



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – IB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado
sentido restrito e reintrodução de espécies nativas**

Alba Orli de Oliveira Cordeiro

Orientador: Dr. José Roberto Rodrigues Pinto

BRASÍLIA – DF
Junho, 2018



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA – UnB
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – IB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

**Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado
sentido restrito e reintrodução de espécies nativas**

Alba Orli de Oliveira Cordeiro

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade de Brasília, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora.

BRASÍLIA – DF
JUNHO, 2018

Banca Examinadora

Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Presidente
Universidade de Brasília – PPG-BOT

Dra. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
Membro titular interno
Universidade de Brasília – PPG-BOT

Rodrigo Studart Corrêa
Membro titular externo
Universidade Católica de Brasília

Maria Cristina de Oliveira
Membro titular interno
Universidade de Brasília – FUP

Isabel Belloni Schmidt
Suplente
Universidade de Brasília – PPG-ECL

Agradecimentos

A caminhada do doutorado foi laboriosa. Mas em vários momentos pude contar com o suporte da família, amigos, professores e tantas vezes de até desconhecidos. Nesses anos de doutorado preciso agradecer imensamente várias dessas pessoas que podem não ter ideia do quanto fizeram diferença na minha vida.

Primeiramente a força maior do universo, Deus. Por seu intermédio chegando em Brasília fui apresentada ao Alexandre Sampaio que me integrou no mundo da restauração do Cerrado. Muito obrigada pela oportunidade e pelo suporte nesse processo todo. Nessa mesma linha preciso agradecer a Isabel Schmidt pelo apoio, palavras, críticas e diálogo. Sua contribuição foi fundamental em vários momentos. Ao meu orientador José Roberto, obrigada pela condução acadêmica, cresci muito nesse processo, como profissional e pesquisadora e suas contribuições foram fundamentais para isso. Obrigada pela confiança e oportunidade.

Ao meu companheiro de vida, Douglas, meu amparo em vários momentos nesse processo. À minha filha Victoria, meu orgulho, obrigada pela compreensão em vários momentos de estresse. Ao meu pai, Miguel, pai pra toda obra (risos). Esse processo nos uniu, sou profundamente grata pela pronta ajuda. Ele, juntamente com o seu grupo de amigos (Gilson, Seu Ademir e o Filin) saiam de Minas Gerais para me ajudar na amostragem de campo. Á minha mãe, pela torcida e palavras.

Agradeço também ao grupo Restaura Cerrado, Camila, Fabi, Keiko, Ana, Geovana e tantas outras pessoas que ajudaram no campo nesses quatro anos. Aos brigadistas e a diretoria do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros pela ajuda na montagem do experimento e monitoramento. Aos amigos Giselle e Anderson pelos momentos e carinho.

À Rede de Sementes do Cerrado, na pessoa do Rozalvo Andrigueto que acreditou na proposta da semeadura direta e financiou pelo projeto Semeando o Bioma Cerrado com patrocinado da Petrobras Socioambiental a restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros que viabilizou o presente estudo.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Botânica e a todos os professores em particular a professora Dra. Cássia Munhoz pela atenção e apoio ao longo desse processo. À CAPES pela concessão da bolsa de Doutorado e a FAP-DF pelos auxílios concedidos.

Sumário

RESUMO.....	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	9
CAPÍTULO 1.....	14
INTRODUÇÃO	15
MATERIAL E MÉTODOS	17
Área de estudo	17
Desenho experimental	18
Coleta dos dados.....	22
Análise dos dados	23
RESULTADOS	23
DISCUSSÃO	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
CAPÍTULO 2.....	411
RESUMO	411
INTRODUÇÃO	422
MATERIAL E MÉTODOS	444
Área de estudo	444
Desenho experimental	455
Coleta dos dados.....	477
Análise dos dados	488
RESULTADOS	488
Sobrevivência	488
Variáveis de Crescimento.....	499
DISCUSSÃO	577
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	600

Lista de tabela

Capítulo 1

Tabela 1. Hábito e quantidade de diásporos das espécies nativas por parcela (20x20 m) utilizados na semeadura direta no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Goiás. 20

Tabela 2. Características médias de indivíduos arbóreos e arbustivos, no primeiro e segundo ano de semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. 27

Capítulo 2

Tabela 1. Fitofisionomia de ocorrência das espécies, número de mudas plantadas (NMP), número de sementes semeadas (NS) emergência em casa de vegetação (ECV) das espécies utilizadas no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. 46

Tabela 2. Sobrevivência das espécies reintroduzidas por muda e semente aos 12 e 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. ... 49

Lista de figuras

Capítulo 1

Figura 1. A) Semeadura direta manual de espécies nativas e B) revolvimento superficial do solo por meio de enxada rotativa rasa movida por microtrator para enterrar superficialmente as sementes semeadas (figura da direita).	22
Figura 2. Desenho esquemático do método <i>line-point intercept</i> . A linha amarela na vertical representa a trena e a preta a vara de bambu posicionada a cada 10 cm nos pontos de amostragem.	23
Figura 3. Comparação da porcentagem de cobertura vegetal aos 24 meses de semeadura direta entre os tratamentos T-baixa (menor intervenção de preparo do solo), T-média (intervenção média de preparo do solo), T-alta (maior intervenção de preparo do solo) e CT (controle, sem intervenção) e entre as categorias GEI (gramíneas exóticas invasoras), ENS (espécies não semeadas) e ES (espécies semeadas) em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	24
Figura 4. Variação da cobertura vegetal aos 3, 12 e 24 meses, entre as categorias GEI (gramíneas exóticas invasoras-), ENS (espécies não semeadas) e ES (espécies semeadas) tratamentos (T-baixa, T-média e T-alta) no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	25
Figura 5. Comparação do número médio de toques de gramíneas exóticas invasoras estabelecidas por meio do banco de sementes ou rebrota aos 30 meses, nos tratamentos T-baixa (baixa intervenção de preparo do solo), T-média (média intervenção de preparo do solo), T-alta (alta intervenção de preparo do solo) em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	26
Figura 6. Cobertura de arbustos, ervas e árvores aos 24 meses em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Linhas representam o erro padrão.	27
Figura 7. Parcela de preparo do solo aos 3 meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	28

Figura 8. Parcela de preparo do solo aos 12 meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	29
Figura 9. Parcela de preparo do solo aos 24 meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	29

Capítulo 2

Figura 1. Plantio em sulco para mudas e sementes de espécies arbóreas nativas do Cerrado, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	46
Figura 2. Demonstração da abertura de trincheira para a retirada dos indivíduos das espécies arbóreas reintroduzidos, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	47
Figura 3. Área foliar específica (AFE) das espécies introduzidas por mudas e sementes aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	50
Figura 4. Variação da altura total das espécies introduzidas por mudas no 1º, 12º e 30º mês e de sementes no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	51
Figura 5. Indivíduos de <i>Amburana cearensis</i> (imagem superior, a esquerda muda e a direita semente) e <i>Astronium fraxinifolium</i> (imagem inferior, a esquerda sementes e a direita muda) aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	52
Figura 6. Indivíduos de <i>Tabebuia aurea</i> (imagem superior, a esquerda muda e a direita semente) e <i>Copaifera languisdorffii</i> (imagem inferior, a esquerda sementes e a direita muda) aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	53

Figura 7. Variação de Incremento em Altura (IA) das espécies reintroduzidas por mudas e sementes no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	54
Figura 8. Variação da biomassa da parte aérea (PA) das espécies introduzidas por mudas no 1º, 12º e 30º mês e de sementes no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	55
Figura 9. Variação da biomassa da parte subterrânea total das espécies introduzidas por mudas e sementes no 1º, 12º e 30º mês após o plantio em campo no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	56
Figura 10. Variação da área da parte subterrânea das espécies introduzidas por mudas e sementes aos 12 meses de plantio em campo no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.	57

RESUMO

Apesar da importância dos ecossistemas tropicais não florestais esses ambientes têm atraído pouco interesse público e ações de conservação, assim como de restauração ecológica. No Cerrado, a savana brasileira, grande parte da demanda por restauração ocorre em pastagens abandonadas dominadas por gramíneas exóticas invasoras (GEI). Nessas condições, o controle dessas gramíneas é reconhecidamente um dos principais desafios na restauração ecológica devido a sua elevada capacidade de reestabelecimento. Outra dificuldade é quanto à forma de reintrodução de árvores nativas nas áreas em processo de restauração. O plantio de mudas de árvores tem sido utilizado com sucesso na restauração de ambientes florestais, no entanto, a restauração ecológica em savanas não envolve o mesmo princípio ecológico de florestas. A técnica de semeadura direta vem sendo difundida nos últimos anos para a restauração ecológica das formações não florestais. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar técnicas de manejo de gramíneas exóticas invasoras e formas de reintrodução de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica em Cerrado sentido restrito. Para isso, o trabalho foi dividido em dois capítulos. No primeiro, buscamos testar a eficácia de três níveis de interferências no preparo mecanizado do solo para o controle de gramíneas invasoras e criar condições para germinação e estabelecimento das espécies nativas por semeadura direta. Inicialmente, preparamos o solo com fogo prescrito e em seguida gradeamos o solo. Após esse preparo inicial estabelecemos três tratamentos de acordo com o nível de intensidade de revolvimento do solo: T-baixa - baixa intensidade (+ enxada rotativa rasa, 5 cm); T-média - média intensidade (+ enxada rotativa profunda, 25 cm, + enxada rotativa rasa, 5 cm) e T-alta - alta intensidade (+ arado de disco, 40 cm de profundidade, + enxada rotativa rasa, 5 cm). As parcelas foram semeadas com uma mistura de sementes de 17 espécies arbóreas, 7 arbustivas e 7 herbáceas e comparadas a área controle, onde nenhuma intervenção foi aplicada. Em geral, o mínimo de quatro intervenções no solo (T-baixa), reduziu em 50% a cobertura de GEI, igualmente para todos os tratamentos. Isto permitiu o restabelecimento de 47% da cobertura vegetal de nativas provenientes da semeadura direta. Ainda que a cobertura de GEI tenha diminuído nenhuma intervenção aplicada foi suficiente para controlar eficientemente as gramíneas invasoras. No segundo capítulo buscou-se comparar o desempenho ecológico de quatro espécies arbóreas nativas do Cerrado reintroduzidas por semeadura direta e plantio de mudas. Para isso, mudas e

sementes da mesma espécie foram plantadas lado a lado, no mesmo período, para o acompanhamento da sobrevivência, área foliar específica (AFE), crescimento em altura, incremento em altura (IA), biomassa aérea e de raiz e área de raiz. As formas de plantio apresentaram igual porcentagem de sobrevivência. A maioria das espécies reintroduzidas por mudas apresentaram maior altura aos 30 meses do que as introduzidas por semente. No entanto, a biomassa aérea e de raiz foi a mesma para ambos os tipos de plantios. No primeiro ano em campo as espécies reintroduzidas por sementes apresentaram maior AFE e IA. No segundo ano, o comportamento variou entre as espécies. A forma de reintrodução das espécies arbóreas não diferiu para a maioria dos parâmetros de desempenho das plantas. Ambas as técnicas demonstram serem eficazes na reintrodução de árvores nativas do Cerrado via restauração ecológica, por isso, outros critérios devem ser considerados na escolha da técnica. Como a técnica da semeadura direta vem demonstrando ser mais simples e prática concluímos que a semeadura de espécies arbóreas nativas do Cerrado dever ser incentivada nos esforços para restaurar ao Cerrado.

Palavra-chave: Preparo mecânico do solo, recuperação de áreas degradadas, reintrodução de árvores do Cerrado, semeadura direta e técnica de restauração ecológica.

ABSTRACT

In spite of their importance, tropical grassy ecosystems have attracted little public interest and conservation initiatives, as well as ecological restoration efforts. In the Cerrado, the Brazilian savannah, much of the demand for restoration comes from abandoned pastures dominated by invasive grasses which hinder the establishment of native species. Another bottleneck is which technique to use to reintroduce native trees. Planting of seedlings has been successfully used in the restoration of forest environments; however, ecological restoration in savannas do obeys distinct ecological principles from forests, therefore, direct sowing has been used in the last years as a possible restoration technique alternative. Thus, the general objective of this work was to evaluate techniques to manage invasive grasses and the reintroduction of native species by direct seeding to the ecological restoration in the Cerrado. This work was divided in two chapters. In the first one, we tested the effectiveness of three intensities of mechanized soil preparation to control invasive grasses and create seed germination conditions through direct seedling. The testing ground was previously prepared with prescribed burn followed by plowing. After this initial preparation we set up three restoration experiments with different soil intervention intensities: T-low - low intensity (+ shallow rotary hoe, 5 cm); T-medium - medium intensity (+ deep rotary hoe, 25 cm, + shallow rotary hoe, 5 cm) and T-high - high intensity (+ disk plow, 40 cm depth, + shallow rotary hoe, 5 cm). Plots of 20 m x 20 m were seeded with a seed mixture of 17 tree species, 7 shrubs and 7 herbaceous species and compared with a control area. In general, the minimum of four soil interventions (T-low) reduced GHG coverage by 50%, equally for all treatments. As a result, direct seeding was effective in establishing native cover (47%), however not even the higher intensity soil intervention was enough to efficiently control invasive grasses. In the second chapter, the ecological performance of four native Cerrado tree species planted by direct seeding and planting of seedlings was compared. For this test, seedlings and seeds of the same species were planted side by side at same time in order to evaluate survival, specific leaf area (AFE), height, increase in height (IA), aerial and root biomass and root area. Our data showed that both seeds or seedlings presented the same percentage of survival. Most species reintroduced by seedlings were taller at 30 months compared to plants introduced by seeds. However, the aerial and root biomasses were the same for both types of plantations. In the first year, species reintroduced by seeds presented higher AFE and AI whereas in the second year, the behavior varied between species. Therefore, the planting

technique for tree species did not differ considerably in the establishment performance. Both planting techniques proved to be effective for the reintroduction of Cerrado trees, so other criteria should be considered when choosing which technique to be used. As direct seeding has been shown to be more practical and cheaper, we conclude that sowing of native Cerrado tree species should be encouraged in efforts to restore this bioma.

Key words: mechanical soil preparation, recovery of degraded areas, reintroduction of Cerrado trees, direct sowing and ecological restoration techniques.

INTRODUÇÃO GERAL

Os Biomas Tropicais Graminosos (BTG) dominam as regiões tropicais e cobrem 20% da superfície terrestre global (Lehman & Parr 2016). Os BTG são ambientes abertos e podem apresentar ampla variação estrutural da vegetação, desde campos sem cobertura arbórea a savanas de dossel adensado (Bond & Parr 2010, Parr et al. 2014). Diferentemente dos ambientes florestais tropicais que são facilmente reconhecidos pela estrutura arbórea densa, os BTG possuem como características a presença de cobertura contínua de gramíneas nativas, ampla ocorrência de espécies de plantas intolerantes a sombra e a prevalência da ocorrência do fogo (Parr et al. 2014). Diferenciam-se, assim, das florestas em sua ecologia, natureza das ameaças a que estão sujeitos (Bond & Parr 2010), políticas de conservação (Veldman et al. 2015) e ações de restauração.

Apesar da importância dos BTG esses ecossistemas têm atraído pouco interesse público e ações de conservação que geralmente é voltado às florestas tropicais (Overbeck et al. 2015) e por muito tempo sua biodiversidade foi subestimada (Murphy et al. 2016). Tamanha é a falta de compreensão sobre os mesmos, que ações conservacionistas incluem o aflorestamento (Veldman et al. 2015). Esses ambientes são ecossistemas antigos, compostos por uma comunidade que requer séculos de formação com indivíduos perenes capazes de viver por décadas a milênios (Veldman et al. 2015), o que torna crítica a necessidade de preservação dessas áreas, uma vez que a perda pode ser irreparável dentro de uma escala de tempo razoável.

No Brasil um dos representantes de BTG é o bioma Cerrado, savana brasileira (Parr et al. 2014). O Cerrado é considerado como um complexo vegetacional formado por um gradiente de fitofisionomias que abrange a maior parte da região do planalto central no Brasil (Eiten 1972). Além de sua relevante extensão territorial, esse bioma juntamente com a Mata Atlântica, destaca-se como *Hotspot* mundial (Myers et al. 2000) e é reconhecidamente a savana mais rica do mundo (Mendonça et al. 2008). No entanto, mais da metade do Cerrado apresenta sua vegetação nativa modificada para usos como pastagens com espécies exóticas e agricultura de larga escala (MMA 2015). A pecuária é uma das atividades econômicas mais importantes para a região e atualmente, as pastagens plantadas representam 29,4% da área do Cerrado (MMA 2015), contribuindo com o aumento da fragilidade dos ambientes naturais por meio da dispersão de espécies exóticas. Mesmo após o abandono dessas áreas, depois de longos períodos de uso, a regeneração natural é severamente comprometida especialmente em diversidade, mas também em cobertura de copa (Durigan 2005). Dessa forma, torna-se urgente estimular a restauração nos ambientes degradados e protegidos por lei, seja de maneira passiva, por meio da regeneração natural ou com o uso de técnicas de restauração ativa.

Ecosistemas naturais possuem diversos mecanismos de auto regeneração que os possibilita superar os efeitos da degradação. Para o Cerrado, o potencial de regeneração é geralmente elevado (Durigan 2005), no entanto, a capacidade de resistir a perturbações e promover regeneração natural está mais envolvida com a ocorrência de estruturas subterrâneas que permitam a rebrota do que o recrutamento por dispersão de sementes como é para espécies florestais (Durigan et al. 2011). Soma-se a essa menor dispersão o fato de que o banco de sementes no Cerrado ser sazonal e transitório, no qual menos de 16% das espécies (herbáceas e lenhosas) persistem por mais de um ano (Salazar et al. 2011). Assim, quando a intensidade de degradação para o Cerrado compromete o sistema radicular e a capacidade de rebrota das espécies, a fonte de regeneração natural passa a ser baixa e alternativas de restauração ecológica ativa devem ser buscadas.

Áreas abandonadas de Cerrado após produção agrícola e pecuária são exemplos do comprometimento da capacidade de rebrota das espécies nativas, o que dificulta regeneração natural (Durigan et al. 2011). Em situações como essa a restauração é necessária, uma vez que nesses casos o sistema alcançou o limiar de irreversibilidade ou os processos de recuperação tornam-se demasiadamente lentos para atingir os objetivos dentro de um período de tempo tolerável (Hobbs 1999).

A restauração dos ecossistemas é globalmente reconhecida como componente chave nos programas de conservação e essencial para sustentabilidade dos processos ecológicos do planeta em longo prazo (Aronson & Alexander 2013). Ela é definida como o processo de assistir à recuperação do ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído e tem como objetivo iniciar ou facilitar a retomada dos processos que irão retornar o ecossistema ao equilíbrio ecológico (SER 2004). No entanto, grande parte de seu arcabouço teórico e prático encontra-se melhor descrito em literatura para ambientes florestais (Rodrigues et al. 2009).

A base conceitual mais importante da restauração ecológica tem sido a sucessão natural (Yong 2000), que preconiza a substituição das comunidades vegetais com o passar do tempo, em que um dos fatores limitantes é a luz. Nesse modelo, a reintrodução de espécies arbóreas de rápido crescimento promove o fechamento do dossel, conseqüentemente o sombreamento do sub-bosque, modificando o ambiente para a chegada das espécies tolerantes a sombra (*sensu* Budowsky 1965). No entanto, não há entendimento equivalente para restauração em ecossistemas não florestais, uma vez que nesses não ocorre o fechamento completo do dossel por árvores. Não se verifica nas formações savânicas do Cerrado um processo cronológico de substituição de espécies como observado em ecossistemas florestais, já que as árvores típicas de Cerrado são todas heliófitas e geralmente de crescimento lento (Durigan 2005).

Muitas lacunas de conhecimento sobre os BTG representam desafios para a pesquisa global e conservação dos ecossistemas nativos (Parr et al. 2014). A complexidade e especificidades na estruturação desses ambientes aliado ao restrito entendimento ecológico do seu funcionamento dificultam o sucesso das iniciativas de restauração no Cerrado brasileiro. Ainda assim, tentativas de se estabelecer modelos de plantios de restauração vem sendo testados para as formações savânicas do Cerrado. Um exemplo disso são os Modelos Demonstrativos de Recuperação do Cerrado - MDR (Felfili et al. 2005). De acordo com os autores, nos MDR são realizados plantios mistos de mudas de espécies arbustivas e arbóreas de floresta e savana. A proposta é que as espécies florestais, que possuem maior crescimento, promovam o sombreamento das gramíneas exóticas invasoras. Após isso, deve ser feito o desbaste das florestais para favorecer o desenvolvimento das espécies savânicas. Ainda que este modelo permita a inclusão do componente arbóreo, ele pode não favorecer diretamente as demais formas de vida do estrato rasteiro (gramíneas, ervas e subarbustos) característicos dos BTG.

O uso de espécies herbáceas e arbustivas na restauração é dificultado uma vez que o conhecimento dessas espécies e de sua ecologia ainda é restrito. Obstáculos na identificação de gramíneas nativas em campo, produção de sementes e formas de plantio são conhecidos como entraves para a utilização dessas espécies na restauração, apesar de reconhecer o potencial ecológico de muitas delas (Filgueiras & Fagg 2008; Martins et al. 2001). Os mesmos entraves são conhecidos para espécies lenhosas arbustivas e subarbustivas, que igualmente devem ser incluídas na restauração de ambientes savânicos (Durigan 2005) e, para isso, mecanismos de recrutamento dessas espécies devem ser mais bem compreendidos.

A crescente necessidade de recriar ambientes por meio da restauração ecológica é excelente oportunidade para estabelecer assembleias de espécies com características que permitam resistir à invasão por gramíneas exóticas invasoras (GEI). Para que os esforços sejam bem-sucedidos, deve-se selecionar espécies nativas com características o mais semelhante possível às espécies invasoras (Funk et al. 2008). De acordo com Drenovsky et al. (2012), o controle de espécies invasoras mais eficiente e duradouro está relacionado ao manejo do ecossistema para que ele se torne mais resistente a invasões biológicas pelo restabelecimento da vegetação e do regime de perturbações. Tal eficiência pode ser alcançada pela disseminação de propágulos de diferentes formas de vida para o rápido recobrimento do solo. A vegetação estabelecida pode amenizar as condições microclimáticas, o que pode promover o desenvolvimento de plantas mais exigentes e a chegada de novos diásporos.

Um dos mecanismos possíveis que tem apresentado resultados satisfatórios na reintrodução de espécies nativas com essas características é a semeadura direta (Engel & Parrota 2001, Ferreira et al. 2007, Parrota & Knowles 1999, Silva et al. 2015, Pellizzaro et al. 2017), que consiste no uso direto das sementes no solo semelhante ao que ocorre no ambiente natural. A semeadura direta é um método mais econômico se comparado com plantio de mudas, pois envolve menos equipamentos, elimina a necessidade de viveiro e facilita a operacionalização (Sovu et al. 2010, Cole et al. 2011). Além disso, por meio da semeadura direta é possível a reintrodução dos propágulos das demais formas de vida, como as espécies herbáceas e arbustivas (Busato et al. 2015).

O modelo convencional de restauração mais aplicado no Brasil segue o modelo da silvicultura por meio do plantio de mudas de espécies arbóreas (Busato et al. 2015). Sua aplicação na restauração ecológica advém do conhecimento técnico e científico alcançados a partir da produção madeireira de espécies exóticas em plantios de

reflorestamento (Belloto et al. 2009), cujo foco principal é no indivíduo que será produzido. As plantas são produzidas em viveiro florestal, em embalagens próprias, de forma a produzir ambiente ideal para o melhor desenvolvimento da espécie evitando-se perdas (Busato et al. 2015). Tal procedimento permite o uso em campo de indivíduos mais resistentes às intempéries ambientais, favorecendo sua sobrevivência. No entanto, estudos comparativos da reintrodução por sementes ou mudas para a restauração do Cerrado são escassos.

Apesar das vantagens da técnica plantio de mudas, sua aplicação para determinados ecossistemas é restrita. Exemplo disso são as espécies arbóreas de Cerrado que notoriamente apresentam desenvolvimento subterrâneo maior que o superficial nos primeiros anos de vida (Hoffmann & Franco 2003), podendo apresentar comprometimento do desenvolvimento das raízes devido a limitação de crescimento imposto pelos recipientes para produção de mudas (Busato et al. 2015). Outro aspecto é a dificuldade de produzir mudas de espécies do estrato herbáceo e arbustivo.

Independentemente da forma de plantio, a competição por GEI é citada como um dos principais motivos de insucesso em plantios de restauração. Plantas invasoras podem impedir os processos de sucessão ecológica, alterar o funcionamento dos ecossistemas e excluir competitivamente plantas nativas (Lockwood & Hoopes 2007). Adicionalmente, podem interferir na ciclagem de nutrientes, no balanço hídrico, na produtividade, na fenologia de espécies, bem como, na frequência e intensidade de perturbações, como o fogo (Myers et al. 2003, Lockwood & Hoopes 2007). Características como alta taxa de crescimento relativo, grande produção de sementes, facilidade de dispersão, elevada taxa de viabilidade e germinação das sementes no solo, maturação precoce das plantas já estabelecidas, floração e frutificação prolongadas, alto potencial reprodutivo por brotação, pioneirismo, alelopatia e ausência de inimigos naturais potencializam o caráter invasor desse grupo (Barbosa et al. 1990, Santana & Encinas 2008, Caramaschi et al. 2016). Com isso, medidas anteriores ao plantio de forma a diminuir a capacidade competitiva das GEI devem ser executadas para ampliar o sucesso de estabelecimento das espécies nativas.

As abordagens mais conhecidas para a eliminação de espécies invasoras são o controle mecânico, químico e biológico. No geral o controle mecânico está inserido nas atividades do preparo do solo convencional que promovem intervenção na área no pré-plantio, bastante usuais nos sistemas agrícolas e silviculturais. A indução de distúrbios por meio da retirada mecânica elimina grande parte das GEI estabelecidas pelo arranquio

das raízes (Kiehl et al. 2010). No entanto, esse processo de movimentação do solo promove revolvimento do banco de semente e, conseqüentemente, a exposição de sementes das espécies competidoras, que podem retornar a recolonizar a área.

Diante do exposto, o objetivo geral desse trabalho foi avaliar técnicas de manejo de gramíneas exóticas invasoras e formas de reintrodução de espécies nativas para a restauração ecológica em Cerrado sentido restrito. Para isso, o trabalho foi dividido em dois capítulos. O primeiro intitulado “Controle de gramíneas exóticas com diferentes intensidades de preparo do solo em área de restauração ecológica de Cerrado sentido restrito com semeadura direta” e o segundo capítulo “Reintrodução de árvores nativas na restauração ecológica do Cerrado: plantio de mudas ou semeadura direta? ”.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARONSON, J. & ALEXANDER, S. 2013. Steering Towards Sustainability Requires More Ecological Restoration. *Natureza & Conservação* 11(2):127-137.
- BARBOSA, J.M., VERONESE, S.A., BARBOSA, L.M. & SILVA, T.S. 1990. Gramíneas pioneiras ocorrentes em áreas degradadas da Serra do Mar: produção de sementes, germinação e capacidade de ocupação das espécies. *Ecosistema, Campinas*15: 65-73.
- BELLOTO, A., GANDOLFI, S. & RODRIGUES, R. R. 2009. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica apresentadas sob a ótica da evolução dos conceitos e métodos aplicados: fase 1- restauração fundamentada no plantio de árvores sem critérios ecológicos para escolha e combinação das espécies. In: Pacto pela restauração da Mata Atlântica referencial dos conceitos e ações de restauração florestal (R.R. Rodrigues, P.H.S. Brancalion, I. Isernhagen). São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 256 p.
- BOND, W.J. & PARR, C.L. 2010. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143: 2395–2404.
- BUDOWSKY, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. *Turrialba, Rio Piedras*15: 40-42.

- BUSATO, L.C., JUNIOR, R.C., VIEIRA, J., ESPERANÇA, A.A.F. & MARTINS, S.V. 2015. Aspectos ecológicos na produção de sementes e mudas para a restauração. In: Restauração ecológica de ecossistemas degradados (S.V. Martins (ed)) 2 ed. UFV, 376p.
- CARAMASCHI, G.M.C.L., BARBOSA, E.R.M., DA SILVA, D.A., BRAGA, V.B. & BORGHETTI, F. 2016. The superior re-sprouting performance of exotic grass species under different environmental conditions: the study case of *Paspalum atratum* (Swallen) and *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich. - Stapf.). *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 28: 273-285.
- COLE, R. J.K., HOLL, K.D., KEENE, C.L. & ZAHAWI, R.A. 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 261: 1590-1597.
- DRENOVSKY, R.E., GREWELL, B.J. & D'ANTONIO, C.M. 2012. A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany* 110: 141-153.
- DURIGAN, G. 2005. Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. In: Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso (A.P.M. Galvão, V. Porfírio-da-Silva (Org.)). Colombo: Embrapa Florestas, p.103-118
- DURIGAN, G., MELO, A.C.G., MAX, J.C.M., VILAS BOAS, O., CONTIERI, W.A. & RAMOS, V.S. 2011. Manual para recuperação da vegetação de cerrado. 3º ed. revisada, São Paulo, SMA.
- EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38: 201-341.
- ENGEL, V.L. & PARROTA, J.A. 2001. An avaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brasil. *Forest Ecology and Management* 152: 169-181.
- FELFILI, J. M., FAGG, C. W. & PINTO, J R. R. 2005. Modelo nativas do bioma *stepping stones* na formação de corredores ecológicos pela recuperação de áreas degradadas no Cerrado. In: Gestão integrada de ecossistemas aplicada a corredores ecológicos (M.B. Arruda (Org.)). Brasília. DF. IBAMA, 472p.
- FERREIRA, R.A., DAVIDE, A.C., BEARZOTI, E. & MOTTA, M.S. 2007. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de espécies florestais. *Cerne* 13 (3): 271-279.
- FILGUEIRAS, T.S. & FAGG, C.W. 2008. Gramíneas nativas para a recuperação de áreas degradadas no cerrado. In: Bases para a recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco (J.M. Felfili, J.C. Sampaio, C.R.M.A. Correia). Bases para a

- recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco. Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas (CRAD), Brasília, 216p.
- FUNK, J.L., CLELAND, E.E., SUDING, K.N. & ZAVALA, E.S. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance, *Trends in ecology evolution* 23 (12): 695–703.
- HOBBS, R. J. 1999. Restoration of disturbed ecosystems. In: *Ecosystems of Disturbed Ground* (L.R. Walker, ed). Elsevier, Amsterdam, p.673–687.
- HOFFMANN, W.A., W.A. & FRANCO, A.C. 2003. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 91: 475–484.
- KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T.W., RASRAN, L. & HURLZEL N. 2010. Species Introduction in Restoration Projects - Evaluation of Different Techniques for the Establishment of Semi-Natural Grasslands in Central and Northwestern Europe *Basic and Applied Ecology* 11(4):285-99.
- LEHMANN, C.E.R. & PARR, C.L. 2016 Tropical grassy biomes: linking ecology, human use and conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371: 1-8.
- LOCKWOOD, J.L. & HOOPES M.F. 2007. *Invasion Ecology*: Blackwell Publishing, p. 304.
- MARTINS, C.R., LEITE, L.L. & HARIDASAN, M. 2001. Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. *Revista Árvore* 25 (2): 157-166.
- MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA, J.R., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S., NOGUEIRA, P.E. & FAGG, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: *Cerrado: ecologia e flora* (S.M. Sano, S.P. Almeida, J.F. Ribeiro (eds.)). Embrapa Cerrados, Planaltina, p. 151-212.
- MMA Ministério do Meio Ambiente. 2015. Projeto TERRACLASS Cerrado Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/>. Acesso em 10 de out. 2017.
- MURPHY, B.P., ANDERSEN, A.N. & PARR, C.L. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions B* 371: 1-12.
- MYERS, J., MYERS, J.H. & BAZELY, D.R. 2003. *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge University Press.

- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- OVERBECK, G.E., VELEZ-MARTIN, E., SCARANO, F.R, LEWINSOHN, T.M., FONSECA, C.R., MEYER, S.T., MULLER, S.C., CEOTTO, P., DADALT, L., DURIGAN, G., GANADE, G., GOSSNER, M.M., GUADAGNIN, D.L., LORENZEN, K., JACOBI, C.M., WEISSER, W.W. & PILLAR, V.D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21: 1455-1460.
- 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 & Evolution*, 29 (4): 205-213.
- PARROTA, J.A. & KNOWLES, O.H. 1999. Restoration of tropical moist Forest on bauxite mined lands in Brazilian Amazon. *Restoration Ecology*, 7: 103-116.
- PELLIZZARO, K.F., CORDEIRO, A.O.O., ALVES, M., MOTTA, C.P., REZENDE, G.M., SILVA, R.R.P., RIBEIRO, J.F., SAMPAIO, A.B., VIEIRA, D.L. & SCHMIDT, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*. DOI: 10.1007/s40415-017-0371-6.
- RODRIGUES, R.R., LIMA, R.A.F., GANDOLFI, S. & NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1242-1255.
- SALAZAR, A., GOLDSTEIN, G., FRANCO, A. C. & MIRALLES-WILHELM, F. 2011. Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas *Seed Science Research* 21: 103-116.
- SANTANA, O.S. & ENCINAS, J.E. 2008. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas* 21(4): 29-38.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA D.R., ROCHA, G.P.E. & VIEIRA, D.L.M. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23 (4): 393-401.
- SOVU, P.S., TIGABU, M. & ODÉN, P.C. 2010. Restoration of former grazing lands in the highlands of Laos using direct seeding of four native tree species. *Mountain Research and Development* 30: 232-243.
- VELDMAN, J.W., OVERBECK, G.E., NEGREIROS, D., MAHY, G., LE STRADIC, S., FERNANDES, G.W., DURIGAN, G., BUISSON, E., PUTZ, F.E. & BOND, W. J. 2015. Tyranny of trees in grassy biomes. *Science* 347: 484–485.
- YONG, T.G. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83.

CAPÍTULO 1

Controle de gramíneas exóticas com diferentes intensidades de preparo do solo em área de restauração ecológica de Cerrado sentido restrito com semeadura direta

RESUMO

Pouco ainda se sabe sobre como restaurar ecossistemas savânicos. Neste sentido, é reconhecida a dificuldade de se realizar a restauração ecológica de pastagens abandonadas dominadas por gramíneas exóticas invasoras (GEI). Diante disso, o objetivo deste trabalho foi testar a eficácia de três níveis de intervenção no preparo mecanizado do solo (PMS) para a restauração da vegetação original de Cerrado sentido restrito em área de pastagem abandonada, por meio da semeadura direta. Para isso, foram estabelecidos três tratamentos com 6 repetições. Todas as parcelas experimentais foram inicialmente queimadas para reduzir a biomassa de gramíneas invasoras e em seguida o solo, a área foi gradeado para o estabelecimento de três tratamentos aleatoriamente distribuídos na área de acordo com o nível de intensidade de intervenção: T-baixa - baixa intensidade (+ enxada rotativa rasa, 5 cm); T-média - média intensidade (+ enxada rotativa profunda, 25 cm, + enxada rotativa rasa, 5 cm) e T-alta - alta intensidade (+ arado de disco, 40 cm de profundidade, + enxada rotativa rasa, 5 cm). As parcelas foram semeadas com a mistura de sementes de 17 espécies arbóreas, 7 arbustivas e 7 herbáceas. Comparamos os tratamentos com a área controle, onde nenhuma intervenção foi aplicada. Acompanhamos o desempenho das plantas, até os dois anos após a semeadura, e avaliamos a cobertura vegetal, a sobrevivência e o crescimento da parte aérea. Em todos os tratamentos houve diminuição significativa de cobertura de GEI e aumento das espécies nativas em relação a área controle. Em geral, o mínimo de quatro intervenções no solo, T-baixa, foi suficiente para reduzir em 50% a cobertura de GEI e substituí-lá pela cobertura de espécies nativas aos 24 meses. No entanto, não foi possível diferenciar qual tratamento foi mais eficiente no controle de GEI, ainda que os tratamentos de maior intervenção tenham sido mais eficazes em diminuir o restabelecimento das GEI por rebrota de raiz, mas não o restabelecimento por semente. Apesar de a semeadura direta ter sido eficaz em estabelecer a cobertura de espécies nativas, o PMS precisa ser mais estudado para que indicado nas

ações de restauração ecológica em ecossistemas savânicos como técnica alternativa no controle das GEI.

Palavras chave: Controle de espécies exóticas, manejo de gramíneas invasoras, preparo do solo, recuperação de áreas degradadas, restauração de savana.

INTRODUÇÃO

Gramíneas exóticas africanas foram introduzidas intencionalmente nas savanas neotropicais para a produção de pastagem, principalmente para alimentar o rebanho bovino e tornaram-se invasoras, ameaçando ecossistemas naturais (Baruch et al.1985). Tais gramíneas invasoras possuem elevada capacidade de colonizar ecossistemas savânicos e campestres e substituir o estrato herbáceo nativo, causando sérios danos ecológicos (Pivello 2011). Por isso, elas estão entre os fatores de maior ameaça às savanas neotropicais (Parsons 1972, Foxcroft et al. 2010, Almeida-Neto et al. 2010). Geralmente, essas espécies impedem o processo natural de sucessão ecológica em áreas nativas, alteram o funcionamento dos ecossistemas e excluem competitivamente plantas nativas (Lockwood & Hoopes 2007). Adicionalmente, podem interferir na ciclagem de nutrientes, no balanço hídrico, na produtividade, na fenologia de espécies, bem como, na frequência e intensidade de perturbações, como o fogo (Myers et al. 2003, Lockwood & Hoopes 2007). As Gramíneas Exóticas Invasoras (GEI) se espalharam de tal maneira que estão presentes e dominam quase todos os fragmentos remanescentes da savana brasileira (Pivello et al. 1999) e assim, como para as florestas tropicais, estão entre os principais impedimentos à regeneração natural da vegetação nativa (D'Antonio & Meyerson 2002).

A formação de pastagens no Brasil Central, atividade que ocupa 30% da área do Cerrado (MMA 2015), consiste na remoção da vegetação nativa e introdução de GEI. Estas atividades alteram os ecossistemas para um estado alternativo estável, os quais não são capazes de retornar por si só ao estado original (Cava et al. 2018), mesmo que com o abandono da pecuária. Uma vez que a comunidade se encontre nesse estado de equilíbrio a mesma se manterá dessa forma a menos que ocorra outro distúrbio capaz de romper o equilíbrio e fazer que o ecossistema passe para um novo estado (Beisner et al. 2003). Assim, para restaurar a vegetação nativa em uma área de pastagem é necessário alterar os regimes de perturbação ou a trajetória de sucessão da comunidade, criando oportunidades

em favor das espécies nativas e em desfavor da regeneração de espécies invasoras (Buckley et al. 2004, Holl & Aide 2011).

A regeneração natural nas savanas do Cerrado, após distúrbios como o fogo ou o corte raso da vegetação, dá-se principalmente pela rebrota de raízes ou dos troncos remanescentes (Lehmann et al. 2014). Em geral, as espécies desses ambientes investem mais na sua manutenção por meio da rebrota de raiz e caule (Bond & Midgley 2001) do que em estratégias reprodutivas como chuva e banco de sementes (Salazar et al. 2012). Por essas razões pastagens abandonada sem ambientes savânicos mantida em restauração passiva, ou seja, sem intervenção direta, não alcançam os atributos da comunidade vegetal de ecossistemas de referência (Cava et al. 2018) e, nesse contexto, estratégias de eliminação de GEI são recomendados (Durigan et al. 2013), juntamente com a reintrodução de propágulos de espécies nativas (Holl & Aide 2011, Holl 1999).

Estratégias de restauração em savanas e campos tropicais são pouco conhecidas (Parr et al. 2014, Cava et al. 2016, Kolb et al. 2016), diferentemente de ecossistemas gramíneos temperados, onde a restauração ecológica é praticada a vários anos. Nesses ambientes a reintrodução de espécies nativas ocorre, principalmente por meio da semeadura direta, devido ao baixo custo e a possibilidade de introdução de plantas herbáceas e arbustivas em altas densidades (Hedberg & Kotowski 2010, Walker et al. 2004). Apenas mais recentemente nas savanas tropicais e em áreas de transição, iniciativas de restauração ecológica tem sido empregada com sucesso (Carrizo et al. 2009, Hedberg & Kotowski 2010, Aires et al. 2014, Campos-filho et al. 2014, Ferreira et al. 2015, Silva et al. 2015, Pellizzaro et al. 2017, Silva & Vieira 2017), sendo potencializado quando o estrato herbáceo-arbustivo nativo é reintroduzido (Ferreira et al. 2015, Cava et al. 2018). No entanto, apesar dos avanços, o maior desafio para a restauração ecológica ainda é o controle eficaz e viável de GEI (D'Antonio & Meyerson 2002, Brooks et al. 2010, Kolb et al. 2016, Pellizzaro et al. 2017, Coutinho 2018).

Algumas experiências conhecidas de controle de GEI envolvem o uso do fogo prescrito (Alexander & D'Antonio 2003), a aplicação de herbicida (Brancaion et al. 2009), manejo com pastoreio (Durigan et al. 2013), controle mecânico (Lof et al. 2012), remoção do *topsoil* (Holl et al. 2014), cobertura morta de palhada seca de capim (Silva & Vieira 2017) ou de madeira triturada (Holl et al. 2014) e o uso de espécies chave (Motta 2017, Pellizzaro et al. 2017), incluindo espécies com potencial de fitotoxicidade sobre GEI (Lopes et al. 2017). No entanto, mesmo que essas estratégias alcancem algum grau de efetividade inicial e permitam o recrutamento de espécies nativas, é comum que as GEI

recolonizem a área e em alguns casos substituam as nativas (Alves 2016, Silva & Vieira 2017, Coutinho 2018, Pilon et al. 2018).

Diante da dificuldade de restaurar ambientes dominados por GEI e do aumento da demanda por restauração ecológica (Aronson & Alexander 2013) dada a extensão das áreas a serem restauradas, como no Cerrado, o controle mecanizado com o uso de tratores pode permitir a restauração em larga escala. O uso de implementos acoplados a tratores para preparar o solo para cultivos agrícolas pode também ser utilizado para remover as GEI e facilitar o estabelecimento de espécies nativas por sementeira direta (Wilson & Gerry 1995, Hopkins et al. 1999, Walker et al. 2004, Lof et al. 2012). O revolvimento do solo com implementos agrícolas permite o desenraizamento das GEI (Kiehl et al. 2010), mas ao mesmo tempo promove a germinação das sementes no banco do solo. Sucessivas passagens destes implementos intercaladas a períodos de espera para a germinação de GEI permite reduzir o banco de sementes do solo (Carmona 1992). Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo testar três intensidades de preparo do solo para avaliar a redução na cobertura de GEI e o estabelecimento de plantas nativas introduzidas por sementeira direta.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em experimental no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), Goiás (14°04'45" S e 47°37'57" W) em ambiente de Cerrado sentido restrito, degradada, de aproximadamente 5 ha. A Chapada dos Veadeiros apresenta altitude de 800 a 1.650, precipitação média anual de 1.625 mm e temperatura média anual máxima de 28,5°C e mínima de 18°C (Silva et al. 2006). A região encontra-se submetida a um regime climático tropical semi-úmido do tipo Aw, caracterizado por verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (Alvares et al. 2013). O relevo na área de estudo é plano e a classe de solo predominante do solo é o Plintosolo, caracterizado pela presença de horizonte plintico (Santos et al. 2013).

A vegetação original da área possivelmente era composta por estrato herbáceo contínuo e cobertura de árvores e arbusto, variando de 10 a 60 %, de acordo com o que é observado no entorno, que foi retirada para implantação de agricultura e posteriormente

pastagem. Após 25 anos de abandono das atividades, a área continua dominada por gramíneas invasoras, como *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga, *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Capim-braquiária), *Andropogon gayanus* Kunth (Capim-andropogon), *Melinis minutiflora* P.Beauv. (Capim-gordura) e *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf (Capim-jaraguá) com ocorrência frequente de incêndios. No entanto, a maior dominância de GEI ocorre por indivíduos de *U. decumbens*.

Desenho experimental

Para testar diferentes intensidades de preparo do solo inicialmente foi realizado um pré-tratamento que consistiu na queima controlada, ao final da estação chuvosa (maio/2014), período de maior floração das gramíneas exóticas, principalmente de *U. decumbens*. Esse procedimento teve como objetivo diminuir a biomassa aérea das GEI e facilitar a passagem dos implementos agrícolas de preparo do solo, bem como reduzir a quantidade de sementes de GEI, visto que, por exemplo, sementes de *Urochloa decumbens* não resistem a altas temperaturas (Paredes 2016). Em seguida foi realizada a gradagem do solo (julho/2014) com grade aradora acoplada a trator, três passagens a 25 cm de profundidade. Dentro dessa área previamente preparada por fogo e gradagem, foram estabelecidas as parcelas experimentais de três tratamentos para testar a intensidade de preparo do solo (outubro/2014):

1) T-baixo, tratamento com menor intensidade de intervenção de preparo do solo, em que foi realizada a semeadura de espécies nativas diretamente na área pré-preparada sem nenhuma outra intervenção.

2) T-médio, tratamento de média intensidade de intervenção, em que foram realizadas duas gradagens do solo subsequentes (com enxada rotativa profunda, implemento que revolve o solo a uma profundidade de aproximadamente 25 cm), seguida pela semeadura de espécies nativas.

3) T-alto, tratamento de maior intensidade de intervenção de preparo do solo, em que foi realizada a passagem de arado de disco movido por trator (implemento que revolve o solo a uma profundidade de aproximadamente 40 cm), seguida pela semeadura direta de espécies nativas.

Logo após a semeadura nos três tratamentos, as sementes foram enterradas pela passagem de enxada rotativa puxada por microtrator, regulado para 5 cm de profundidade (Figura 1).

A área de cada tratamento foi escolhida aleatoriamente. Dentro de cada área selecionada para cada tratamento foram estabelecidas 6 parcelas de 20 x 20 m², também aleatoriamente distribuídas. Parte da área não foi submetida a nenhuma intervenção para o estabelecimento de três parcelas controle, aleatoriamente distribuídas, de 10 m². As parcelas controle foram estabelecidas em menor quantidade e tamanho que os demais tratamentos devido a homogeneidade em estrutura e composição da pastagem.

As espécies e quantidades de sementes de árvores, arbustos e gramíneas nativas utilizadas na semeadura direta foram selecionadas de acordo com desempenho das espécies em experimentos anteriores na área (Pelizzaro 2016), bem como, pela disponibilidade para coleta das sementes em 2014, com exceção das espécies *Stylosanthes capitata* Vogel e *Stylosanthes macrocephala* M.B. Ferreira & Sousa Costa, que são comercialmente vendidas. As sementes coletadas no entorno do PNCV no período de março a setembro de 2014 foram beneficiadas, triadas e separadas em lotes de acordo com as quantidades descritas na Tabela 1. A semeadura direta foi realizada manualmente em novembro de 2014, sem tratamento de quebra de dormência das sementes.

Tabela 1. Hábito e quantidade de diásporos das espécies nativas por parcela (20x20 m) utilizados na semeadura direta no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Hábito*	Família	Nome científico	Nome comum	Quantidade semeadas
Árvore	Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão	400 un
	Combretaceae	<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Muçambé	400 un
	Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Carvoeiro	400 un
	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	Louro	400 un
	Bignoneaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Ipê amarelo	400 un
	Fabaceae	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Amburana	25 un
	Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	400 un
	Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Tingui	400 un
	Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. Ex Hayne	Jatobá	100 un
	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	400 un
	Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	400 un
	Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	400 un
	Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	400 un
	Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Gonçalo-Alves	400 un
	Fabaceae	<i>Jacaranda brasiliiana</i> (Lam.) Pers.	Caroba	400 un
	Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Cajuí	400 un
	Asteraceae	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Candeeiro	200g

Tabela 1. Cont.

Hábito*	Família	Nome científico	Nome comum	Quantidade sementes
	Fabaceae	<i>Stylosanthes macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	Estilosantes	16 g
Arbusto e subarbusto	Fabaceae	<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Estilosantes	64g
	Asteraceae	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Amargoso	200 g
	Asteraceae	<i>Vernonnanthura polyanthes</i> Less.	Assa-peixe	200 g
	Fabaceae	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fedegoso	400 un
	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Mimosa	400 un
	Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Lobeira	400 un
	Poaceae	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Brinco-de-princesa	200 g
Erva	Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Capim-andropogon	200 g
	Poaceae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	Capim-vassoura	200 g
	Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Capim-andropogon	200 g
	Poaceae	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim-roxo	200 g
	Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Capim-fiapo	200 g
	Poaceae	<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Aristida pequena	200 g

*Classificação de acordo com Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro.



Figura 1. A) Semeadura direta manual de espécies nativas e B) revolvimento superficial do solo por meio de enxada rotativa rasa movida por microtrator para enterrar superficialmente as sementes semeadas (figura da direita); no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito, no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Coleta dos dados

O levantamento de arbustos e árvores semeadas ocorreu em duas sub-parcelas de 10 m² (20 x 0,5m) de cada tratamento ao longo das diagonais, ligando os vértices das parcelas. Todos os indivíduos emergidos foram marcados com etiquetas numeradas para o acompanhamento do seu desenvolvimento em campo aos 12 e 24 meses de semeadura.

A medição da cobertura vegetal foi realizada aos três, 12 e 24 meses por meio do método “*line-point intercept*” (adaptado de Herrick et al. 2005) (Figura 2), no qual todas formas de vida foram consideradas. A cobertura vegetal foi avaliada pela contagem de toques por espécie em uma vara posicionada verticalmente. A contagem dos toques foi mensurada em 400 pontos a cada 10 cm ao longo de duas linhas de 20 m nas diagonais das parcelas estabelecidas com trena. Nas mesmas linhas, aos 30 meses de semeadura, foi medido o número de toques dos indivíduos de GEI regenerantes por semente e rebrota de raízes com o mesmo método adotado para cobertura vegetal.



Figura 2. Desenho esquemático do método *line-point intercept*. A linha amarela na vertical representa a trena e a preta a vara de bambu posicionada a cada 10 cm nos pontos de amostragem. (Fonte: Sousa & Vieira, 2017).

Análise dos dados

Na análise da cobertura vegetal as espécies foram agrupadas em três categorias: GEI (*Urochloa decumbens*, *Urochloa humidicula*, *Andropogon gayanus* e *Melinis minutiflora* *Hyparrhenia rufa*), espécies semeadas - ES (ervas, arbustos e árvores semeadas) e espécies não semeadas -ENS (espécies espontâneas, ou seja, ervas ou arbustos exóticos que colonizam ambientes alterados, ou rebrota de regeneração natural de espécies nativas). Dentre as ES, categorizamos também as espécies quanto a forma de vida em árvores, arbustos e ervas. A porcentagem de cobertura por categoria foi calculada dividindo-se o número total de toques da categoria por parcela pelo número total de toques de todas as categorias.

Para analisar o efeito dos tratamentos sobre cobertura de GEI, ES e ENS, o número de toques de comparação da cobertura entre os tratamentos foi realizado por meio do teste estatístico GLM (*General Linear Models*), seguido de teste Tukey, com 5% de significância (SPSS v.21, IBM *Statistics*, CA, USA). Esse mesmo teste foi utilizado para analisar o efeito dos tratamentos na quantidade de toques de GEI provenientes do banco de sementes e rebrota, bem como, crescimento, mortalidade e densidade das espécies arbóreas e arbustivas. Para as medidas tomadas ao longo do tempo foi utilizada ANOVA de medidas repetidas (SPSS v.21, IBM *Statistics*, CA, USA).

RESULTADOS

A cobertura vegetal das espécies variou significativamente em relação aos tratamentos e a área controle em cada uma das categorias aos 24 meses (GLM; ES $F_{3,17}=21,69$ e $p<0,01$; GEI $F_{3,17}=28,36$ $p<0,01$), exceto ENS ($F_{3,17}= 1,2$ $p=34$). A cobertura de GEI variou de 31,5 % a 61 % nos tratamentos T-baixa, T-média e T-alta. O

preparo do solo e a semeadura de nativas reduziu significativamente a cobertura de GEI para 48% (média de todos os tratamentos) em relação às parcelas controle (Figura 3). No entanto, não houve diferença significativa entre os tratamentos (GLM; ES $F_{2,15}=0,27$; $p=0,77$; GEI $F_{2,15}=0,36$ $p=0,70$; ENS $F_{2,15}=0,58$ $p=0,57$).

Somando-se todos os tratamentos, a categoria “espécies não semeadas” foi a que apresentou menor cobertura, com uma média de 5,1%, sendo a maioria representada por espécies espontâneas (5%) com pouca rebrota de espécies nativas (1%). A cobertura de espécies nativas semeadas variou entre 28% e 66%.

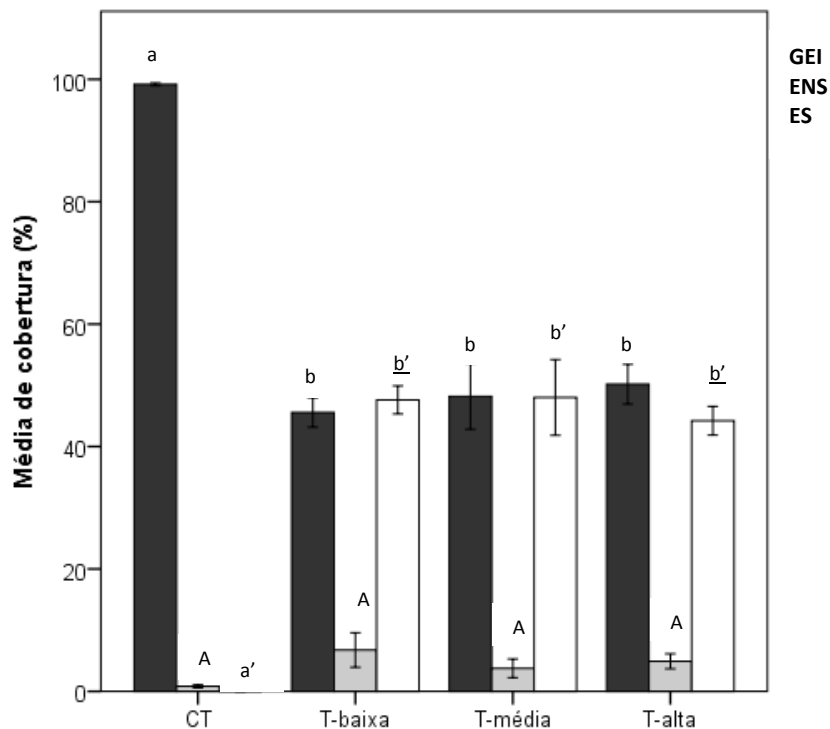


Figura 3. Comparação da porcentagem de cobertura vegetal entre as categorias (GEI - gramíneas exóticas invasoras, ENS - espécies não semeadas e ES - espécies semeadas), aos 24 meses de semeadura direta entre os tratamentos T-baixa (menor intervenção de preparo do solo), T-média (intervenção média de preparo do solo), T-alta (maior intervenção de preparo do solo) e CT (controle, sem intervenção) em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Linhas representam o erro padrão. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste de Tukey, a 5% na comparação por categoria entre tratamentos.

A porcentagem de cobertura vegetal variou ao longo do tempo para as espécies semeadas (ES) e para as GEI (ANOVA medidas repetidas; ES $-F_{2,35} = 45,86$; $p << 0,01$; GEI $-F_{2,34} = 28,74$; $p << 0,01$) e as espécies não semeadas não variaram ao longo do tempo (ANOVA medidas repetidas; ENS $-F_{2,34} = 2,6$; $p = 0,1$) (Figura 4).

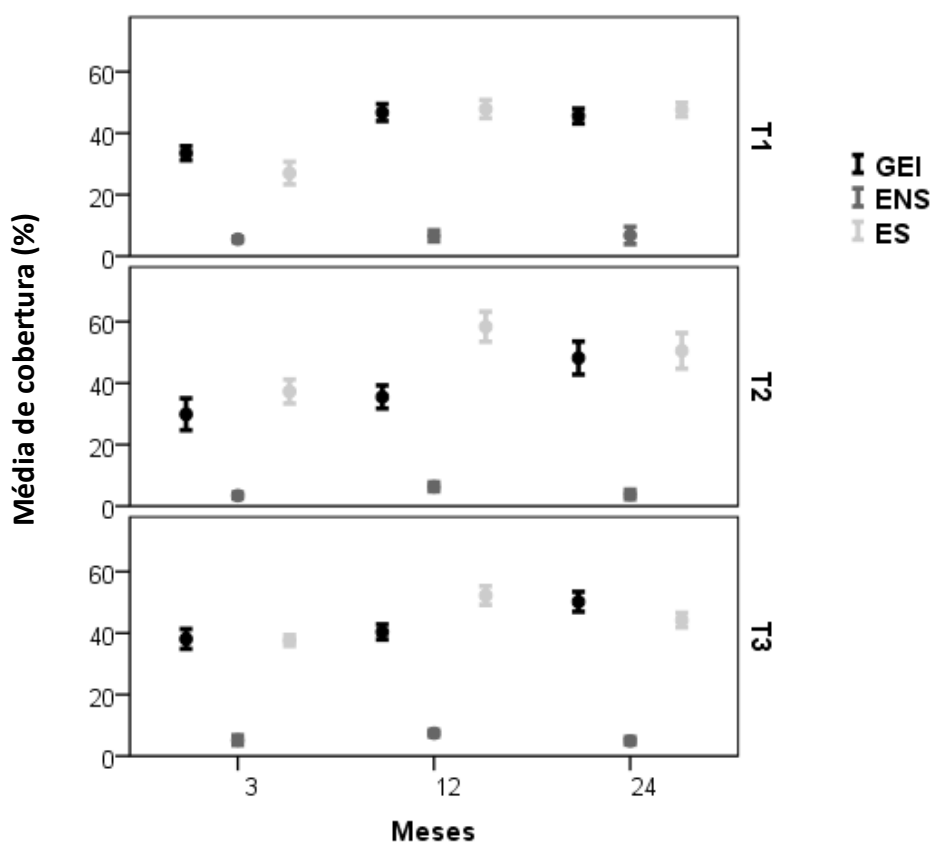


Figura 4. Variação da cobertura vegetal aos 3, 12 e 24 meses, entre as categorias GEI (gramíneas exóticas invasoras-), ENS (espécies não semeadas) e ES (espécies semeadas) tratamentos (T-baixa, T-média e T-alta) no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. As barras representam o desvio padrão.

A porcentagem de cobertura vegetal variou ao longo do tempo para as espécies semeadas (ES) e para as GEI (ANOVA medidas repetidas; ES - $F_{2,35} = 45,86$; $p \ll 0,01$; GEI - $F_{2,34} = 28,74$; $p \ll 0,01$) e as espécies não semeadas não variaram ao longo do tempo (ANOVA medidas repetidas; ENS - $F_{2,34} = 2,6$; $p = 0,1$) (Figura 4).

O estabelecimento de plântulas de GEI foi maior no T-alta (GLM $F_{2,15}=7,7$; $P<0,01$). No entanto, nas parcelas de maior intervenção como na T-alta e T-média o restabelecimento inicial após 30 dias das GEI por rebrota de raiz foi significativamente menor do que nas parcelas T-baixa (GLM $F_{2,15}=12,2$; $P<0,01$) (Figura 5).

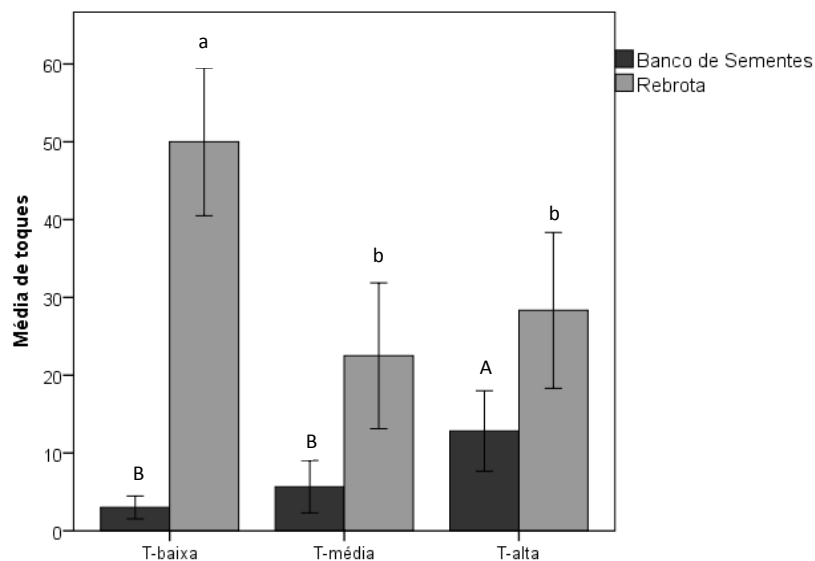


Figura 5. Comparação do número médio de toques de gramíneas exóticas invasoras estabelecidas por meio do banco de sementes ou rebrota aos 30 meses, nos tratamentos T-baixa (baixa intervenção de preparo do solo), T-média (média intervenção de preparo do solo), T-alta (alta intervenção de preparo do solo) em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Linhas representam o erro padrão. Letras iguais não diferem significativamente pelo procedimento de separação de média de Tukey, a 5%. Letras minúsculas referem a comparação da regeneração por rebrota entre os tratamentos (T-baixa, T-média, T-alta) e letras maiúsculas a comparação do banco de semente entre os tratamentos (T-baixa, T-média, T-alta).

Quanto a forma de vida, não houve diferença significativa entre os tratamentos aos 24 meses (GLM; Erva $F_{2,15}=0,31$ $p=0,74$; Arbusto $F_{2,15}=1,23$; $p=0,32$; Árvore $F_{2,15}=1,20$; $p=0,33$), por isso agrupamos os três tratamentos para apresentar a média (Figura 6). A categoria arbustos e subarbustos apresentaram média de cobertura de 18% e ervas 20%, enquanto que a de árvores foi de apenas 1,3%.

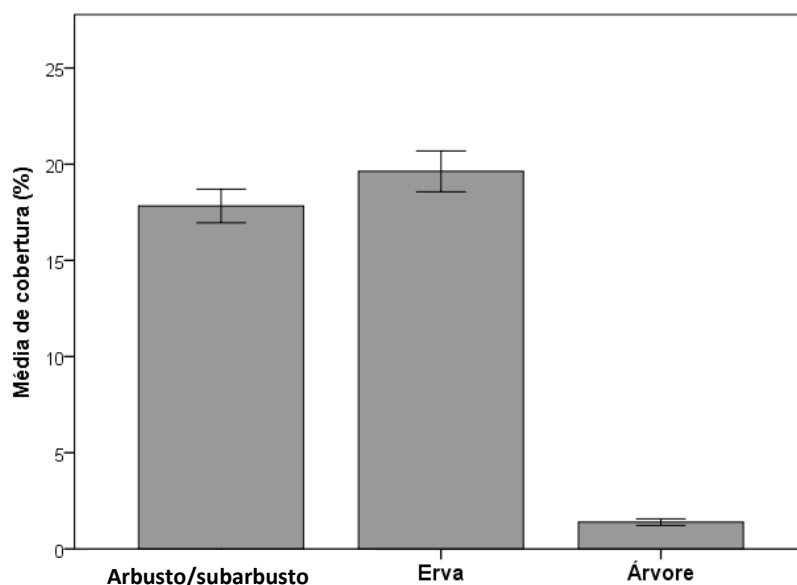


Figura 6. Cobertura de arbustos/subarbustos, ervas e árvores aos 24 meses em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Linhas representam o erro padrão.

As espécies arbóreas tiveram incremento médio em altura do primeiro para o segundo ano de semeadura de apenas $3,7 \pm 8,4$ cm. Não houve diferença significativa no crescimento das espécies arbóreas entre os tratamentos no primeiro ano ou no segundo ano de semeadura direta (GLM aos 12 meses $F_{2,15} = 1,33$ $p=0,29$, aos 24 meses $F_{2,15} = 1,72$ $p= 0,54$) (Tabela 2). A altura média máxima alcançada aos 24 meses de experimento foi de 95 cm para *T. aurea* (Carvoeiro) e 90 cm para *S. lycocarpum* (Lobeira).

Tabela 2. Características médias de indivíduos arbóreos e arbustivos, no primeiro e segundo ano de semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Letras iguais não diferem significativamente entre os tratamentos pelo teste de comparação múltipla de médias de Tukey, a 5% de significância.

	T- baixa		T-média		T-alta	
	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2
Altura (cm)	10±0,6 ^a	15±1,9 ^a	10±0,6 ^a	14±1,3 ^a	11±1,4 ^a	15±1,6 ^a
Mortalidade (%)	15±3,5 ^a	7±3,7 ^a	16±4,4 ^a	10±5,1 ^a	13±1 ^a	12±2,9 ^a
Densidade ind./20 m ²	142±13,6	132±11,4	161±16,5	145±17,8	129±3,5 ^b	113,6±3,5 ^b
		b	a	a		a

Das 31 espécies semeadas, apenas duas não germinaram, *M. urundeuva* e *T. fagifolia*. Dentre as gramíneas as espécies que se estabeleceram melhor foram

Trachypogon spicatus (Capim-fiapo), *Aristida gibbosa* (Aristida-pequena), *Schyzachirium sanguineum* (Capim-roxo) e *Andropogon fastigiatus* (Capim-andropogon) (Figura 7, 8 e 9), sendo que essas duas últimas foram as de maior cobertura, principalmente o *A. fastigiatus* para o primeiro ano. A mortalidade média para o experimento foi baixa, menor que 17% no primeiro ano e menor que 13% no segundo, sem diferença entre os tratamentos (GLM primeiro ano, $F_{2,15}=0,97$ $p=0,39$; segundo ano $F_{2,15}=2,03$ $p=0,16$). Este resultado promoveu elevada densidade de plantas arbóreas e arbustivas com média total de 6,6 plantas/m², sendo que no primeiro ano o T-média apresentou maior densidade (GLM $F_{2,15}=10,18$ $p<0,01$) e no segundo ano diferiu apenas em relação ao T-alta (GLM $F_{2,15}=9,49$ $p<0,01$; Tukey - T-média em relação a T-baixa, diferença de médias = 13,67; SD= 7,4; $p=0,18$ e em relação a T-alta diferença de médias = 32,17; SD= 7,4; $p<0,01$). As espécies que mais contribuíram na densidade foram *A. humile* (Cajuí) e *M. pubescens* (Tingui).



Figura 7. Parcela de preparo do solo aos três meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.



Figura 8. Parcela de preparo do solo aos 12 meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.



Figura 9. Parcela de preparo do solo aos 24 meses após a semeadura direta em experimento de restauração ecológica no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

DISCUSSÃO

O sucesso do controle de plantas exóticas invasoras depende em grande parte do potencial de regeneração destas espécies (Alexander & D'Antonio 2003) e o entendimento dessas estratégias reprodutivas é fundamental para a condução de esforços mais eficazes e de menor custo (Durigan et al. 2013). São características de muitas GEI, a floração e frutificação prolongada, a formação de banco de sementes no solo, facilidade de dispersão e a capacidade de reprodução assexuada (Barbosa 1990, Santana & Encinas 2008). Somam-se a isso sua capacidade de sobreviver ao estresse hídrico, elevada alocação de biomassa para as folhas, altas taxas de germinação, rápido crescimento e alta eficiência no uso de nutrientes (Foxcroft et al. 2010).

Os tratamentos aplicados em área de pastagem abandonada no PNCV não foram capazes de eliminar completamente a cobertura de GEI após 24 meses, não havendo diferença entre os tratamentos. O tratamento menos intervenção de preparo do solo foi capaz de reduzir a cobertura de GEI para um pouco menos de 50%. A remoção completa de espécies invasoras é tão difícil que, muitas vezes, se torna inviável economicamente (Breed et al. 2016), mesmo com o uso de técnicas mais baratas como o controle químico. Estudos com mais de sete anos de aplicação constante de herbicida para o manejo de GEI demonstram que não foi possível eliminar completamente as gramíneas invasoras do sistema em pradarias (Wilson & Pärtel 2003). Dentre outros fatores, a regeneração natural de ambientes gramíneos em áreas de agricultura abandonada pode ser dificultada devido a alteração nos níveis de nutrientes no solo pelo uso de fertilizantes químicos (Pywell et al. 2002, Daehler 2003, Walker et al. 2004, Bustamante et al. 2012, Lannes et al. 2016, Eller & Oliveira et al. 2017) que podem conduzir a regeneração para estados alternativos diferentes do original em savanas (Cava et al. 2018), onde os solos são originalmente pobres em nutrientes. Sendo assim, é possível que por muitos anos seja frequente em ambientes restaurados de pastagens degradadas a coexistência de espécies nativas reintroduzidas e gramíneas exóticas invasoras.

As intervenções com maiores intensidades de preparo mecanizado do solo demonstraram maior eficiência na redução da rebrota das GEI. Esse controle é desejável, pois *U. decumbens* (espécie invasora de maior ocorrência na área) possui crescimento vegetativo por rizomas sendo capaz de recobrir rapidamente o solo (Miles et al. 1996).

Ainda que tenha ocorrido algumas rebrotas, a redução inicial ocasionada pelo preparo do solo gerou intervalo de oportunidade para que as espécies nativas de rápido crescimento também se estabelecessem.

Quanto ao reestabelecimento das GEI do banco de semente, a queima prescrita praticada no início de floração das gramíneas e antes das intervenções mecanizadas, pode ter contribuído para a redução no estabelecimento das GEI, visto que sementes de *U. decumbens* não resistem a altas temperaturas (Paredes 2016). A movimentação do solo expõe à superfície as sementes das GEI do banco de sementes promovendo a germinação das mesmas (Leck et al. 1989, Carmona 1992). Em geral, sementes de *U. decumbens* germinam até 15 dias (Dantas-Junior et al. 2017), se a movimentação do solo é repetida sucessivas vezes após a germinação das GEI, matando as plântulas, pode haver um esgotamento do banco de sementes. Mesmo nos tratamentos de preparo do solo com maiores intervenções, o revolvimento do solo só foi repetido uma vez em intervalo suficiente para permitir a germinação de GEI e subsequente arranquio das plântulas. Com o tratamento de maior intervenção com o arado de disco esperava-se o revolvimento do solo em profundidade de tal forma que as camadas superficiais fossem soterradas pelas camadas mais profundas do solo. Para *U. decumbens* a maior parte das sementes ficam a uma profundidade de até de 5 cm (Bond et al. 1999). No entanto, esse soterramento não deve ter acontecido de forma satisfatória. Assim, o reduzido número de intervenções de preparo do solo que permitisse o esgotamento do banco de sementes e o ineficiente uso do arado de disco para inverter as camadas do solo, permitindo uma alta germinação de sementes de GEI, possivelmente ocasionaram a ausência de efeito entre os tratamentos.

A recolonização de GEI pelo banco de sementes, bem como a substituição de espécies nativas reintroduzidas foram observadas em áreas em processo inicial de restauração em savana (Coutinho 2018). Da mesma forma, a elevada capacidade de recolonização por semente de *U. decumbens* já havia sido relatada por Motta (2017). Por outro lado, há estudos indicando que quanto maior a intensidade do preparo do solo melhor serão os resultados dos esforços de controle de GEI e da restauração (Wilson & Gerry 1995, Hopkins et al. 1999, Walker et al. 2004). Assim, mais experimentos com o revolvimento do solo para controle de GEI devem ser realizados, aumentando o número e eficiência das intervenções, para confirmar a eficácia desta técnica para restaurar savanas do Cerrado convertidas em pastagens.

A possibilidade de promover repetidos revolvimentos do solo para esgotar o banco de sementes das GEI também foi sugerida por Alexander & D'Antonio (2003). No

entanto, o repetido revolvimento mecanizado do solo tem restrições. Dependendo da intensidade e do local, o preparo do solo mecanizado pode causar impactos como erosão e compactação do solo (Lof et al. 2012), bem como, diminuir a capacidade de regeneração por rebrota, onde houver potencial de regeneração nativa por rebrota (Durigan et al. 1998, Sampaio et al. 2007). Além disso, essa técnica não pode aplicada em áreas declivosas onde não é possível o uso de tratores. Adicionalmente, quanto mais intervenções no solo maior será o custo da restauração, dificultando a aplicação da técnica em larga escala (McBride et al. 2010).

Apesar de controverso, o uso do herbicida é outra possibilidade de manejo de GEI (Durigan et al. 1998) que também pode ser combinado com o uso do fogo e gradagem. Além disso, outra possibilidade a ser considerada é o pastoreio controlado por gado para reduzir a cobertura de GEI (Durigan et al. 2013). O emprego de medidas drásticas para o controle das GEI se justifica, pois, a capacidade de recolonização é extremamente alta podendo até mesmo retroceder os esforços de restauração (Martins et al. 2004, Durigan & Melo 2013, Holl et al. 2014).

No presente estudo, ao se promover a abertura de nichos vagos com o controle das GEI, as espécies nativas semeadas tiveram condições de ocupar o espaço disponível promovendo uma cobertura vegetal de aproximadamente 50% na área em restauração aos 24 meses. Em pradarias também foi possível observar a contribuição do controle das GEI no estabelecimento de espécies nativa semeadas (Wilson & Pärtel 2003).

Apenas a regeneração natural não parece ter sido suficiente para induzir a restauração na área de experimento. Pastagens abandonadas em áreas de Cerrado não conseguem se regenerar espontaneamente mesmo após décadas de abandono (Cava et al. 2018). Isso fica evidenciado pelo fato da área controle, sem nenhuma intervenção, não ter apresentado ingresso de espécies nativas e muito menos redução da cobertura de GEI, mesmo que a área de estudo esteja abandonada a mais de 20 anos e esteja a menos de 1 km de áreas de vegetação nativa dentro de unidade de conservação. Outro indício é a presença de apenas 1% de cobertura de espécies reestabelecidas por meio de rebrota. O que reforça ainda mais a dificuldade de restaurar áreas dominadas por GEI, como é o caso das pastagens plantadas que dominam a paisagem atual no Cerrado. Esta baixa capacidade de regeneração natural em pastagens abandonadas pode ser explicada pela baixa dispersão de sementes em ambientes savânicos em comparação com ambientes florestais (Durigan et al. 2011, Salazar et al. 2012) e a exaustão da capacidade de rebrota das espécies com o preparo do solo para implantação de pastagem. Como é reconhecido,

comunidades graminosas apresentam taxas lentas de recuperação da composição de espécies, já que a maior parte das espécies apresentam atributos que lhes confere maior persistência no ambiente do que capacidade de recrutamento (Bond & Midgley 2001).

O baixo crescimento em altura para as espécies arbóreas já foi relatado por diversos autores para as espécies desse estrato no Cerrado sentido restrito (Sampaio et al. 2008, Silva et al. 2015) que está relacionado ao maior investimento no desenvolvimento inicial do sistema radicular do que na parte aérea das plantas (Hoffmann 2000). Além de crescerem pouco em altura, as nativas ficam cobertas por GEI, o que pode dificultar ainda mais seu crescimento. Além disso, as espécies arbóreas tampouco contribuem com a cobertura do solo. Diante disso, a semeadura direta também deve incluir espécies arbustivas e herbáceas nativas que apresentam rápido crescimento, tais como *L. aurea*, *Stylosanthes* spp. e gramíneas nativas, como realizado nesse estudo e sugerido por Silva & Vieira (2017) e Cava et al (2018). Nosso objetivo ao utilizar espécies de outros hábitos que não só árvores na semeadura direta foi estimular o rápido recobrimento do solo e com isso reduzir a chance de recolonização das GEI.

O presente estudo demonstrou que a técnica de semeadura direta é eficaz em estabelecer a cobertura e a densidade de espécies nativas na restauração de vegetações campestres e savânicas do bioma Cerrado, como já verificado em outros estudos (Carrijo et al. 2009, Damasco & Corrêa 2010, Aires et al. 2014, Silva et al. 2015, Pellizzaro et al. 2017, Silva & Vieira 2017). Porém, a reintrodução de espécies nativas não é efetiva se não houver uma eficaz redução no banco de sementes das GEI, pois estas tendem a recolonizar e novamente dominar a área em restauração. Apesar do somatório do controle das GEI por revolvimento do solo e a semeadura direta de espécies nativas iniciar o processo de restauração, ações subsequentes de controle das GEI são necessárias. Diante disso, a integração de técnicas de manejo é importante para prover o custo benefício necessário para viabilizar o controle de espécies invasoras (Resende & Leles 2017, Paynter & Flanagan 2004, Buckley et al. 2004). Parece que a abordagem mais eficiente para a restauração de ambientes savânicos com dominância de GEI envolve a combinação de estratégias de manejo aplicadas conjuntamente. Inicialmente, deve ser aplicado rigoroso controle das GEI, incluindo o esgotamento do banco de sementes, para isso pode ser necessário combinar as técnicas de queima controlada, revolvimento do solo, uso de herbicidas e pastejo controlado. Uma vez tendo sido controladas as GEI deve-se estabelecer uma densa cobertura de espécies nativas de forma a reduzir as chances de recolonização pelas invasoras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRES, S.S., SATO, M.N. & MIRANDA, H.S. 2014. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science* 69:470-478.
- ALEXANDER, J.M. & D'ANTONIO, C.M. 2003. Seed Bank Dynamics of French Broom in Coastal California Grasslands: Effects of Stand Age and Prescribed Burning on Control and Restoration. *Restoration Ecology* 11 (2): 185-197.
- 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* 209:109-122.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6): 711-728.
- ALVES, M. 2016. Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília.
- ARONSON, J. & ALEXANDER, S. 2013. Steering Towards Sustainability Requires More Ecological Restoration. *Natureza & Conservação* 11(2):127-137.
- BARBOSA, J.M., VERONESE, S.A., BARBOSA, L.M. & SILVA, T.S. 1990. Gramíneas pioneiras ocorrentes em áreas degradadas da Serra do Mar: produção de sementes, germinação e capacidade de ocupação das espécies. *Ecosistema, Campinas* 15: 65-73.
- BARUCH, Z., LUDLOW, M. M. & DAVIS, R. 1985. Photosynthetic responses of native and introduced C4 grasses from Venezuelan savannas. *Oecologia* 67: 388-393.
- BEISNER, B.E., HAYDON, D.T. & CUDDINGTON, K. 2003. Alternative stable states in ecology *Frontiers in Ecology and the Environment* 1 (7): 376-382.
- BOND, W.J. & MIDGLEY, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Ecology & Evolution* 16 (1): 45-51.
- BOND, W.J., HONIG, M. & MAZE, K.E. 1999. Seed size and seedling emergence: An allometric relationship and some ecological implications. *Oecologia*, 120: 132-136.
- BRANCALION, P.H.S., RODRIGUES R., ISERHAGEN I. & GANDOLFI S. 2009. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal, Pacto para a

- restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Instituto BioAtlântica, São Paulo, p. 14-23.
- BREED, M.F., LOWE, A.J. & MORTIMER, P.E. 2016. Restoration: ‘Garden of Eden’ unrealistic. *Nature* 533: 469-469.
- 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.
- BUCKLEY, Y.M., REES, M., PAYNTER, Q. & LONSDALE, M. 2004. Modelling integrated weed management of an invasive shrub in tropical Australia. *Journal of Applied Ecology* 41: 547-560.
- BUSTAMANTE, M.M., BRITO, D.Q., KOZOVITS, A.R., LUEDEMANN, G., MELLO, T.R., SIQUEIRA, P.A., MUNHOZ, C.B. & TAKAHASHI, F.S. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). *Plant Ecology* 213:795-808.
- CAMPOS-FILHO, E.M., JUNQUEIRA, R.G.P., SOUSA, O.L., EICHOLZ, L.L., MARMET, C.C., COSTA, J.N.M.N., FERREIRA, B.D., ALVES, H.Q. & VILLASBOAS, A.J.A. 2014. The Xingu Seed Network and mechanized direct seeding. In: Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species State of the World’s Forest Genetic Resources – Thematic Study (M. Bozzano, R. Jalonen, E. Thomas, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith, P. & J. Loo, eds.). FAO and Bioversity International, p. 161-164.
- CARMONA, R. 1992. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. *Planta Daninha* 10(1/2):5-16.
- CARRIJO, C., MARTINS, R.C.C., MARTINS, I.S., LANDAHL, D.T., MATOS, J.M.M. & NAKANO, T. Y.R. 2009. Estabelecimento de *Eriotheca pubescens* (Bombacaceae) por meio de semeadura direta e de mudas em cascalheira. *Cerne* 15 (3): 366-371.
- CAVA, M.G.B., ISERNHAGEN, I., MENDONÇA, A.H. & DURIGAN, G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 43(2): 301-315.
- CAVA, M.G.B., PILON, N.A.L., RIBEIRO, M.C. & DURIGAN, G. 2018. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology* 55:1164-1172.
- COUTINHO, A.G. 2018. Construção de comunidade vegetal em restauração ativa de savana. Dissertação de mestrado. UnB. Brasília.

- D'ANTONIO, C.M.&MEYERSON, L.A. 2002.Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology* 10 (4): 703-713.
- DAEHLER, C.C. 2003.Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:183-211.
- DAMASCO, G. & CORREIA, R.S. 2010. Germinação e desenvolvimento de duas espécies de cerrado semeadas em consórcio com *Solanum lycocarpum* A. St. - HIL. em uma cascalheira no Distrito Federal. *Estudos de Biologia*32: 76-81.
- DANTAS-JUNIOR, A.B., MUSSO, C. & MIRANDA, H.S. 2017. Seed longevity and seedling emergence rate of *Urochloa decumbens* as influenced by sowing depth in a Cerrado soil. *Grass Forage Sci*, p. 1–4.
- DURIGAN, G., MELO, A.C.G., MAX, J.C.M., VILAS BOAS, O., CONTIERI, W.A. & RAMOS, V.S. 2011. Manual para recuperação da vegetação de cerrado. 3 ed. revisada, São Paulo, SMA.
- DURIGAN, G., SOUZA, F.M., MELO, A.C.G.& SOUZA, S.C.P.M. 2013. Pastoreio controlado para a restauração de Cerrado invadido por braquiária In: *Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas* (G. Durigan & V.S. Ramos). São Paulo, Páginas & Letras Editora e Gráfica.
- DURIGAN, G., CONTIERI, W.A., FRANCO, G.A.D.C.& GARRIDO, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasilica*12 (3): 421-429.
- ELLER, C.B. & OLIVEIRA, R.S. 2017.Effects of nitrogen availability on the competitive interactions between an invasive and a native grass from Brazilian cerrado. *Plant Soil*, 410: 63–72.
- FERREIRA, M.C., WALTER, B.M.T., & VIEIRA, D.L.M. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: Propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology*23: 723–728.
- FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em 10 out. 2017.
- FOXCROFT, L.C., RICHARDSON, D.M., REJMANEK, M. & PYSĚK, P. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects *Biol. Invasions* 12:3913–3933.

- HEDBERG, P. & KOTOWSKI, W. 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18: 304-308.
- HERRICK, J.E., VAN ZEE, J.W., HAVSTAD, K.M., BURKETT, L.M. & WHITFORD, W.G. 2005. *Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savana Ecosystems*. *Environments* 35 (2): 100-101.
- HOFFMANN, W.A. 2000. Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species. *Biotropica* 32(1): 62-69.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- HOLL, K.D., HOWARD, E.A., BROWN, T.M., CHAN, R.G., SILVA, T.S. DE, MANN, E.T., RUSSELL, J.A. & SPANGLER, W.H. 2014. Efficacy of Exotic Control Strategies for Restoring Coastal Prairie Grasses. *Invasive Plant Science and Management* 7:590–598
- HOLL, K.D. & AIDE, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261: 1558-1563.
- HOPKINS, A., PYWELL, R.F., PEEL, S., JOHNSON, R.H. & BOWLING, P.J. 1999. Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. *Grass and Forage Science* 54: 163-173.
- KIEHL, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L., & Hurlzel N. 2010. Species Introduction in Restoration Projects - Evaluation of Different Techniques for the Establishment of Semi-Natural Grasslands in Central and Northwestern Europe *Basic and Applied Ecology* 11(4):285-99.
- KOLB, R.M., PILON, N.A.L. & DURIGAN, G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. *Acta Botanica Brasilica* 30(1): 87-92.
- LANNES, L.S., BUSTAMANTE, M.M.C., EDWARDS, P.J.O.L. & VENTERINK, H. 2016. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients. *Plant Soil* 400:231-243.
- LECK, M.A., PARKER, V.T. & SIMPSON, R.L. 1989. *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, New York, NY.
- LEHMANN, C.E.R., ANDERSON, T.M., SANKARAN, M., HIGGINS, S.I., ARCHIBALD, S., HOFFMANN, W.A., HANAN, N.P., WILLIAMS, R.J., FENSHAM, R.J., FELFILI, J., HUTLEY, L.B., RATNAM, J., JOSE, S.S., MONTES,

- R., FRANKLIN, D., RUSSELL-SMITH, J., RYAN, C.M., DURIGAN, G., HIERNAUX, P., HAIDAR, R., BOWMAN, D.M.J. S.& BOND, W. J. 2014. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. *Science* 31: (343) 548-552.
- LOCKWOOD, J.L. & HOOPES M. F. 2007. *Invasion Ecology*: Blackwell Publishing. 304 p.
- LOF, M., DEY, D.C., NAVARRO, R. M. & JACOBS, D.F. 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests* 43:825-848.
- LOPES, P.G., SALLES, K.A. & CALDAS OLIVEIRA, S. C. 2017. Evidence of phytotoxicity in a fast-growing shrub useful for savanna restoration in Central Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 40 (3): 643-649.
- MARTINS, C.R., LEITE, L.L. & HARIDASAN, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore* 28 (5): 739-747.
- MCBRIDE, M.F., WILSON, K.A., BURGER, J., FANG, Y.C., LULOW, M., OLSON, D. & POSSINGHAM, H.P. 2010. Mathematical problem definition for ecological restoration planning. *Ecological Modelling* 221: 2243–2250.
- MILES, J., MAASS, B. & DO VALLE, C. 1996. *Brachiaria: Biology, Agronomy and Improvement*. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2015. Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado. MMA. Brasília.
- MOTTA, C. P. 2017. Dinâmica populacional de uma gramínea invasora e um arbusto nativo: implicações para a restauração ecológica no Cerrado xii, 86 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade de Brasília.
- MYERS, J., MYERS, J.H. & BAZELY, D.R. 2003. *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge University Press.
- PAREDES, M.V.F. 2016. Germinação de Gramíneas Nativas e Invasoras Do Cerrado Após Exposição a Pulsos de Calor. Universidade de Brasília.
- 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 & Evolution* 29 (4): 205-213.
- PARSONS, J.J. 1972. Spread of African Pasture Grasses to the American Tropical. *Journal of Range Management* 25 (1): 12-17.

- PAYNTER, Q. & FLANAGAN, G.J. 2004. Integrating herbicide and mechanical control treatments with fire and biological control to manage an invasive wetland shrub, *Mimosa pigra*. *Journal of Applied Ecology* 41: 615-629.
- PELLIZZARO, K.F., CORDEIRO, A.O.O., ALVES, M., MOTTA, C.P., REZENDE, G.M., SILVA, R.R.P., RIBEIRO, J.F., SAMPAIO, A.B., VIEIRA, D.L. & SCHMIDT, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*. DOI: 10.1007/s40415-017-0371-6.
- PELLIZZARO, K.F. 2016. Restauração ecológica por meio de semeadura direta no Cerrado: avaliando espécies de diferentes formas de vida e densidades de plantio. xi, 75 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília.
- PILON, N.A.L., BUISSON, E. & DURIGAN, G. 2018. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology*. 26 (1): 73-81.
- PIVELLO, V.R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. *Ecologia, Info* 33.
- PIVELLO, V.R., CARVALHO, V.M.C., LOPES, P.F., PICCININI, A.A. & ROSO, S. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31(1):71-82.
- PYWELL, R.F., BULLOCK, J.M., HOPKINS, A., WALKER, K.J., SPARKS, T.H., BURKE, M.J.W. & PEEL, S. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*. 39: 294–309
- RESENDE, A.S. & LELES, P.S.S. 2017. *Weed Control Methods Handbook*. The Nature Conservancy. Brasília, DF: Embrapa.
- SALAZAR, A., GOLDSTEIN, G., FRANCO, A.C. & MIRALLES-WILHELM, F. 2012. Seed limitation of woody plants in neotropical savannas. *Plant Ecology* 213:273-287.
- SAMPAIO, A.B., HOLL, K.D. & SCARIOT, A. 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* 15 (3): 462-471.
- SAMPAIO, J.C. 2008. Síntese de experiências em recuperação de áreas degradadas com espécies arbóreas nativas do bioma Cerrado. In: *Bases para recuperação de áreas*

- degradadas na Bacia do São Francisco (J.M. Felfili, J (Org.)). Universidade de Brasília, p. 27-39.
- SANTANA, O.S.&ENCINAS, J.E. 2008. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas* 21 (4): 29-38.
- SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A. de; CUNHA, T.J.F.; OLIVEIRA, J.B. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.
- SILVA, R.R.P.& VIEIRA, D.L.M., 2017. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science* 20: 410-421.
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA D.R., ROCHA, G.P.E. & VIEIRA, D.L.M. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23 (4): 393-401.
- SILVA, S.C., SANTANA, N.M.P& PELEGRINI, J.C. 2006. Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. Caracterização Climática do Estado de Goiás. Goiânia.
- WALKER, K.J., STEVENS, P.A. & STEVENS, D.P.J. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1-18.
- WILSON, S.D. & GERRY, A.K. 1995. Strategies for mixed – grasses prairie restoration: herbicide, tilling, and nitrogen manipulation. *Restoration Ecology* 3(4): 290-298.
- WILSON, S.D. & PÄRTEL, M. 2003. Extirpation or Coexistence? Management of a Persistent Introduced Grass in a Prairie Restoration. *Restoration Ecology* 11 (4): 410-416.

CAPÍTULO 2

Reintrodução de árvores nativas do Cerrado na restauração ecológica: plantio de mudas ou semeadura direta?

RESUMO

Espécies arbóreas nativas são comumente plantadas por meio de mudas. As mudas são plantas que já ultrapassaram o estágio de plântulas e possuem maior porte e com isso apresentam maior capacidade de competição e de estabelecimento nos plantios. Por outro lado, a produção e plantio de mudas têm custo elevado e demandam mais mão-de-obra que a semeadura direta. Trabalhos recentes têm apontado que plantas semeadas diretamente no solo podem ter sobrevivência e crescimento semelhantes às mudas. Para testar esta hipótese comparamos o desempenho ecológico de quatro espécies arbóreas nativas do Cerrado reintroduzidas por semeadura direta e plantio de mudas. Para isso, mudas e sementes da mesma espécie foram plantadas lado a lado, no mesmo período, para o acompanhamento da porcentagem de sobrevivência, área foliar específica (AFE), crescimento em altura, incremento em altura (IA), biomassa aérea e de raiz, área de raiz e razão raiz:parte aérea. As formas de plantio apresentaram igual porcentagem de sobrevivência. A maioria das espécies reintroduzidas por mudas apresentaram maior altura aos 30 meses do que as introduzidas por semente. No entanto, a biomassa aérea e de raiz foi a mesma para ambos os tipos de plantios. No primeiro ano em campo as espécies reintroduzidas por sementes apresentaram maior AFE e IA. Após os 12 meses, o comportamento variou entre as espécies. A forma de reintrodução das espécies arbóreas não diferiu para a maioria dos parâmetros de desempenho das plantas. Ambas as técnicas demonstram serem eficazes na reintrodução de árvores nativa do Cerrado via restauração ecológica, por isso, outros critérios devem ser considerados na escolha da técnica de reintrodução das espécies. Como a técnica da semeadura direta é mais simples e prática concluímos que a semeadura de espécies arbóreas nativas do Cerrado dever ser incentivada nos plantios de restauração ecológica do Cerrado sentido restrito.

Palavra-chave: desenvolvimento inicial de plantas, formas de plantio, recuperação de áreas degradadas, reintrodução de árvores, Savana.

INTRODUÇÃO

A restauração ecológica (RE) de ecossistemas degradados é globalmente reconhecida como componente chave nos programas de conservação de habitats naturais e essencial para sustentabilidade dos processos ecossistêmicos do planeta em longo prazo (Aronson & Alexander 2013). A RE é definida como o procedimento de assistir à recuperação do ecossistema que foi perturbado, degradado ou destruído e tem como objetivo iniciar ou facilitar a retomada dos processos que irão reconduzir o ecossistema ao equilíbrio ecológico (SER 2004). No entanto, para que essa recondução ocorra de forma eficiente é fundamental que o método de RE utilizado seja o mais adequado a situação ambiental e nível de degradação do ecossistema.

A ausência de chegada de diásporos em ambientes degradados é um dos principais entraves à regeneração natural (Holl 1999), sendo frequentemente necessária promover a reintrodução de grupos de espécies nativas (Holl & Aide 2011). Nos trópicos, os principais métodos de reintrodução de espécies nativas em ecossistemas degradados são: (1) produção de mudas em viveiro a partir de sementes, (2) propagação vegetativa de indivíduos em viveiro ou diretamente no local e (3) semeadura direta na área em restauração (Zahawi & Holl 2014). Apesar desse conjunto de estratégias disponíveis para reintrodução de espécies nativas na RE, a técnica de plantio de mudas é a mais difundida.

A maior parte das atividades de RE nos trópicos se concentram nos ambientes florestais (Overbeck et al. 2015, Palma & Laurance 2015), a partir do plantio de mudas de árvores (Lamb et al. 2005, Chazdon 2008, Zahawi & Holl 2014). Esse método tem sido utilizado com sucesso na RE de floresta (Brancalion et al. 2009), uma vez que nesses ambientes é desejável o crescimento rápido das espécies para o fechamento do dossel, viabilizando a sucessão florestal (Whitmore 1984). Adicionalmente, com o maior sombreamento do solo as gramíneas exóticas invasoras são controladas o que facilita o estabelecimento de outras espécies (Brancalion et al. 2009). Por essas razões, a técnica foi difundida como modelo de implantação para as demais formações vegetais no Brasil, ainda que os princípios ecológicos não sejam os mesmos.

Diferentemente do arcabouço científico disponível para os ecossistemas tipicamente florestais, a prática da RE no Cerrado, savana típica do Brasil, ocorre sem o aporte teórico acadêmico necessário (Cava et al. 2016). Por essa razão o modelo de RE validado para as florestas foi incorporado também para o Cerrado, sendo o mais praticado na região (Durigan et al. 2003, Durigan & Engel 2012, Corrêa et al. 2015, Pilon et al.

2018). Em ecossistemas savânicos não há o fechamento do dossel, uma vez que as árvores se encontram espaçadas entre a cobertura do estrato rasteiro de ervas e arbustos (Parr et al. 2014). Além disso, as árvores de savana compõem espécies adaptadas ao estresse hídrico, de nutrientes do solo e do fogo, tolerados a partir do deslocamento de recurso no desenvolvimento do sistema radicular em detrimento da parte aérea (Sarmiento et al. 1985, Miranda et al. 2014). Em função disso, o crescimento aéreo dessas espécies é mais lento o que onera o processo de produção de mudas em viveiro e estimula o uso inadequado de espécies florestais na restauração desses ambientes (Durigan & Engel 2012, Corrêa et al. 2015, Sousa 2016). Por essas razões, a eficiência de outros modelos de reintrodução de espécies deve ser testada na RE em formações não florestais, como é o caso das formações savânicas do Cerrado.

Experiências mundiais de RE em ecossistemas gramíneos demonstram a semeadura direta como mecanismo mais usual de reintrodução de espécies nativas (Walker et al. 2004, Hedberg & Kotowisk 2010). No entanto, para o Cerrado a semeadura tem sido uma técnica de uso recente e está restrita a poucos trabalhos (por exemplo, Carrijo et al. 2009, Damasco & Corrêa 2010, Aires et al. 2014, Silva et al. 2015, Pellizzaro et al. 2017, Silva & Vieira 2017). Na semeadura direta os propágulos (sementes ou frutos) são depositados diretamente no solo, o que permite a eliminação da fase de viveiro e facilita a logística do plantio. Com isso, a semeadura apresenta redução de custos na implantação (Camargo et al. 2002, Sovu et al. 2010, Cole et al. 2011, Guerin et al. 2015,) e tende a promover maior diversidade de espécies e densidade de indivíduos nos plantios (Grossnickle & Ivetić 2017). Adicionalmente, as plantas introduzidas por semente se desenvolvem diretamente no ambiente a ser restaurado, evitando-se o impacto da mudança de ambiente (Ammer & Mosandl 2007). Por essas razões a semeadura direta vem sendo identificada como uma das possibilidades de viabilizar o atendimento da crescente demanda por RE em larga escala (Brancalion & van Melis 2017).

Algumas desvantagens são conhecidas para o uso da semeadura direta na RE. Exemplo disso é a perda da capacidade germinativa das sementes com o passar do tempo que restringe seu uso a médio e longo prazo (Salazar et al. 2012). Além disso, devido ao reduzido tamanho das plântulas na fase inicial, essas apresentam dificuldade em competir com espécies de gramíneas exóticas invasoras e podem apresentar elevada mortalidade por dessecação e predação (Engel & Parrota 2001). Adicionalmente, a baixa taxa de germinação e sobrevivência em campo demonstram que nem todas as espécies são indicadas para reintrodução por semeadura direta (Ceccon et al. 2016, Grossnickle &

Ivetić 2017). A dificuldade de conseguir sementes nativas de qualidade e quantidade suficiente para uso da semeadura direta (Pilon et al. 2018) é outra desvantagem do uso da semeadura direta.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi comparar o sucesso no estabelecimento de espécies arbóreas nativas do Cerrado reintroduzidas em áreas degradadas de Cerrado sentido restrito por meio de semeadura direta e plantio de mudas. Visto que os ambientes savânicos são severos para o estabelecimento inicial das plantas (Salazar et al. 2012), e que é fundamental o estabelecimento rápido da conexão solo-planta-atmosfera (Grossnickle 2016), nossa hipótese foi que plantas estabelecidas por sementes apresentam atributos de desempenho ecológico melhor do que as estabelecidas por muda, dado que se devolvem diretamente na área em restauração (Ammer & Mosandl 2007).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em área de Cerrado sentido restrito, degradada, de aproximadamente 5 ha, localizada no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), Goiás (14°04'45" S e 47°37'57" W). A região da Chapada dos Veadeiros apresenta altitude de 800 a 1.650, precipitação média anual de 1.625 mm e temperatura média anual máxima de 28,5°C e mínima de 18°C (Silva et al. 2006). A região encontra-se submetida a um regime climático tropical semi-úmido do tipo Aw, caracterizado por verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (Alvares et al. 2013). O relevo na área de estudo é plano e a classe de solo predominante é o Plintosolo (Santos et al. 2013).

Por meio de observação no entorno da área experimental possivelmente a vegetação nativa era composta por estrato herbáceo contínuo e cobertura de árvores e arbusto, variando de 10 a 60 %, associada à composição florística a vegetação é caracterizada como Cerrado sentido restrito. Até a desapropriação para criação do PNCV, a área foi utilizada para agricultura e posteriormente pecuária. Após 25 anos de abandono das atividades, a área continua dominada por gramíneas invasoras, como *Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Capim-braquiária), *Andropogon gayanus* Kunth (Capim-andropogon), *Melinis minutiflora* P.Beauv. (Capim-gordura) e *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf (Capim-jaraguá) com ocorrência frequente de incêndios.

Desenho experimental

O experimento foi arranjado em delineamento inteiramente casualizado, composto de dois tratamentos de acordo com a forma de plantio: i) plantio de mudas (Muda) e ii) semeadura direta (Semente). As espécies utilizadas no experimento foram *Astronium fraxinifolium* Schott (Gonçalo-Alves, Anacardiaceae), *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (Ipê-caraíba, Bignoniaceae), *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. (Amburana, Fabaceae) e *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba, Fabaceae) (Tabela 1). A escolha dessas espécies se deu em função da disponibilidade de mudas em viveiros comerciais da região e do uso frequente na RE no Cerrado. As mudas foram adquiridas em viveiros locais em novembro de 2014, com idade de aproximadamente um ano em viveiro. Já as sementes foram coletadas a partir de setembro de 2014 no entorno da área do experimento, sendo armazenadas em sacos de papel em laboratório a temperatura ambiente até a semeadura em campo.

A área do plantio, de aproximadamente 4.000 m², foi preparada por meio de aragem, para o controle inicial das gramíneas exóticas e melhoria das condições físicas do solo. O plantio foi realizado em novembro de 2014, com a distribuição das espécies de forma aleatória, em sulcos de 50 m de extensão, 40 cm de profundidade, distanciados em 2 m e abertos por meio de arado de disco. Mudas e sementes da mesma espécie foram plantadas lado a lado, distanciadas entre si em um metro (Figura 1). Na semeadura foram utilizadas oito sementes por espécie, para garantir a emergência de pelo menos uma plântula. As sementes foram plantadas sem nenhum tratamento pré-germinativo e depositadas na profundidade de 1 a 2 cm.

Após o primeiro mês de semeadura, foi realizado o desbaste das plântulas emergidas, deixando apenas a plântula de maior altura, para evitar a competição entre elas, restando 48 pares de plantas introduzidas por mudas e sementes. Não foi realizado controle de formiga e qualquer tipo de adubação no campo. Em ambas as formas de plantio a mato-competição foi artificialmente reduzida por meio da retirada de ervas, arbustos e lianas, com a capina manual de três a quatro vezes por ano, dependendo da necessidade, durante o período chuvoso.

Tabela 1. Fitofisionomia de ocorrência das espécies, número de mudas plantadas (NMP), número de sementes semeadas (NS) emergência em casa de vegetação (ECV) das espécies utilizadas no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Espécie/ Informações	Fitofisionomia*	NMP	NS	ECV (%)
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Cerrado sentido restrito, Cerradão e Mata de Galeria	48	38	93
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Cerrado sentido restrito e Cerradão	48	38	39
<i>Amburana cearensis</i> A.C.Sm.	Mata Seca	48	38	67
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Cerrado sentido restrito, Cerradão e Mata de Galeria	48	38	10

* Informação obtida em Mendonça et al. 2008.

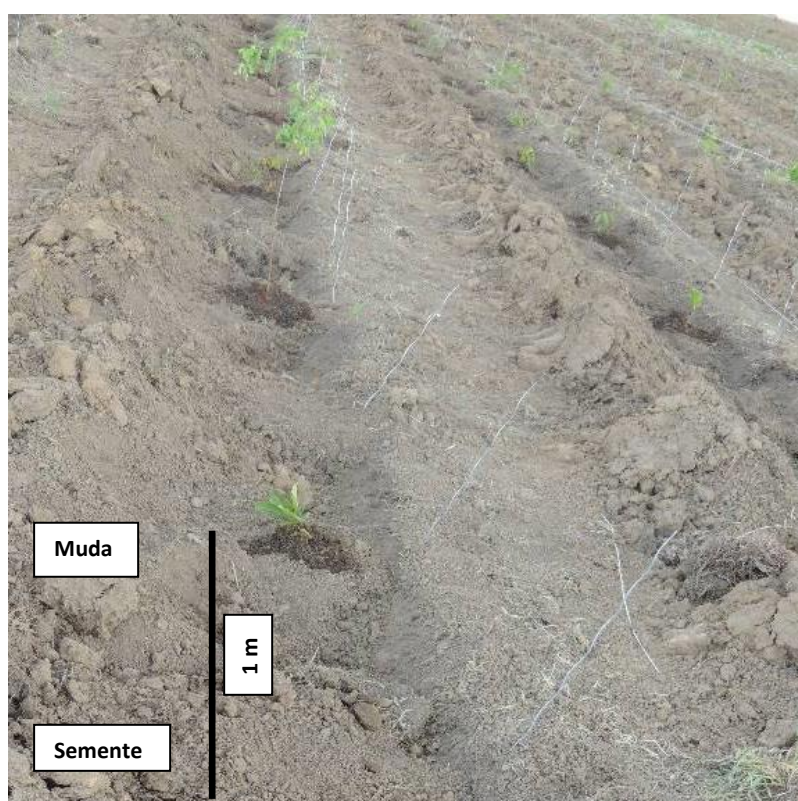


Figura 1. Plantio em sulco para mudas e sementes de espécies arbóreas nativas do Cerrado, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Coleta dos dados

Foram coletados dados de altura no primeiro mês após o plantio em campo para as mudas e aos 12 e 30 meses para ambos os tratamentos, juntamente com a medição da sobrevivência. Nesses dois últimos períodos, cinco indivíduos de cada espécie (Semente e Muda) foram desenterrados, por meio de abertura de monólito de 1,0 x 1,0 x 0,5 m no entorno da planta (Figura 2). Com o auxílio de pá de jardim, o solo foi removido das raízes até o limite da trincheira para a retirada da planta do solo. As folhas de cada indivíduo foram retiradas, acondicionadas em sacos plásticos e levadas para laboratório. Para a avaliação inicial das mudas no ato do plantio, os mesmos dados também foram coletados em cinco indivíduos de cada espécie.



Figura 2. Demonstração da abertura de trincheira para a retirada dos indivíduos das espécies arbóreas reintroduzidos, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Para a avaliar o desempenho dos indivíduos das espécies no campo foram considerados os seguintes parâmetros: sobrevivência e variáveis de crescimento como área foliar específica (AFE), altura, incremento em altura (IA), biomassa parte aérea (biomassa PA) e biomassa parte subterrânea (biomassa PS), e área da raiz de ambas as formas de plantio. O cálculo da porcentagem de sobrevivência foi realizado no primeiro ano de plantio pelo total de sobreviventes em relação ao total inicial de indivíduos reintroduzido por tratamento e ao final do experimento considerando as plantas

remanescentes, desconsiderando as plantas desenterradas, em relação aos indivíduos observados aos 12 meses. A AFE foi obtida apenas aos 30 meses, utilizando a fórmula $AFE = AF / MSF$, sendo que AF=área foliar e MSF=massa seca das folhas (Harguindeguy et al. 2013). Sendo que a área foliar (AF) foi calculada a partir da coleta de três folhas inteiras por indivíduo. As folhas retiradas em campo foram envolvidas em papel úmido e acondicionadas em sacos plásticos e mantidas sob baixa temperatura até sua digitalização em programa Image J (*Image processing and analysis in Java*, v 1.51i). O IA foi obtido pela diferença de altura entre o período de avaliação inicial e o subsequente. Os valores das biomassas, tanto da parte aérea como radicular, foram obtidos por meio da lavagem do material e posterior secagem das raízes, caule e ramos, em estufa a 60° C por um período mínimo de 48 horas, até a estabilização da massa seca. A área da raiz foi obtida por meio do programa Safira (Jorge & Oliveira Rodrigues 2008) a partir de imagens fotográficas da parte subterrânea das plantas.

Análise dos dados

Para analisar o efeito de Muda e Semente sobre as variáveis dependentes, exceto sobrevivência, foi utilizado o teste estatístico GLM (*General Linear Models*), modelo linear indicado para dados contínuos com 5% de significância seguido de teste Tukey (SPSS v.21, IBM *Statistics*, CA, USA). O teste não paramétrico Kruskal-Wallis foi aplicado nos casos em que a transformação das variáveis falhou em atender aos pressupostos para uso do GLM. Para comparar a porcentagem de sobrevivência entre as espécies plantadas por mudas e sementes foi realizado o teste de Z (SPSS v.21, IBM *Statistics*, CA, USA).

RESULTADOS

Sobrevivência

A sobrevivência por espécie foi elevada aos 12 meses (>68%) e também aos 30 meses, quando considerado apenas os indivíduos remanescentes (>92%). No primeiro ano, a única espécie que apresentou diferença significativa entre os tratamentos foi *Astronium fraxinifolium* (Tabela 2), com maior sobrevivência a partir da semeadura do que via

plantio de mudas ($\chi^2 = 6,7$ $p = 0,01$). Aos 30 meses os percentuais de sobrevivência não variaram em relação a forma de plantio.

Tabela 2. Sobrevivência das espécies reintroduzidas por muda e semeadura direta aos 12 e 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. As letras diferentes entre os tratamentos indicam diferença significativa ($p < 0,05$).

Espécie	Tratamento	% de sobrevivência	
		12 meses	30 meses
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm	Muda	100 ^a	95,3 ^a
	Semente	100 ^a	97,7 ^a
<i>Copaiferalangsdorffii</i> Desf.	Muda	68,7 ^a	92,8 ^a
	Semente	77,1 ^a	96,8 ^a
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Muda	83,3 ^a	97 ^a
	Semente	100 ^b	100 ^a
<i>Tabebuia aurea</i> (Mart.) Bureau	Muda	91,6 ^a	100 ^a
	Semente	98 ^a	97,5 ^a

Variáveis de Crescimento

Área foliar específica

Aos 30 meses, para todas as espécies, a semeadura direta apresentou maior valor de área foliar específica do que as mudas (GLM *A. cearensis* $F_{1,34} = 36,96$ $p < 0,01$; *A. fraxinifolium* $F_{1,34} = 24,28$ $p < 0,01$; *C. langsdorffii* $F_{1,39} = 36,31$ $p < 0,01$; *T. aurea* $F_{1,40} = 35,80$ $p < 0,01$) (Figura 3).

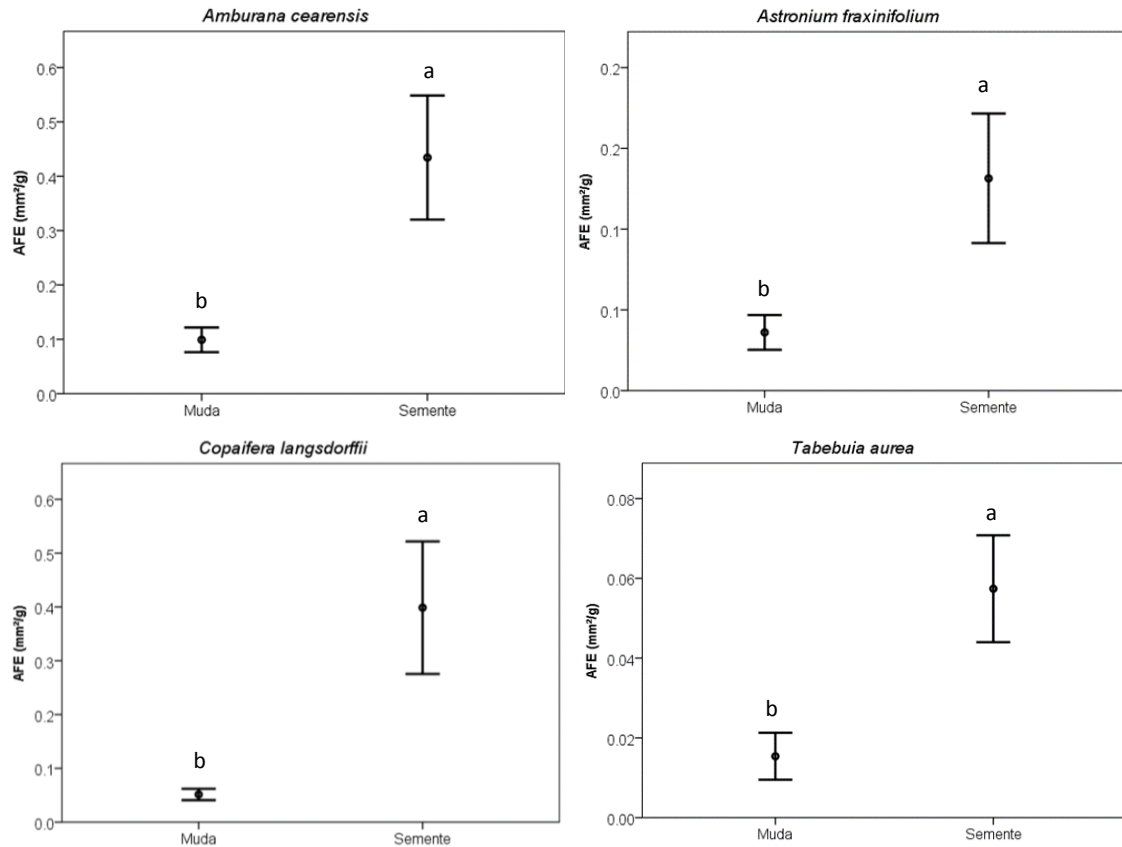


Figura 3. Área foliar específica (AFE) das espécies introduzidas por mudas e semeadura direta aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Os valores representam médias e desvio padrão. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste GLM, a 5%.

Altura

Não surpreendentemente, a altura média das espécies introduzidas por semente foi menor no primeiro ano de plantio para todas as espécies (GLM *A. cearensis* $F_{1,81} = 23,05$ $p < 0,01$; *A. fraxinifolium* $F_{1,86} = 25,42$ $p < 0,01$; *C. langsdorffii* $F_{1,68} = 77,76$ $p < 0,01$; *T. aurea* $F_{1,89} = 154,04$ $p < 0,01$) (Figura 4). No entanto, é interessante notar que *A. fraxinifolium* manteve a mesma altura no período entre o plantio e os 12 meses (GLM *A. fraxinifolium* $F_{1,86} = 1,54$ $p = 0,22$). Para a maioria das espécies a altura foi maior nas plantas introduzidas por mudas, aos 30 meses (Figura 4, 5 e 6), com exceção de *Astronium fraxinifolium* que não apresentou diferença significativa na altura entre as formas de plantio (GLM *A. fraxinifolium* $F_{1,74} = 0,51$ $P = 0,47$; *A. cearensis* $F_{1,81} = 23,05$ $p < 0,01$; *C. langsdorffii* $F_{1,55} = 30,35$ $p < 0,01$; *T. aurea* $F_{1,75} = 91,39$ $p < 0,01$).

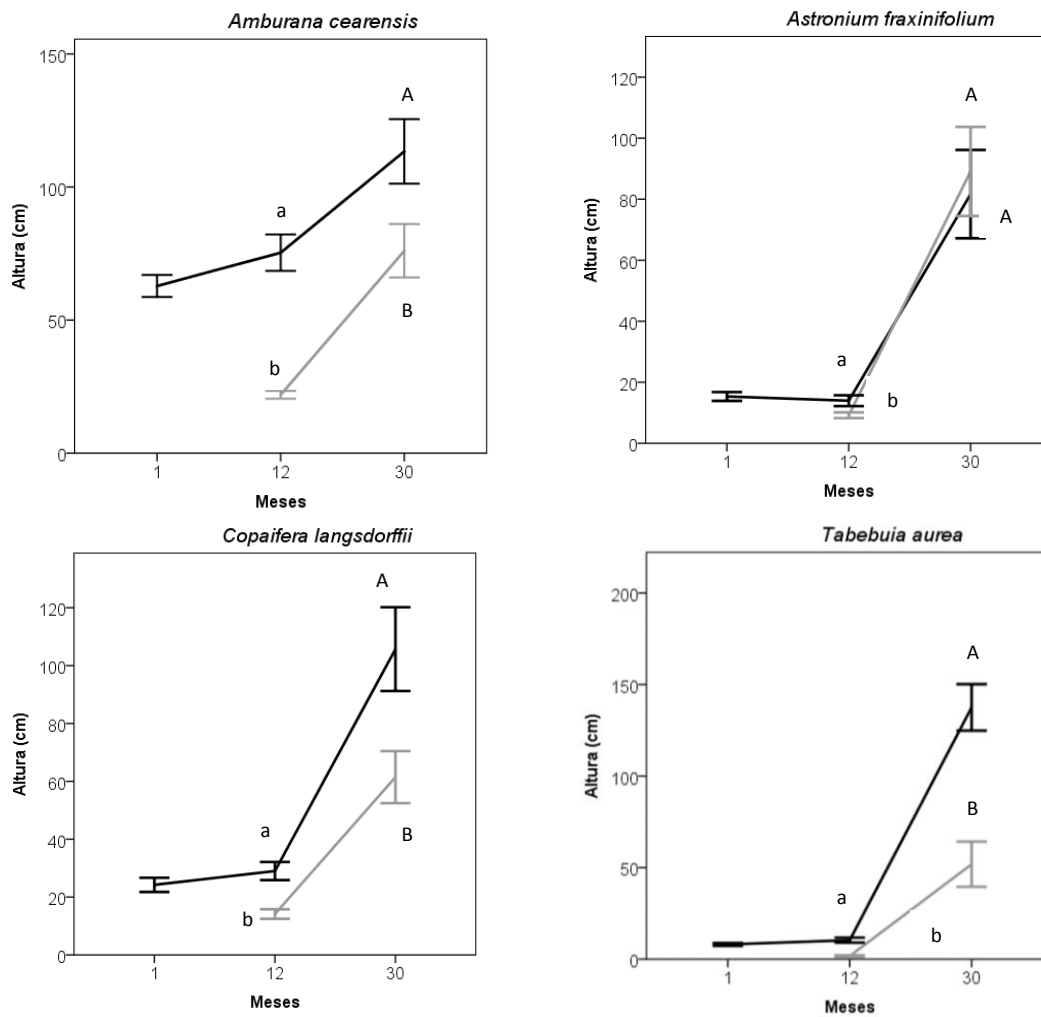


Figura 4. Variação da altura total das espécies introduzidas por mudas no 1º, 12º e 30º mês e por sementeira direta no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Os valores representam médias e desvio padrão, linha preta variação do tratamento muda e linha cinza semente. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste GLM, a 5%. Letras minúsculas referem as comparações aos 12 meses e letras maiúsculas aos 30 meses.



Figura 5. Indivíduos de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm. (imagem superior, a esquerda muda e a direita semente) e *Astronium fraxinifolium* Schott (imagem inferior, a esquerda sementes e a direita muda) aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.



Figura 6. Indivíduos de *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (imagem superior, a esquerda muda e a direita semente) e *Copaifera languiodorffii* Desf. (imagem inferior, a esquerda sementes e a direita muda) aos 30 meses após o plantio no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás.

Incremento em altura (IA)

O Incremento em altura das espécies variou entre os tratamentos nos períodos avaliados (Figura 7). No primeiro ano de plantio a maior parte das espécies reintroduzidas por sementes apresentaram maior incremento em altura, exceto *T. aurea* (GLM *A. cearensis* $F_{1,92}= 14,94$ $p < 0,01$; *A. fraxinifolium* $F_{1,86}= 94,26$ $p < 0,01$; *C. langsdorffii* $F_{1,67}= 54,27$ $p < 0,01$ e *T. aurea* teste Kruskal-Wallis $p = 0,36$). Aos 30 meses apenas *A. cearensis* ($F_{1,81}= 6,86$ $p < 0,01$) manteve o mesmo padrão de incremento, as demais espécies apresentaram maior IA no tratamento muda (*C. langsdorffii*, $F_{1,55}= 14,83$ $p < 0,01$ e *T. aurea* teste Kruskal-Wallis $p < 0,01$), ou mantiveram mesmo IA entre os tratamentos (*A. fraxinifolium*, $F_{1,74}= 0,72$ $P= 0,40$).

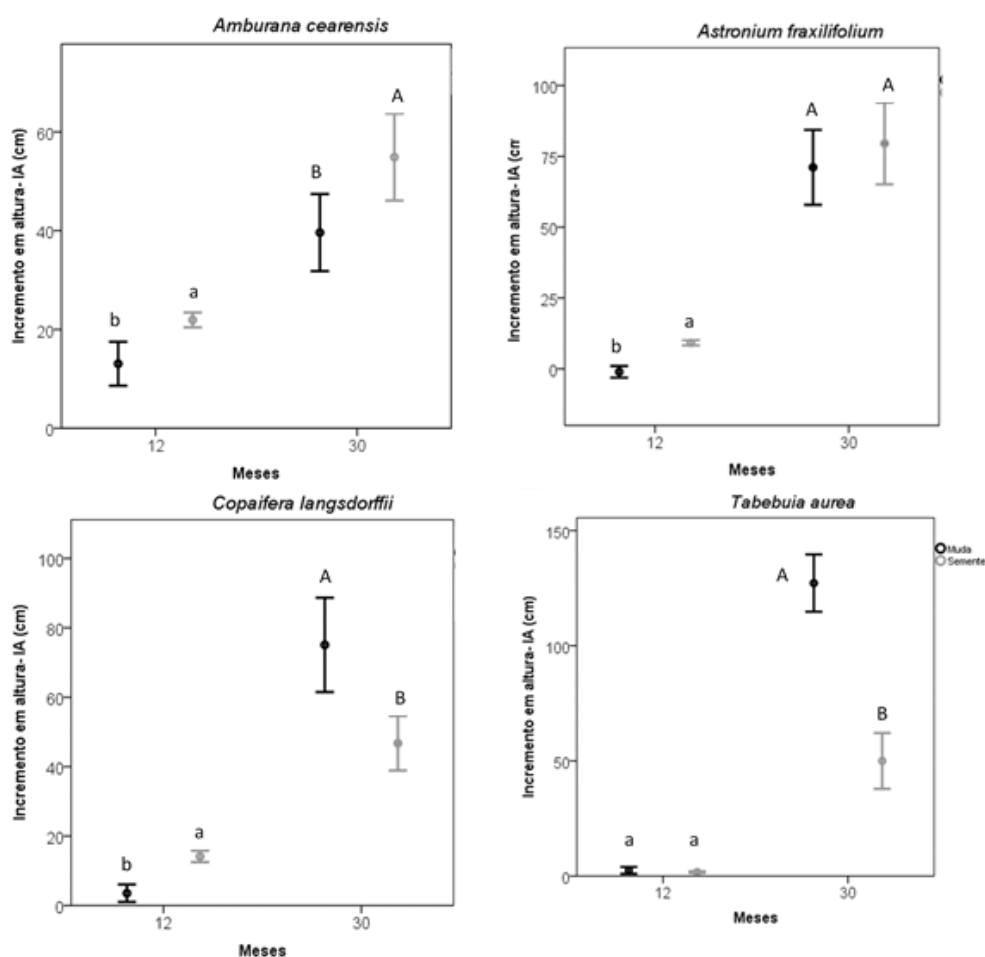


Figura 7. Variação de Incremento em Altura (IA) das espécies reintroduzidas por mudas e sementes no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Os valores representam médias e desvio padrão, linha preta variação do tratamento muda e linha cinza semente. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste GLM, a 5%. Letras minúsculas referem as comparações as 12 meses e letras maiúsculas aos 30 meses.

Biomassa da parte aérea (PA) e subterrânea (PS)

Aos 12 meses todas as espécies apresentaram maior biomassa PA nos indivíduos reintroduzidos por muda, exceto *C. langsdorffii* (GLM *A. cearensis*, $F_{1,8} = 6,13$ $p < 0,04$; *A. fraxinifolium*, $F_{1,8} = 5,49$ $p = 0,05$; e Kruskal-Wallis *C. langsdorffii* $p = 0,07$; *T. aurea*, $p < 0,01$). No entanto, aos 30 meses não foi registrada diferença significativa entre os tratamentos (GLM *A. cearensis*, $F_{1,8} = 4,72$ $p = 0,06$; *A. fraxinifolium*, $F_{1,8} = 0,02$ $P = 0,88$; *T. aurea* $F_{1,7} = 2,14$ $p = 0,19$ e *C. langsdorffii* $F_{1,7} = 1,37$ $p = 0,28$) (Figura 8).

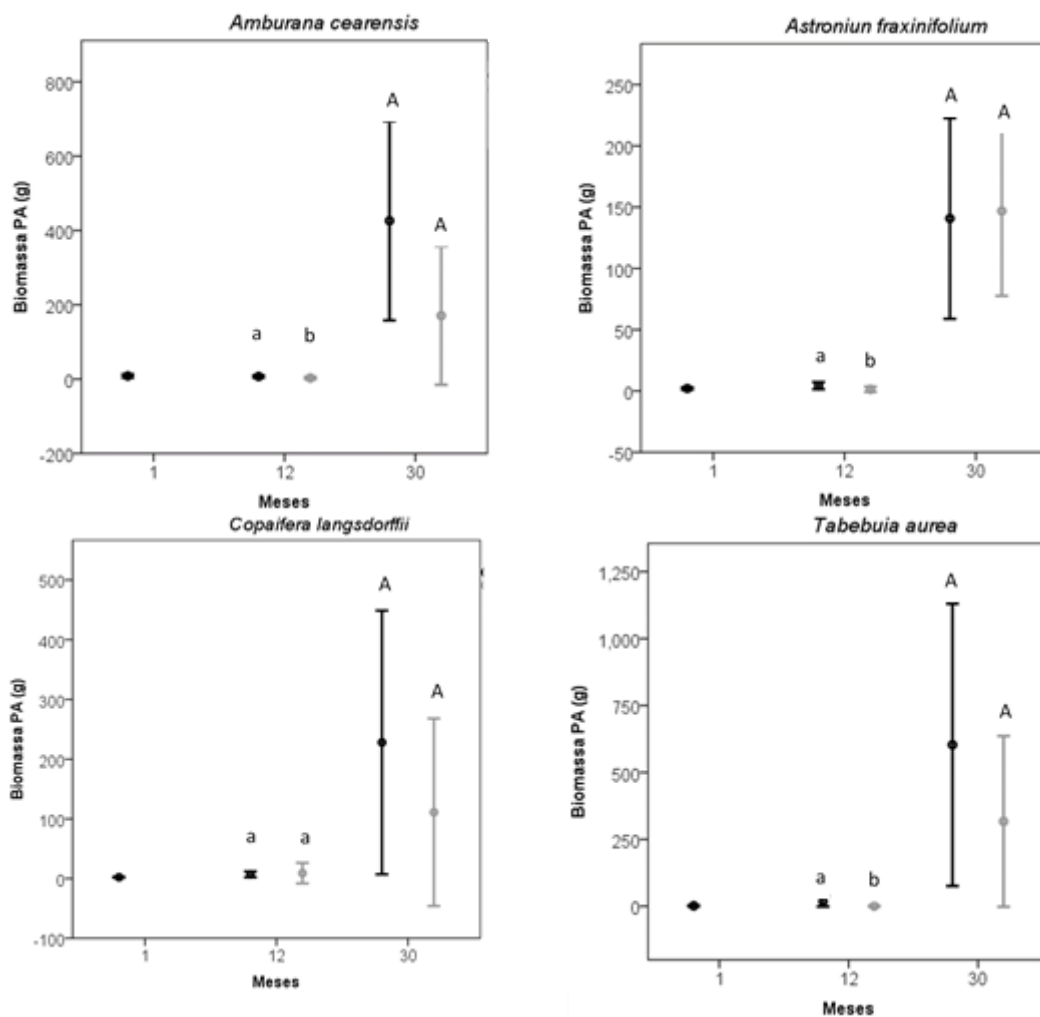


Figura 8. Variação da biomassa da parte aérea (PA) das espécies introduzidas por mudas no 1º, 12º e 30º mês e de sementes no 12º e 30º mês após o plantio em campo, no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. As barras representam o desvio padrão, linha preta variação do tratamento muda e linha cinza semente. Os valores representam médias e desvio padrão, linha preta variação do tratamento muda e linha cinza semente. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste GLM, a 5%. Letras minúsculas referem as comparações as 12 meses e letras maiúsculas aos 30 meses.

Aos 12 meses, quando foi realizado a comparação entre os tratamentos, a biomassa da PS das mudas foi maior do que a das sementes para metade das espécies (GLM *A. fraxinifolium* $F_{1,8} = 14,87$ $p < 0,01$ e; GLM *A. cearensis* $F_{1,8} = 1,48$ $p = 0,26$ Kruskal-Wallis *C. langsdorffii* $p = 0,07$; *T. aurea* $p < 0,01$). No entanto, assim como foi para a parte aérea, essa diferença não foi observada aos 30 meses, com exceção de *A. cearensis* (GLM $F_{1,8} = 15,06$ $p < 0,01$) (Figura 9), as plantas reintroduzidas por mudas e sementes apresentaram mesmo investimento em biomassa subterrânea (GLM *A. fraxinifolium*, $F_{1,8} = 0,69$ $p = 0,43$ *C. langsdorffii*, $F_{1,7} = 1,62$ $p = 0,24$ e *T. aurea* $F_{1,7} = 1,79$ $p = 0,22$).

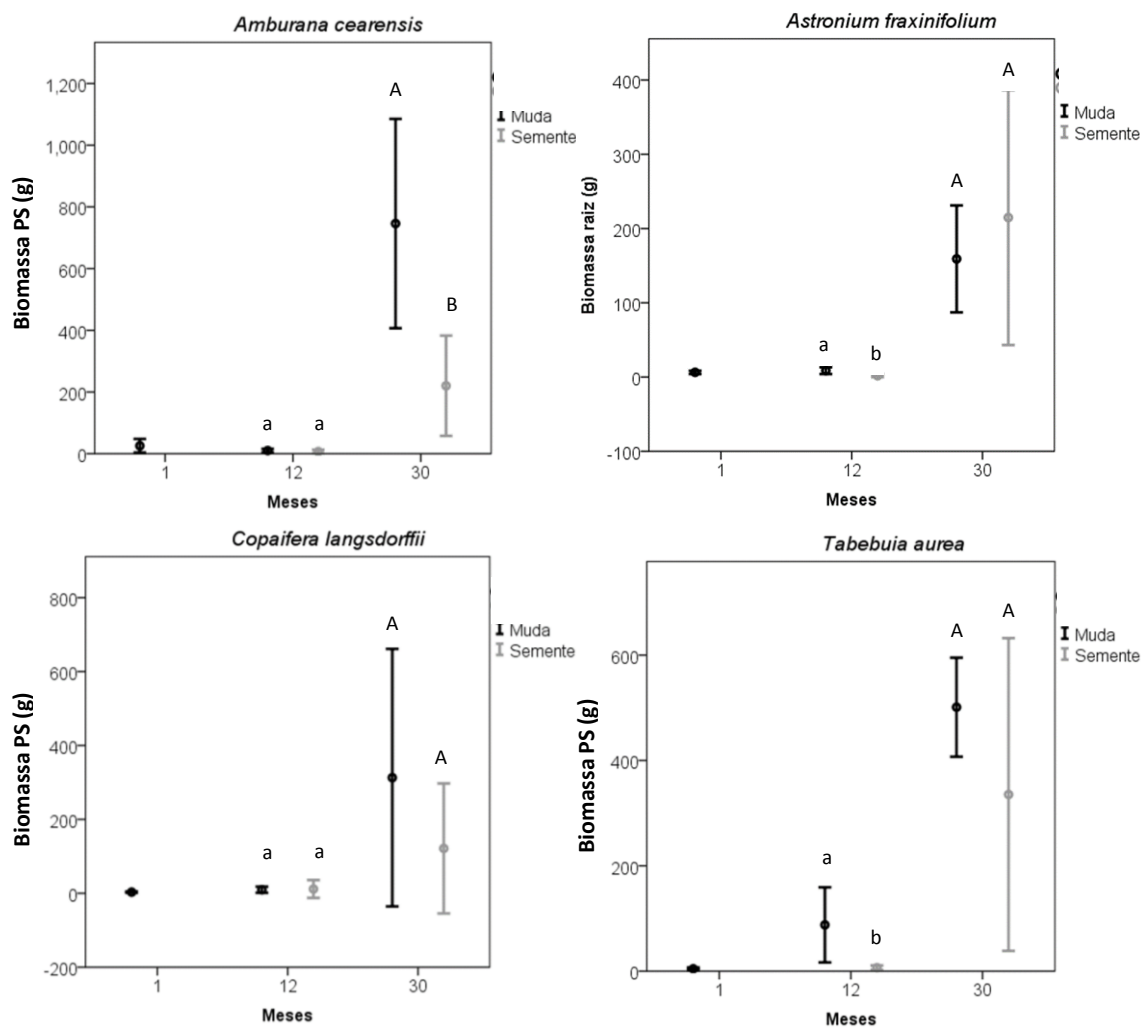


Figura 9. Variação da biomassa da parte subterrânea total das espécies introduzidas por mudas e sementes no 1º, 12º e 30º mês após o plantio em campo no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Os valores representam médias e desvio padrão, linha preta variação do tratamento muda e linha cinza semente. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste Kruskal-Wallis, a 5%. Letras minúsculas referem as comparações as 12 meses e letras maiúsculas aos 30 meses.

Área de raiz

No primeiro ano de plantio as espécies não apresentaram diferença na área de raiz entre Muda e Semente (teste de Kruskal-Wallis, *A. cearensis* $p = 1,0$; *C. langsdorffii* $p = 0,19$; *A. fraxinifolium* $p = 0,15$ e *T. aurea* $p = 0,14$) (Figura 10).

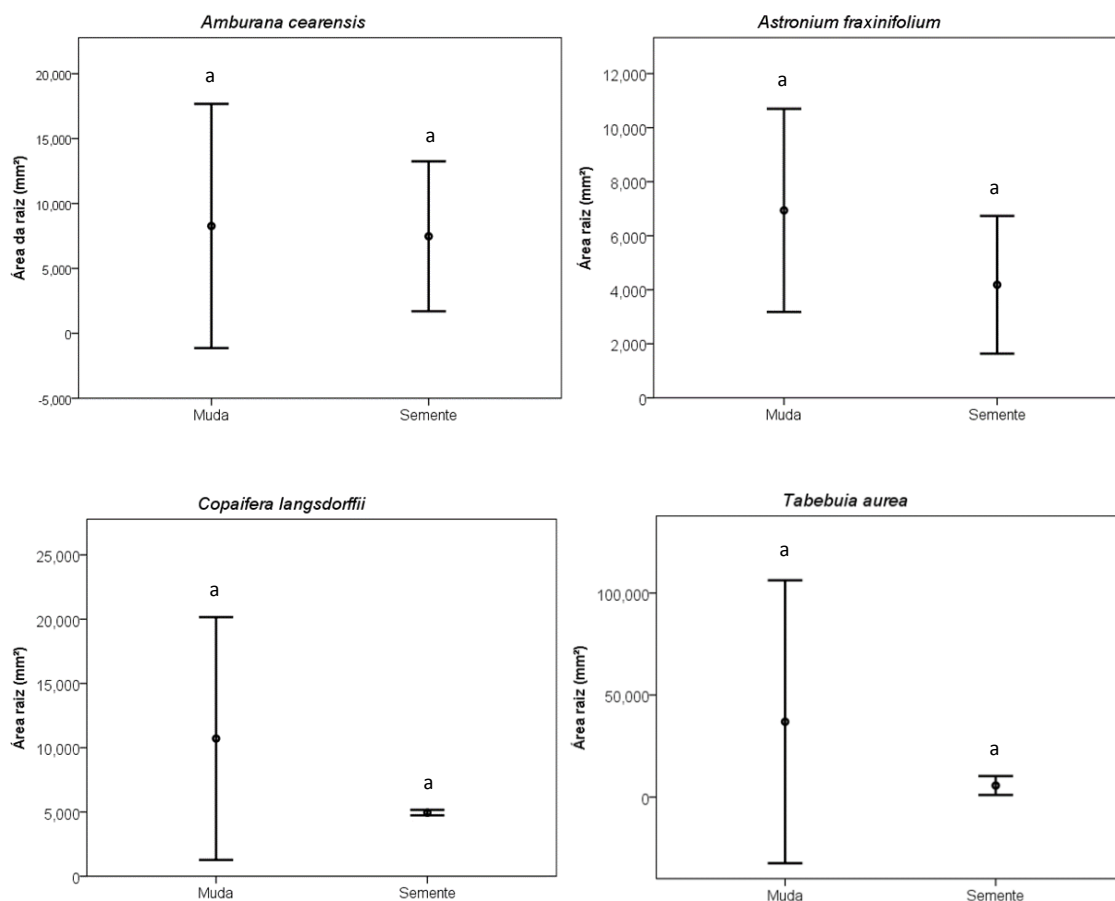


Figura 10. Variação da área da parte subterrânea das espécies introduzidas por mudas e sementes aos 12 meses de plantio em campo no experimento de restauração ecológica em área de Cerrado sentido restrito no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. Os valores representam médias e desvio padrão. Letras iguais não diferem significativamente pelo teste GLM ou Kruskal-Wallis, a 5%.

DISCUSSÃO

O presente trabalho buscou contribuir com o entendimento sobre a abordagem mais eficiente de reintrodução de árvores e, nesse sentido, nossos resultados demonstram que ambas as técnicas (semeadura direta e mudas) promovem a incorporação de espécies arbóreas no sistema em restauração no Cerrado. No entanto, vale ressaltar que para maior

efetividade da restauração, além de estabelecer a técnica mais adequada para reintrodução de espécies arbóreas é necessário a inclusão de espécies que promovam o preenchimento do solo, como espécies de cobertura e do estrato rasteiro (Starr et al. 2013, Silva & Vieira 2017).

Ainda são poucos os trabalhos que avaliaram o desempenho de mudas em áreas de Cerrado sentido restrito (por exemplo Venturoli & Venturoli 2011, Oliveira et al. 2015, Sousa 2016), assim como de semeadura direta (Carrijo et al. 2009, Damasco & Corrêa 2010, Corrêa et al. 2015, Silva et al. 2015, Silva & Vieira 2017). No entanto, dentre os critérios apontados para o sucesso na RE a sobrevivência das plantas introduzidas possui grande relevância (Pilon & Durigan 2013), visto que pode representar substancial perda econômica. No presente estudo, foi demonstrada elevada capacidade de sobrevivência de mudas e sementes para todas as espécies testadas. No entanto, esse padrão não é observado em outros estudos, no qual observa-se que a sobrevivência depende da espécie utilizada, tanto para a semeadura direta (Pellizzaro et al. 2017), quanto para mudas (Pilon & Durigan 2013, Oliveira et al. 2015, Sousa 2016). Sendo assim, parece que o insucesso dos plantios pode estar mais relacionado a fatores como ineficiência no controle de gramíneas exóticas invasoras e formigas, déficit hídrico no período de seca e plantio inadequado de espécies (Durigan & Melo 2011), do que em relação a técnica de plantio.

O crescimento contínuo das plantas reintroduzidas por sementes testadas, ainda que em ambiente de elevada condição de estresse para o recrutamento de plântulas (Salazar et al. 2012) indica a adequação das espécies nativas as restrições ambientais de sazonalidade e menor nível de nutriente no solo (Durigan & Melo 2011). A semeadura direta além de evitar o estresse do plantio favorece o desenvolvimento natural do sistema de radicular no ambiente (Grossnickle & Ivetic 2017), viabilizando acesso a água mais prontamente durante o período de seca. Para espécies de Cerrado esse é fator imprescindível uma vez que a permanência de plântulas no ambiente depende de sua capacidade de atingir as camadas úmidas do solo e desenvolver-se a partir das reservas de suas estruturas subterrâneas (Hoffmann 2000). Em virtude do estresse do transplante, mudas de *A. fraxinifolium* apresentaram estagnação no seu desenvolvimento ao longo do primeiro ano, e a maioria das espécies apresentaram menor incremento em altura nas mudas. Tal condição é comum na restauração ecológica por muda (Grossnickle 2016) e pode implicar em prejuízos no desempenho das plantas nos primeiros anos do plantio (Ammer & Mosandl 2007). Isso se deve ao estresse hídrico inicial provocado pela ausência de contato das raízes ao solo em condições de campo (Grossnickle 2005). A

obtenção de água, bem como nutrientes é crítica para mudas recém-plantadas, uma vez que imediatamente sua folhagem é sujeita a transpiração e perda de água para a atmosfera (Margolis & Brand 1990). Com isso, o estabelecimento adequado do movimento da água através do vínculo solo-planta-atmosfera é fundamental para o desenvolvimento e sobrevivência da planta (Grossnickle 2016). Desta forma, em condições de campo, o estresse do plantio precisa ser evitado para impor vantagem competitiva das plantas reintroduzidas em relação a vegetação concorrente que se estabelece espontaneamente nas áreas em restauração.

Em termos de estrutura vegetal, como a biomassa, o desenvolvimento inicial anterior das mudas não resultou em ganhos superiores em comparação às plantas semeadas aos 30 meses. De fato, o rápido desenvolvimento das plantas da semeadura direta pode ser confirmado pela maior eficiência na aquisição de recursos indicado pelo maior valor de área foliar específica. Menor AFE em plantas mais velhas pode estar mais relacionado a mecanismos de proteção, com o aumento de substâncias químicas ricas em carbono, refletindo o espessamento com a lignificação de paredes celulares e aumento da densidade da folha (Niinemets 1997). Ainda que as mudas no primeiro momento apresentem maior biomassa, o baixo desenvolvimento ao longo do primeiro ano de plantio permitiu as sementes alcançar a mesma biomassa que as mudas já aos 30 meses de plantio.

A vantagem inicial que as mudas apresentam em altura com relação as sementes é uma das principais justificativas para seu uso uma vez que reduz os custos adicionais com a manutenção do plantio (Grossnickle & Ivetic 2017). No Cerrado, grande parte das áreas em restauração são de pastagens abandonadas com elevada densidade de gramíneas exóticas que dificultam o estabelecimento das espécies nativas (Durigan & Melo 2011). Por isso, as plantas nativas reintroduzidas precisam alcançar altura suficiente para rapidamente superar a zona de competição por luz com as espécies invasoras. Se adotarmos o critério sugerido por Pilon & Durigan (2013) de 50 cm como limiar, ambas as formas de plantio apresentavam tamanho suficiente para competir com as gramíneas exóticas invasoras nesse período. Se aos 30 meses as plantas semeadas também alcançaram o tamanho mínimo para fugir da competição com as gramíneas exóticas, isso as iguala as vantagens de se plantar mudas, só que sem os custos adicionais envolvidos na produção das mudas.

Apesar da reconhecida eficiência do plantio de mudas em ambientes florestais, esse método deve ser reavaliado como recomendação para os demais biomas não

florestais. Como apontado nesse estudo, a forma de reintrodução das espécies arbóreas não interferiu no desempenho das plantas em campo. Sendo assim, outros aspectos relevantes a restauração pode orientar a escolha do método mais adequado a cada situação. Como a sementeira direta é mais simples e prática (Guerin et al. 2015), concluímos que o uso dessa técnica deve ser incentivado na reintrodução de árvores nativas do Cerrado em plantios de restauração ecológica do Cerrado sentido restrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRES, S.S., SATO, M.N. & MIRANDA, H.S. 2014. Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science* 69:470–478.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M. & SPAROVEK, G.2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22 (6): 711-728.
- AMMER, C. & MOSANDL, R. 2007. Which grow better under the canopy of Norway spruce planted or sown seedlings of European beech? *Forestry* 80: 385-390.
- ARONSON, J. & ALEXANDER, S.2013. Steering Towards Sustainability Requires More Ecological Restoration. *Natureza & Conservação* 11(2):127-137.
- BRANCALION, P.H.S. & VAN MELIS, J. 2017. On the need for innovation in Ecological Restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102(2): 227-236.
- BRANCALION, P.H.S., RODRIGUES R., ISERHAGEN I. & GANDOLFI S. 2009. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal, Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Instituto BioAtlântica, São Paulo, p. 14-23.
- CAMARGO, J.L.C., FERRAZ, I.D.K. & IMAKAWA, A.M. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree species. *Restoration Ecology* 10 (4): 636-644.
- CARRIJO, C., Martins, R.C.C., Martins, I.S., Landahl, D.T., Matos, J.M.M. & Nakano, T.Y.R. 2009. Estabelecimento de *Eriotheca pubescens* (Bombacaceae) por meio de sementeira direta e de mudas em cascalheira. *Cerne* 15 (3): 366-371.

- CAVA, M.G.B., ISERNHAGEN, I., MENDONÇA, A.H. & DURIGAN, G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 43(2): 301-315.
- CECCON, E., GONZÁLEZ, E.J. & MARTORELL, C. 2016. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation & Development* 27: 511–520.
- CHAVES, R.B., DURIGAN G., BRANCALION, P.H.S. & ARONSON, J. 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology* 23 (6): 754–759.
- CHAZDON, R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320(5882): 1458-1460.
- COLE, R. J. K., HOLL, K. D., KEENE, C.L. & ZAHAWI, R.A. 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 261: 1590-1597.
- CORRÊA, R.S., MÉLO FILHO, B., PINHEIRO, C.Q. & SANTOS, P.F. 2015. Floristic woody composition of revegetated mining sites in the brazilian federal district composição florística lenhosa de jazidas revegetadas no distrito federal. *Bioscience Journal* 31 (3): 908-922.
- DAMASCO, G. & CORRÊA, R.S. 2010. Germinação e desenvolvimento de duas espécies de cerrado semeadas em consórcio com *Solanum lycocarpum* A. St. - HIL. em uma cascalheira no Distrito Federal. *Estudos de Biologia* 32: 76-81.
- DURIGAN, G. 2003. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: *Restauração ecológica de ecossistemas naturais* (P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel, F.B. Gandara (eds)). FEPAF, Botucatu, Brasil, p. 187-201.
- DURIGAN G. & ENGEL, V.L. 2012. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: *Restauração ecológica de ecossistemas degradados* (S.V. Martins (ed)). UFV, Viçosa, Brasil, p. 41-68.
- DURIGAN, G., MELO, A.C.G., MAX, J.C.M., VILAS BOAS, O., CONTIERI, W.A. & RAMOS, V.S. 2011. *Manual para recuperação da vegetação de cerrado*. 3 ed. revisada, São Paulo, SMA.
- ENGEL, V.L. & PARROTA, J.A. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation

- of degraded lands in central São Paulo state, Brasil. *Forest Ecology and Management* 152: 169-181.
- GROSSNICKLE, S.C. 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. *New For* 30:273-294.
- GROSSNICKLE, S.C. 2016. Restoration Silviculture: An ecophysiological perspective - Lessons learned across 40 years. *REFORESTA* 1:1-36.
- GROSSNICKLE, S.C. & IVETI, V. 2017. Direct Seeding in Reforestation – A Field Performance. *Review Reforesta*, 4: 94-142.
- GUERIN, N., ISERNHAGEN, I., VIEIRA, D.L.M., CAMPOS FILHO, E.M. & CAMPO, R.J.B. 2015. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para a restauração ecológica. In: *Restauração ecológica de ecossistemas degradados* (S.V.Martins (ed)). UFV, 2 ed. Minas Gerais, 372p.
- HARGUINDEGUY, P., DÍAZ, N.S., GARNIER, E., LAVOREL, S., POORTER, H., JAUREGUIBERRY, P., BRET-HARTE, M.S., CORNWELL, W.K., CRAINE, J.M., GURVICH, D.E., URCELAY, C., VENEKLAAS, E.J., REICH, P.B., WRIGHT, I.J., RAY, P., ENRICO, L., PAUSAS, J.G., DE VOS, A.C., BUCHMANN, N., FUNES, G., QUÉTIER, F., HODGSON, J.G., THOMPSON, K., MORGAN, H.D., TER STEEGE, H., VAN DER HEIJDEN, M.G.A., SACK, L., BLONDER, B., POSCHLOD, P., VAIERETTI, M.V., CONTI, G., STAVER, A.C., AQUINO, S. & CORNELISSEN, J.H.C. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61:167-234.
- HEDBERG, P. & KOTOWSKI, W. 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18 304–308.
- HOFFMANN, W.A. 2000. Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species. *Biotropica* 32(1): 62-69.
- HOLL, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- HOLL, K.D. & AIDE, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261: 1558-1563.
- JORGE, L.A.C. & OLIVEIRA RODRIGUES, A.F. 2008. Safira: Sistema de análise de

- fibras e raízes. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, 24. 20p.
- LAMB, D., ERSKINE, P.D., & PARROTTA, J.A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310(5754): 1628-1632.
- MARGOLIS, H.A. & BRAND, D.G. 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Canadian Journal of Forest Research* 20:375-390.
- MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA, J.R., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S., NOGUEIRA, P.E. & FAGG, C.W. 2008. Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. In: *Cerrado: ecologia e flora* (S.M. Sano, S.P. Almeida, J.F. Ribeiro (eds.)). Embrapa Cerrados, Planaltina, p. 151-212.
- MIRANDA, S.C., BUSTAMANTE, M., PALACE, M., HAGEN, S., KELLER M., and FERREIRA, L.G. 2014. Regional Variations in Biomass Distribution in Brazilian Savanna Woodland *BIOTROPICA* 46(2): 125–138.
- NIINEMETS Ü. 1997. Role of foliar nitrogen in light harvesting and shade tolerance of four temperate deciduous woody species. *Functional Ecology* 11:518-31.
- OLIVEIRA, M.C., RIBEIRO, J.F., PASSOS, F.B., AQUINO, F.G., OLIVEIRA, F.F. & SOUSA, S.R. 2015. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de Cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 13 (1): 25-32.
- OVERBECK, G.E., VELEZ-MARTIN, E., SCARANO, F.R., LEWINSOHN, T.M., FONSECA, C.R., MEYER, S.T., MULLER, S.C., CEOTTO, P., DADALT, L., DURIGAN, G., GANADE, G., GOSSNER, M.M., GUADAGNIN, D.L., LORENZEN, K., JACOBI, C.M., WEISSER, W.W. & PILLAR, V.D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions*, 21: 1455-1460.
- PALMA, A.C. & LAURANCE, S.G.W. 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science* 18: 561-568.
- 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 & Evolution*, 29 (4): 205-213.
- PELLIZZARO, K.F., CORDEIRO, A.O.O., ALVES, M., MOTTA, C.P., REZENDE, G.M., SILVA, R.R.P., RIBEIRO, J.F., SAMPAIO, A.B., VIEIRA, D.L. &

- SCHMIDT, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*. DOI: 10.1007/s40415-017-0371-6.
- PILON, N.A.L. & DURIGAN, G. 2013. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. *Scientia Agricola* 41 (99): 389-399.
- PILON, N.A.L., BUISSON, E. & DURIGAN, G. 2018. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 26 (1): 73-81.
- SALAZAR, A., GOLDSTEIN, G., FRANCO, A.C. & MIRALLES-WILHELM, F. 2012. Seed limitation of woody plants in neotropical savannas. *Plant Ecology* 213:273-287.
- SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M.R.; ALMEIDA, J.A. de; CUNHA, T.J.F.; OLIVEIRA, J.B. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.
- SARMIENTO, G., GOLDSTEIN, G. & MEINZER, F. 1985. Adaptive Strategies of Woody Species in Neotropical Savannas. *Biological Reviews* 60:315-355.
- SILVA, S.C., SANTANA, N.M.P & PELEGRINI, J.C. 2006. Secretaria de Indústria e Comércio. Superintendência de Geologia e Mineração. Caracterização Climática do Estado de Goiás. Goiânia.
- SILVA, R.R.P., OLIVEIRA D.R., ROCHA, G.P.E. & VIEIRA, D.L.M. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23 (4): 393–401.
- SILVA, R.R.P. & VIEIRA, D.L.M. 2017. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science* 20: 410–421.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- SOUSA, A.P. 2016. Avaliação de um programa de restauração de uma bacia hidrográfica: execução e envolvimento dos proprietários. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de Brasília.
- SOVU, P.S., TIGABU, M. & ODÉN, P.C. 2010. Restoration of former grazing lands in

the higtlands of Laos using direct seeding of four native tree species. Mountain Research and Development 30: 232-243.

STARR, C.R., CORRÊA, R.S., FILGUEIRAS, T.D.S., HAY, J.D.V. & DOS SANTOS, P.F. 2013. Plant colonization in a gravel mine revegetated with *Stylosanthes* spp. in a Neotropical savanna. Landscape and ecological engineering 9 (1): 189-201.

VENTUROLI, F.E. & VENTUROLI, S. 2011. Recuperação florestal em uma área degradada pela exploração de areia no Distrito Federal, Brasil. Ateliê Geográfico 5 (1): 183-195.

WALKER, K.J., STEVENS, P.A. & STEVENS, D.P.J. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. Biological Conservation 119: 1-18.

WHITMORE, T.C. 1984. Gap size and species richness in tropical rain forests. Biotropica 16 (3): 239.

ZAHAWI, R. & HOLL, K. 2014. Evaluation of different tree propagation methods in ecological restoration in the neotropics. In: The state of the world's forest genetic resources – thematic study genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species, (M. Bozzano, R. Jalonen, E. Thomas, D. Boshier, L. Gallo, S. Cavers, S. Bordács, P. Smith, J. Loo). Food and agriculture organization of the united nations, p.85-96.