. LE *et al.* **Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas.** Hoehnea, v. 40, n. 3, p. 465–472, 2013.

BRASIL. I**nstituto lança guia de Unidades de Conservação do DF.** Disponível em: < http://www.brasil.gov.br/noticias/meio-ambiente/2014/11/instituto-lanca-guia-de-unidades-de-conservacao-do-df>. Acesso em: 15 dez. 2018.

BRIGHENTI, A. M.; OLIVEIRA, M. F. **Biologia de Plantas Daninhas.** *In*: OLIVEIRA JR, R. S. DE; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.). . Biologia e Manejo de Plantas Daninhas. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 1–36.

BURKE, I. A. N. C. *et al.* **A Seedling Assay to Screen Aryloxyphenoxypropionic Acid and Cyclohexanedione Resistance in Johnsongrass (Sorghum halepense).** Weed Technology, v. 20, n. 4, p. 950–955, 2006.

BURTON, C. M. *et al.* **Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems.** Restoration Ecology, v. 14, n. 3, p. 379–390, 2006.

CAMPOS-FILHO, E. M. **Coleção plante as árvores do Xingu e Araguaia: volume II, guia de identificação.** São Paulo, SP: Instituto Socioambiental, 2009.

CAMPOS-FILHO, E. M et al.. **Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil.** Journal of Sustainable Forestry, v. 32, n. 7, p. 702–727, 2013.

CARMONA, R.; MARTINS, C. R. **Qualidade física, viabilidade e dormência de sementes recém-colhidas de capim-gordura (Melinis minutiflora P. Beauv.)**. Revista Brasileira de Sementes, v. 32, p. 77–82, 2010.

CBD SECRETARIAT. **Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats and species.** Disponível em: <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>. Acesso em: 26 maio. 2018.

CONSTANTIN, J. **Métodos de manejo**. *In*: OLIVEIRA JR, R. S. DE; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.). . Biologia e Manejo de Plantas Daninhas. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 1–12.

COX, J. R. *et al.* **The influence of climate and soils on the distribution of four African grasses.** Journal of Range Management, v. 41, n. 2, p. 127–139, 1988.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. **Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change.** Annual Review of Ecology and Systematics, v. 23, n. 1, p. 63–87, 1992.

DAWSON, J. H.; BRUNS, V. F. **Longevity of Barnyardgrass, Green Foxtail, and Yellow Foxtail Seeds in Soil.** Weed Science, v. 23, n. 5, p. 437–440, 1975.

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. **Introdução de espécies: uma síntese comentada.** Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 21, n. 0, p. 255–262, 1999.

DURIGAN, G. *et al.* **Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP.** Acta Botanica Brasilica, v. 12, n. 3, p. 421–429, 1999.

EMBRAPA; MMA; MAPA. **Espécies Nativas.** Disponível em: <https://www.webambiente.gov.br/publico/especies.xhtml>. Acesso em: 28 nov. 2018.

ENGEL, V.; PARROTTA, J. A. **An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil.** Forest Ecology and Management, v. 152, n. 1, p. 169–181, 2001.

ESCOBAR, D.; SILVEIRA, F.; MORELLATO, L. **Timing of seed dispersal and seed dormancy in Brazilian savanna: Two solutions to face seasonality**. Annals of Botany, v. 121, n. 6, p. 1197–1209, 2018.

FERREIRA, F. A.; SILVA, A. A. DA; FERREIRA, L. R. **MECANISMOS DE AÇÃO DE HERBICIDAS.** CONGRESSO BRASILEIRO DE ALGODÃO, v. 5, p. 141–192, 2005.

FISHER, M. J. *et al.* **Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas.** Nature, v. 371, n. 6494, p. 236–238, 1994.

GARCEZ NETO, A. F. *et al.* **Respostas Morfogênicas e Estruturais de Panicum maximum cv. Mombaça sob Diferentes Níveis de Adubação Nitrogenada e Alturas de Corte.** Revista Brasileira Zootecnia, v. 31, n. 5, p. 1890–1900, 2002.

GIVEN, D. R. **Principles and practice of plant conservation.** London: Chapman & Hall, 1994.

GOVERNO DO DISTRITO FEDERAL. **Administrações Regionais.** Disponível em: <http://www.df.gov.br/administracoes-regionais/>. Acesso em: 31 out. 2018.

GUREVITCH, J.; PADILLA, D. K. **Are invasive species a major cause of extinctions?** Trends in Ecology and Evolution, v. 19, n. 9, p. 470–474, 2004.

HOBBS, R. J. **Disturbance a precursor to weed invasion in native vegetation**.Plant Protection Quartely, v. 6, p. 99-104, 1991

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. **Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary**. Ecophysiology, v. 140, n. 2, p. 252–260, 2004.

HOLDGATE, M. W. **Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions.** Philosophical Transactions of The Royal Society of London, Series B, Biological Sciences, v. 314, p. 733–742, 1986.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. **Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii.** Oecologia, v. 93, n. 4, p. 557–563, 1993.

ICMBIO. **VOLUME I – Diagnóstico da FLONA de Brasília.** Bio Teia Estudos Ambientais,v 1,p. 1-371, 2016.

IUCN SPECIES SURVIVAL COMMISSION. **Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species**. In: Prepared by the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group

(ISSG) and approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland. 2000.

KELLS, J. J.; MEGGITT, W. F.; PENNER, D. **Activity of selective postemergence grass herbicides in soil.** Weed Science, v. 34, n. 1, p. 62–65, 1986.

KLINK, C. A. **Effects Of Clipping On Size And Tillering Of Native And African Grasses Of The Brazilian Savannas (The Cerrado).** Oikos, v. 70, n. 3, p. 365–376, 1994.

KLINK, C. A. **Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado.** Journal of Tropical Ecology, v. 12, n. 1, p. 139–147, 1996.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. **A conservação do Cerrado brasileiro.** Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

LEÃO, T. C. . et al. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização , Manejo e Políticas Públicas.** Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, p. 33, 2011.

LONSDALE, W. M. **Inviting trouble: Introduced pasture species in northern Australia.** Australian Journal of Ecology, v. 19, n. 3, p. 345–354, 1994.

LONSDALE, W. M. **Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility.** Ecology, v. 80, n. 5, p. 1522–1536, 1999.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas ornamentais do Brasil. Arbustivas, herbáceas e trepadeiras.** 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2001.

MAASS, J. M. **Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture**. *In*: SH, B.; HA, M.; E, M. (Eds.). . Seasonally Dry Tropical Forests. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995. p. 399–416.

MANTOANI, M. C.; DIAS, J.; TOREZAN, J. M. D. **Roçagem e aplicação de herbicida para controle de megathyrsus maximus: Danos sobre a vegetação preexistente em um reflorestamento de 20 anos.** Ciencia Florestal, v. 26, n. 3, p. 839–851, 2016.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. **O método dos pontos.** Acta Botanica Brasilica, v. 4, n. 2, p. 95–122, 1990.

MARQUES, R. P.; RODELLA, R. A.; MARTINS, D. **CONTROLE QUÍMICO EM PÓS-EMERGÊNCIA DE ESPÉCIES DE BRACHIARIA EM TRÊS ESTÁDIOS VEGETATIVOS.** Arq. Inst. Biol., v. 78, n. 3, p. 409–416, 2011.

MARTINS, C. R. *et al.* **Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (Melinis minutiflora) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito.** Revista Brasileira de Botânica, v. 34, n. 1, p. 73–90, 2011.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. **CAPIM-GORDURA (Melinis minutiflora P. Beauv.), UMA GRAMÍNEA EXÓTICA QUE COMPROMETE A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.** Revista Árvore, v. 28, n. 5, p. 739–747, 2004.

MATALLO, M. B. *et al.* **Dissipação Do Herbicida (R,S) Haloxifope Em Latossolo Tropical. Pesticidas:** Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, v. 14, n. August 2017, 2004.

MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Ecosystem Approach to a Global Nitrous Oxide Budget.** BioScience, v. 40, n. 9, p. 667–672, out. 1990.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. GISP, 2005.

MCFADYEN, R. E. C. **Successes in Biological Control of Weeds.** Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds, p. 3–14, 2000.

MENDONÇA, R. C. DE *et al.* **Flora Vascular do Bioma Cerrado, Checklist com 12356 espécies**. *In*: SM SANO; SP ALMEIDA & JF RIBEIRO. (Ed.). . Cerrado: ecologia e flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 2, p. 422–442, 2008.

MMA. **Espécies Exóticas Invasoras: Situação Brasileira.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_publicacao/174_publicacao17092009113400.pdf>. Acesso em: 31 maio. 2018.

MMA. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 540, 2017.

MUNIAPPAN, R.; REDDY, G. V. P.; RAMAN, **A. Biological control of weeds in the tropics and sustainability.** Biological Control of Tropical Weeds Using Arthropods, p. 1–16, 2009.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. **Predicting Invasions of Nonindigenous Plants and Plant Pests.** Washingtom, D.C: National Academies Press, 2002.

OLIVEIRA JR, R. S. DE. **Mecanismos de Ação de Herbicidas.** *In*: OLIVEIRA JR, R. S. DE; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.). . Biologia e Manejo de Plantas Daninhas. Omnipax ed. Curitiba: [s.n.]. p. 142–192.

OLIVEIRA JR, R. S. DE; INOUE, M. H. **Seletividade de herbicidas para culturas e plantas daninhas.** *In*: OLIVEIRA JR, R. S. DE; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Eds.). . Biologia e manejo de plantas daninhas. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 244–260.

PALMER, M. W.; DIXON, P. M. **Small-scale environmental heterogeneity and the analysis of species distributions along gradients.** Journal of Vegetation Science, 1990.

PARSONS, J. J. **Spread of African Pasture Grasses to the American Tropics.** Journal of Range Management, v. 25, n. 1, p. 12, 1972.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. **Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification.** Hydrol. Earth Systm. Sci. Discuss., v. 4, p. 439–473, 2007.

PELLIZZARO, K. F. *et al.* **“Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species.** Revista Brasileira de Botanica, v. 40, n. 3, p. 681–693, 2017.

PIMENTEL, D. *et al.* **Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions.** Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 84, n. 1, p. 1–20, 2001.

PIVELLO, V. R. *et al.* **Abundance and Distribution of Native and Alien Grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) Biological Reserve.** Biotropica, v. 31, n. 1, p. 71–82, 1999.

PIVELLO, V. R. **Invasões biológicas no Cerrado brasileiro: Efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade.** Ecologia.Info 33, n. 2011, p. 1–19, 2011.

PIVELLO, V. R.; NORTON, G. A. **An Expert System for the Use of Prescribed Fires in Brazilian Savannas.** Journal of Applied Ecology, v. 33, n. 2, p. 348–356, 1996.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. **Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity.** Biodiversity and Conservation, v. 8, n. 9, p. 1281–1294, 1999.

PYŠEK, P. **Is There a Taxonomic Pattern to Plant Invasions?** Oikos, v. 82, n. 2, p. 282–294, 1998.

RAO, I. M. *et al.* **Selection and Breeding for Acid-Soil Tolerance in Crops. BioScience**, v. 43, n. 7, p. 454–465, 1993.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. **The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity.** Annals of Botany, v. 80, p. 223–230, 1997.

REATTO, A. *et al.* **Mapa pedológico digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1: 100.000 e uma síntese do texto explicativo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004..

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M. **What attributes make some plant species more invasive?** Ecology, v. 77, n. 6, p. 1655–1661, 1996.

RODRIGUES, R. R. *et al.* **On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest.** Biological Conservation, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

ROMAN, E. S. *et al.* **Como funcionam os herbicidas: da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Gráfica Editora Berthier, 2005.

SAMPAIO, A. B. *et al.* **Guia de restauração do Cerrado: volume 1: semeadura direta.** Brasília: Embrapa Cerrados - Livro técnico (INFOTECA-E), 2015.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. **Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil.** Biodiversidade Brasileira, n. 2, p. 32–49, 2013.

SANO, E. *et al.* **Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado.** Boletim de pesquisa e Desenvolvimento, p. 60, 2008.

SANTOS, S. A. **As unidades de conservação no cerrado frente ao processo de conversão.** Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2018.

SCHMIDT, I. B. *et al.* **Community-based native seed production for restoration in Brazil - the role of science and policy.** Plant Biology, p. 26, 2018.

SILVA, D. D. M.; DIAS FILHO, M. B. **Banco de sementes de plantas daninhas em solos cultivados com pastagens de Brachiaria brizantha e Brachiaria humidicola de diferentes idades.** Planta Daninha, v. 19, n. 2, p. 179–185, 2001.

SILVA, J. M. C. DA; BATES, J. M. **Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot.** BioScience, v. 52, n. 3, p. 225–234, 2002.

SILVA, R. R. P. *et al.* **Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth.** Restoration Ecology, 2015.

SOUSA, A. DE P. **Avaliação de um programa de restauração na bacia do rio São Bartolomeu: fatores técnicos e envolvimento dos proprietários**. Brasília: Universidade de Brasília, 2016.

SOUSA, A. DE P.; VIEIRA, D. L. M. **Protocolo de monitoramento da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal.** WWF, n. November 2017, p. 32, 2017.

SPEAR, D. *et al.* **Human population density explains alien species richness in protected areas.** Biological Conservation, v. 159, p. 137–147, 2013.

STEPHENSON, G. R. *et al.* **Glossary of terms relating to pesticides (IUPAC Recommendations 2006)**. Pure and Applied Chemistry, v. 78, n. 11, p. 2075–2154, 2006.

THOMAS, D.; ANDRADE, R. P. DE. **Desempenho agronômico de cinco gramíneas tropicais sob pastejo na regiao dos Cerrados**. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, v. 19, n. 8, p. 1047–1051, 1984.

TORMENA, C. A. *et al.* **Influência de diferentes Influência de diferentes sistemas de preparo do solo nas propriedades sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas de um L físicas de um Latossolo Vermelho distrófico**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 8, p. 65–71, 2004.

USTARROZ, D. *et al.* **Actividad de cletodim y haloxyfrop R-metl en el suelo y su efecto fitotóxico en el cultivo de maíz (Zea mays).** Agriscientia, v. 34, n. 3, p. 83–89, 2017.

VALÉRY, L. *et al.* **In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself.** Biological Invasions, v. 10, n. 8, p. 1345–1351, 2008.

VELDMAN, J. W. *et al.* **Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services**. BioScience, 2015.

VERMEIJ, G. J. **When Biotas Meet: Understanding Biotic Interchange**. Science, v. 253, n. September, p. 1099–1104, 1991.

VERMEIJ, G. J. **An agenda for invasion biology.** Biological Conservation, v. 78, n. 1–2, p. 3–9, 1996.

VIDRA, R. L.; SHEAR, T. H.; STUCKY, J. M. **Effects of Vegetation Removal on Native Understory Recovery in an Exotic-Rich Urban Forest.** Journal of the Torrey Botanical Society, v. 134, n. 3, p. 410–419, 2007.

VITOUSEK, P. M. *et al.* **Biological invasions as global environmental change.** American Scientist, v. 84, n. January, p. 468–478, 1996.

WARNER, R. E. **The role of introduced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna.** The Condor, v. 70, n. 2, p. 101–120, 1968.

WILLIAMS, D. G.; BARUCH, Z. **African grass invasion in the Americas: Ecosystem consequences and the role of ecophysiology.** Biological Invasions, v. 2, n. 2, p. 123–140, 2000.

WILLIAMS, D. G.; MACK, R. N.; BLACK, R. A. **Ecophysiology of introduced Pennisetum setaceum on Hawaii: The role of phenotypic plasticity.** Ecology, v. 76, n. 5, p. 1569–1580, 1995.

WILLIAMSON, M. H.; BROWN, K. C. **The analysis and modelling of British invasions.** Phil. Trans. R. Soc. Lond. B, v. 314, n. July, p. 505–522, 1986.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. **The Varying Success of Invaders.** Ecological Society of America, v. 77, n. 6, p. 1661–1666, 1996a.

___. **The characters of successful invaders.** Biological Conservation, v. 78, n. 1–2, p. 163–170, 1996b.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. **Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices.** CABI, p. xvii-228, 2001.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. **Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras**. Natureza & Conservação, v. 5, p. 8–15, 2007.