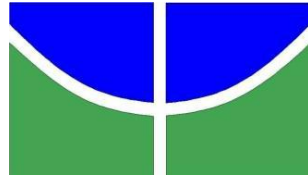


UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR MEIO DE SEMEADURA DIRETA
NO CERRADO: AVALIANDO ESPÉCIES DE DIFERENTES FORMAS
DE VIDA E DENSIDADES DE PLANTIO

Keiko Fueta Pellizzaro

Brasília/DF
2016



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR MEIO DE SEMEADURA DIRETA
NO CERRADO: AVALIANDO ESPÉCIES DE DIFERENTES FORMAS
DE VIDA E DENSIDADES DE PLANTIO

Keiko Fueta Pellizzaro

Orientadora Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt

Dissertação submetida ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília/DF, junho de 2016.



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

Keiko Fueta Pellizzaro

Título:

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR MEIO DE SEMEADURA DIRETA
NO CERRADO: AVALIANDO ESPÉCIES DE DIFERENTES FORMAS
DE VIDA E DENSIDADES DE PLANTIO**

Banca examinadora:

Dra. Isabel Belloni Schmidt

Presidente
PGECL- UnB

Dr. Sergius Gandolfi

Avaliador externo
ESALQ - USP

Dr. Aldicir Osni Scariot

Avaliador interno
PPGECL/UnB

Dr. Rafael Dudeque Zenni

Suplente
PPGECL/UnB

Brasília, 22 de junho de 2016.

Dedico este trabalho à minha filha Helena, aos jovens de hoje e do amanhã.
Que este trabalho seja mais um passo no caminho de uma sociedade mais
harmônica com o planeta.

Agradecimentos

Aos meus pais, Beatriz Mieko e Humberto, por me ensinarem as coisas mais importantes. Pela dedicação, ajuda, exemplo e inspiração em todos os momentos. Aos meus irmãos Kimie, Marcos, Yolie e André. Marcos, pela ajuda e empréstimo de computador que salvou os últimos momentos. À filha Helena pela paciência no retiro caseiro e colaboração diária.

À Isabel Schmidt, que com as voltas engraçadas que a vida dá, e após tantos anos de amizade, convivência e trocas, aceitou orientar-me neste trabalho. Por toda ajuda, paciência, ensinamentos, amizade...

Ao Xandão – Alexandre Sampaio - pelo convite para participar deste grande Projeto que vem agregando pessoas tão especiais, esforços e que não para de crescer! Por toda ajuda em todas as fases do trabalho. Por disponibilizar a casa em Alto Paraíso para os trabalhos. Pela amizade e pelas cervejas artesanais.

Ao Daniel Vieira, por colaborar com todas as etapas, desde a idealização até as discussões finais. Pela amizade, pedais, festas e flautas com papo e ciência.

Ao Claudomiro, grande conhecedor e o maior coletor de sementes do Cerrado! Por toda ajuda nas coletas, identificação das plântulas em campo e amostragens.

Aos membros da banca, por aceitarem o convite e pelas valiosas contribuições.

Aos colegas do laboratório de Ecologia Vegetal e agregados, da Pós-graduação e aos amigos da florestal, botânica e outros que fiz neste período. Por toda ajuda com a coleta de sementes, beneficiamento, plantio e amostragens em campo. Pelas discussões, sugestões, ajudas, parcerias, trabalhos, encontros... Pela amizade e companheirismo. Raissa, Camila Motta, Gustavo Mariano, Dilmar, Max, Polliana, Monique, Daniel, Caqui, Helena, Gustavo Paiva, Polliana, Leo, Waira, Alba, Fabi, André, Rebeca, Pamela, Ana Carla, Victor Vinicius, Maria Paula, Tâmilis, Felipe, Vinicius, Pat, Augusto, Antonia, Alessandro, Gabi, Ana Clara, Clara, Camila, Thauanny, Ana Beatriz, Gustavo Marcolino, Dariane, Livia, Marcus, Samuel, Arthur, Carla, Silvia, Marcos de Paula, Aelton, Rosana, Carol, Camila, Maria Paula, Mariana...

Especialmente aos colegas acima que contaram milhares de micro sementes, montaram e acompanharam os experimentos em casa de vegetação, montaram e acompanharam experimentos em campo e contribuíram com o capítulo 1. À Monique pela ajuda com “aquele” gráfico e ao Max pela ajuda com análises e apresentação.

Ao Roberto Ogata pelo apoio na área da Faz. Entre Rios. Ao pessoal da Fazenda que nos apoiou.

Aos técnicos da Ecologia, Leandro e Wesley e especialmente ao Sr. Mardônio.

Às ajudas em campo de alunos da graduação, colegas de trabalho, voluntários, Brigadistas do Prevfogo/IBAMA e do ICMBio, parentes, amigos... Foram indispensáveis, divertidas e enriquecedoras as vivências e aprendizados que tivemos. Obrigada pela paciência e compreensão comigo e com as nuances da pesquisa científica. Anand (*in memoriam*), Vadis, Vanda, Edson, João, Darlan, Juliana, Leo, Lia, Marcelo... e tantos outros.

À Alessandra: muito mais que babá da Helena, foi parceira em muitos momentos. Ao Aldo pelos momentos de colaboração e pelo sossego necessário.

Às amigas, Rita de Cássia, Uilly, Eida, Mara, Ana Paula, Nádia, Beth, Jully, Lu, Mari. Aos amigos Claudio, Rodrigo. Sempre apoiando e dando força para ir além.

Aos parceiros, Magno Bueno e Patrick Person. Cada um com seu jeito e momento ajudou-me e foi parceiro muito além do campo e das planilhas.

Aos amigos Integral Bambu: Marcelo, Roberta Martins, Mariana Anjos, Sérgio, Moniquinha, Aline, William, Cris, Camila, Marina, Oscar. Aos amigos da dança e da meditação. Ajudaram a manter e cultivar minha saúde física, psíquica e emocional.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela estrutura, apoio na pesquisa, professores e oportunidade de convivência e aprendizado com professores e colegas que admiro.

Aos professores Heloisa Miranda, Mercedes Bustamante, Jonh Du Val, Rosana Tidon, Ludgero Vieira, Regina Oliveira, Cássia Munhoz, Cynthia Kyaw, Antonio Sebben, Emerson Vieira, Tri – Paulo César Motta, Jose Roberto Pujol Luz, José Felipe Ribeiro, Luciano Bianchetti e João Nogueira Batista, pelos ensinamentos. Ao Professor Murilo Dias pela ajuda com a escolha e interpretação das análises.

À professora Regina e Joao Bringel pela ajuda na identificação das ervas e gramíneas.

Aos apoios institucionais e às pessoas que através das instituições colaboraram: Condomínio Vivendas Bela Vista, Caesb – Cia de Água e abastecimento de Brasília, Pequi – Pesquisa e Conservação do Cerrado, Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, Polícia Militar Ambiental, PMDF, Embrapa Cenargen, Embrapa Cerrados (José Felipe Ribeiro e Geovani) e Projeto Biomas.

Aos colegas da Rebio Contagem e ICMBio. Pelo apoio, colaborações e amizade. Juliana Alves, Grahal Benatti, Enrique Balbuena, Verusca Cavalcanti, Jorge Piccolo, Christiane Horowitz, Kércia Valeria.

Ao ICMBio pela licença concedida, e apoio institucional à pesquisa e especialmente à Kátia Torres.

Obrigada aos que não citei, mas contribuía direta ou indiretamente.

Sem vocês, este trabalho não seria possível. Mérito nosso. Muito obrigada.

Título da Dissertação: RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR MEIO DE SEMEADURA DIRETA NO CERRADO: AVALIANDO ESPÉCIES DE DIFERENTES FORMAS DE VIDA E DENSIDADES DE PLANTIO

Autora: Keiko Fueta Pellizzaro

Curso: Mestrado em Ecologia

Data da defesa: 22/06/2016

Orientadora: Isabel Belloni Schmidt

Resumo

Para restaurar os processos ecológicos e a biodiversidade em savanas e campos estagnados com dominância de gramíneas exóticas, é necessária intervenção para reduzir ou eliminar a dominância de espécies exóticas e reintroduzir espécies nativas. Semeadura direta é metodologia que vem se confirmando eficiente para a reintrodução de espécies nativas. Neste trabalho apresentamos os resultados de experimentos com semeadura direta de espécies nativas do Cerrado, tanto arbóreas, como arbustivas e herbáceas, componentes importantes destes ambientes abertos. O capítulo 1 apresenta o sucesso de estabelecimento, sobrevivência e crescimento ou cobertura do solo de 76 espécies de diferentes formas de vida. São sintetizados os resultados de até três anos de avaliações de sete semeaduras experimentais realizadas entre 2011 e 2014 em três áreas no Distrito Federal e uma Goiás. As áreas, historicamente de cerrado sentido restrito, encontravam-se degradadas por atividade agropecuária e dominadas por gramíneas exóticas invasoras tais como *Andropogon gayanus*, *Urochloa decumbens*, *U. humidicola*, *U. brizantha*, *Hyparrhenia rufa* e *Melinis minutiflora*. O preparo prévio das áreas foi roçagem e gradagem e semeaduras realizadas em linhas, canteiros ou área total. Das 76 espécies plantadas, (50 árvores, 14 arbustos, 12 ervas) 83% (63) estabeleceram-se com sucesso (42 árvores, 12 arbustos, 9 ervas). Dentre as espécies estabelecidas, a sobrevivência de plântulas de espécies lenhosas (árvores e arbustos) foi alta ($80,4 \pm 19,5\%$ média \pm DP) após a primeira estação seca. O crescimento das plântulas de espécies lenhosas foi lento, em média 2,5 cm na segunda estação de crescimento, como é característico às espécies lenhosas do Cerrado. Foram identificadas sete espécies de ervas e arbustos com crescimento e reprodução rápidos (primeiro ou segundo ano após semeadura), boa capacidade de cobertura do solo (entre 2% e 30% nas primeiras duas estações de crescimento) e que geralmente produzem boa quantidade de sementes: *Andropogon fastigiatus*, *Aristida gibbosa*, *Schizachyrium sanguineum*, *Lepidaploa aurea*, *Stylosanthes capitata*, *Stylosanthes macrocephala* e *Achyrocline satureioides*. Estas e outras espécies de arbustos e ervas, componentes importantes em iniciativas de restauração de áreas abertas de Cerrado, podem ser utilizadas para preenchimento ou cobertura do solo precocemente, estruturando a comunidade e ajudando a controlar a ocupação de gramíneas exóticas pelo efeito de prioridade. A restauração ecológica por semeadura direta com preparo prévio de roçagem e gradagem foi eficaz em estabelecer e manter a maioria das espécies testadas nos primeiros um a três anos de acompanhamento. Estas e as demais espécies podem ser utilizadas para compor o conjunto de espécies utilizado, aumentando a diversidade e restaurando os processos ecológicos. O capítulo 2 traz resultados de experimento utilizando espécies indicadas no capítulo 1 como boas espécies de preenchimento, semeadas diretamente em três diferentes

densidades. Para definir densidade de sementeira mais adequada para limitar o reestabelecimento de gramíneas exóticas sem excluir espécies nativas menos competitivas, foram testadas três densidades de sementeira de sete espécies de preenchimento e tratamento controle, sem intervenção, em 18 parcelas aleatorizadas em três áreas, sendo três réplicas no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV)/GO, uma na Reserva Biológica da Contagem (RBC)/DF e outra na Fazenda Entre Rios (FER)/DF. As sementeiras foram realizadas em áreas previamente dominadas por gramíneas exóticas invasoras (cobertura do solo maior que 98%). Antes da sementeira, as áreas foram roçadas e gradeadas duas vezes para eliminar as gramíneas exóticas estabelecidas e reduzir o banco de sementes do solo destas espécies. Os três tratamentos de densidade de sementeira testados foram Baixa (M/2), Média (M) e Alta (2 x M) das espécies *Aristida gibbosa* (gramínea, densidade de plantio média M = 48 Sementes Viáveis (SV)/m²), *Lepidaploa aurea* (arbusto, M = 129 SV/m²), *Achyrocline satureioides* (arbusto, M = 17 SV/m²), *Stylosanthes capitata* e *Stylosanthes macrocephala* (arbustos, M = 65 SV/m²) e *Solanum lycocarpum* (arvore, M = 6,5 SV/m²). Foram sementeiras em conjunto com outras 22 ou 28 espécies de árvores, arbustos e ervas em densidade média constante de 1,8 SV/m² por espécie (espécies de diversidade). Foi mensurada a cobertura do solo nas categorias ervas e arbustos sementeiros, gramíneas exóticas, árvores sementeiras e espécies nativas não sementeiras; e a riqueza e densidade de árvores sementeiras aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses nas parcelas experimentais e em parcelas controle, onde não houve intervenção. Os dados foram analisados utilizando Modelos Lineares Generalizados. Aos 24 meses, as parcelas de restauração tenderam a ter menor cobertura de gramíneas exóticas em todas as densidades de plantio em relação às áreas controle. A área restaurada, considerando todos os tratamentos, apresentou incremento em diversidade da ordem de 1.548% e de 2.680% na riqueza de espécies de árvores nativas em relação à área controle. A densidade média de árvores nativas aos 24 meses foi de 4,5 indivíduos/m². Os tratamentos de Alta, Média e Baixa densidades de sementeira de espécies de preenchimento não apresentaram diferenças significativas entre si para cobertura de gramíneas exóticas (GEI), árvores nativas sementeiras (ARVORE), ou as próprias espécies de preenchimento (ARBHERB). Por outro lado, as três áreas experimentais apresentaram diferenças entre si para cobertura ARVORE, GEI, ARBHERB, e espécies nativas não sementeiras. Os resultados mostraram que mesmo a menor densidade de sementeira de espécies de cobertura testada foi suficiente para estabelecer uma comunidade de plantas nativas e reduzir a cobertura de gramíneas exóticas, dependendo da área de restauração. Portanto, fatores locais, como características do solo e comunidade de gramíneas exóticas, a serem mais bem compreendidos, podem ser mais importantes que a densidade de sementeira para determinar o sucesso de restauração nos primeiros dois anos. Em geral, os resultados mostram que é possível estabelecer rapidamente cobertura do solo por plantas nativas através de sementeira direta de gramíneas e arbustos, o que permite eliminar a dominância de gramíneas exóticas e reestabelecer estrutura de savana mesmo após distúrbio severo em Cerrado.

Palavras chave: savana, campo, recuperação de área degradada, cobertura do solo, espécies de preenchimento, gramíneas, Poaceae, Asteraceae, diversidade, espécies exóticas invasoras

ECOLOGICAL RESTORATION USING DIRECT SEEDING IN BRAZILIAN SAVANNA (CERRADO):
EVALUATING DIFFERENT GROWTH FORM SPECIES AND SEEDING DENSITIES

Author: Keiko Fueta Pellizzaro

Abstract

In order to restore ecological processes and biodiversity in savannas and grasslands that are stagnant by the dominance of exotic grasses, it is necessary to intervene reducing or eliminating exotic species and reintroducing native plants. Direct seeding is a technique that has been confirmed efficient for the reintroduction of native species. In this work we present the results of experiments with direct seeding of native Cerrado species, trees, shrubs, forbs and grasses as important components of these open environments. Chapter 1 presents the establishment, survival and height growth or ground cover of 76 species of different growth forms. We synthesized the results of up to three years of seven experimental restorations by direct seeding conducted between 2011 and 2014 in three areas in the Federal District and one in Goiás State. The areas, historically Cerrado savannas, were degraded by agricultural activity and dominated by invasive exotic grasses such as *Andropogon gayanus*, *Urochloa decumbens*, *U. humidicola*, *U. brizantha*, *Hyparrhenia rufa* and *Melinis minutiflora*. The soil preparation before seeding was mowing and plowing; seeding was carried out in rows, beds or total area. Of the 76 species seeded, (50 trees, 14 shrubs, 12 herbs) 83% (63) were successfully established (42 trees, 12 shrubs, herbs 9). Among the established species, seedling survival of woody species (trees and shrubs) was high ($80.4 \pm 19.5\%$, mean \pm SD) after the first dry season. The seedlings growth of woody species was slow, on average 2.5 cm in height in the second growing season, confirming the slow growth characteristic of the Cerrado's woody species. Seven species of grasses and shrubs with rapid growth and reproduction (first or second year after seeding), good ground cover (between 2% and 30% in the first two growing seasons) and good seed production were identified: *Andropogon fastigiatus*, *Aristida gibbosa*, *Schizachyrium sanguineum*, *Lepidaploa aurea*, *Stylosanthes capitata*, *Stylosanthes macrocephala*, *Achyrocline satureioides*. These and other species of shrubs and grasses are important components for restoration of Cerrado's savannas and grasslands and can be used as early ground cover, structuring the community and helping to control the colonization of exotic grasses by priority effect. Ecological restoration by direct seeding with soil preparation by mowing and plowing was effective in establishing and maintaining most of the tested species, from one to three years after direct seeding. These tested and other species can be used to compose the restoration species set, increasing the diversity and restoring the longer-term ecological processes. Chapter 2 presents experimental restoration testing the use of the species identified in Chapter 1 as good ground cover species, directly seeded in three different densities. To set more appropriate seeding density to limit the reestablishment of exotic grasses without excluding other native species, we tested three seeding densities of seven species and control plots without intervention, in 18 randomized plots in three areas, with three replicates in the Chapada dos Veadeiros National Park (PNCV) / GO, a replicate at the Contagem Biological Reserve (RBC) / DF and another at Fazenda Entre Rios (FER) / DF. The seedings were carried out in areas previously dominated by invasive

grasses (soil covering greater than 98%). Before planting, the areas were mowed and plowed twice to eliminate the established exotic grasses and reduce the soil seed bank of these species. The three treatments of seeding density were: Low (1/2M), Medium (M) and High (2xM) using the following species: *Aristida gibbosa* (grass, average planting density M = 48 Viable seeds (VS) / m²), *Lepidaploa aurea* (shrub M = 129 VS / m²), *Achyrocline satureioides* (shrub 17 M = VS / m²), *Stylosantes capitata* and *Stylosantes macrocephala* (shrubs, M = 65 VS / m²), and *Solanum lycocarpum* (shrub, M = 6,5 VS / m²). They were seeded together with a set of 22 or 28 other tree, shrub and herb species. The seeding density of these other species was kept the same in all plots and the mean seeding density was 1.8 VS / m² per specie. We measured the ground cover in the categories seeded grass and shrubs, exotic grasses, seeded trees and not seeded native species; and density and height of sowed trees at 3, 6, 12, 18 and 24 months in the experimental plots and control plots. Data were analyzed using generalized linear models. At 24 months, the restoration plots tended to have lower coverage of exotic grasses in all planting densities in relation to the control plots. The restoration plots, considering all treatments, showed an increase in diversity of 1,548% and 2,680% on species richness of native trees compared to the control plots. The average density of native trees at 24 months was 4.5 individuals / m². The treatments of ground cover seeding density showed no significant differences among them considering exotic grass cover (GEI), seeded native trees (TREE), or ground cover species (ARBHERB). On the other hand, the three experimental areas differ from each other to GEI cover, ARBHERB, and not seeded native species. The results showed that even the lower seeding densities of ground cover tested may be enough to establish a community of native plants and to reduce the exotic grasses cover depending on the area the restoration is carried out. Therefore, local factors such as soil characteristics and exotic grass community, which is to be better understood, might be more important than seeding density to determine the restoration successes in the first two years. In general, the results showed that it is possible to quickly establish a ground cover of native species by direct seeding of grasses and shrubs which allows to eliminate the exotic grasses dominance and to reestablish a savanna type structure even after severe disturbance in the Cerrado region.

Keywords: savannah, grassland, degraded area recovery, ground cover, grasses, Poaceae, Asteraceae, diversity, invasive alien species

Sumário

Agradecimentos	v
Resumo	vii
Abstract.....	ix
Lista de tabelas	12
Lista de figuras	13
Introdução Geral	16
Capítulo 1	22
Field establishment, survival and initial growth of 76 herbs, shrubs and tree species of the Brazilian savanna on direct seeding restoration experiments	22
Abstract.....	22
Resumo	22
Introduction	23
Methods.....	25
Results.....	31
Discussion.....	37
Capítulo 2	40
Há densidade ideal de semeadura direta de ervas, arbustos e árvores nativas para restauração em Cerrado?.....	40
Introdução.....	40
Métodos.....	44
Resultados.....	51
Discussão.....	62
Conclusões Gerais	66
Referências bibliográficas	67

Lista de tabelas

Table 1.1. Growth form; seed collection time; processing mode - PM (removing pulp device "RPD", sieve, grass shredder machine "GSM", manual separation "MS"); planting mode (buried "B", or not buried "NB"); mean 100 seeds mass \pm SD; number of seeds tested in green house emergence test in each year; mean emergence percentage in greenhouse (GH) \pm SD of Brazilian savanna native species. Not measured Itens "-"	27
Table 1.2. Information about the study sites, restoration and experimental areas.....	30
Table 1.3. Herb and shrub species density seeded (number of seeds/m ²); mean cover after first, second and third rainy season (0.5, 1.5 and 2.5 years after sowing) (Mean \pm SD). Not measured Itens "-"	33
Table 1.4. Mean field emergence on the first rain season (0.5 year after sowing) (Mean \pm SD); mean percentage of survival after first dry season (one year after sowing) (Mean \pm SD) of all tree species and some herb and shrub species. Items without repetition has no signed SD; items signed "-" were not evaluated.....	34
Tabela 2.1. Espécies utilizadas em experimento de semeadura direta nos grupos preenchimento (P) e diversidade (D), plantadas na superfície (S) ou enterradas (E), nas áreas Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros – PNCV, Reserva Biológica da Contagem – RBC, Fazenda Entre Rios – FER nas densidades indicadas (sementes/m ²) ou Alta/Média/Baixa (A/M/B).	49

Lista de figuras

Figure 1.1. Survival and emergence of woody species listed on Table 1.4, categorized to field emergence at first rainy season (6 months after sowing) and survival to first dry season (one year after sowing). We did not represent the species with zero emergence.....34

Figura 2.1. Ilustração da cobertura do solo por plantas nativas geradas por de sementeira de espécies nativas em diferentes densidades, pretendendo alcançar 50, 100 ou 200% de cobertura do solo em um ano.....42

Figura 2.2. Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H) e Riqueza de espécies (S) de árvores nativas sementeiras nas parcelas experimentais de densidades ALTA, MÉDIA, BAIXA e controle (CT) de sementeira direta de espécies de preenchimento. Médias e erro padrão por tratamento.52

Figura 2.3. Porcentagem de cobertura de gramíneas exóticas invasoras (GEI) no último toque de cobertura de parcelas experimentais nos tratamentos de densidade de sementeira, alta – A, média- M, baixa –B e controle-CT, n=5, de espécies de preenchimento nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio.52

Figura 2.4. Porcentagem de cobertura de arbustos e ervas nativas sementeiras – ARBHERB, em parcelas experimentais nos tratamentos de densidade de sementeira de espécies de preenchimento alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem estratificada em quatro níveis. GLM indicou que PNCV teve menor cobertura que demais áreas ($p = 0,01$).....53

Figura 2.5. Porcentagem de cobertura de árvores nativas sementeiras - ÁRVORE, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira de espécies de preenchimento alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis. GLM não indicou padrão entre tratamentos nem entre áreas.....54

Figura 2.6. Porcentagem de cobertura de gramíneas exóticas invasoras – GEI, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira de espécies de preenchimento, alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis. GLM indicou que a FER apresentou menor cobertura que as demais áreas ($p < 0,001$).....54

Figura 2.7. Porcentagem de cobertura de espécies nativas não sementeiras – NAT, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira, alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis.55

- Figura 2.8.** Porcentagem de cobertura do solo nas categorias arbustos e ervas nativas semeadas – ARBHERB, árvores nativas semeadas – ÁRVORE, gramíneas exóticas invasoras – GEI e espécies nativas não semeadas – NP, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira, alta – A, média- M e baixa –B, nas parcelas experimentais no PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) aos 24 meses após o plantio. Representados média e erro padrão (N=3). Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis.55
- Figura 2.9.** Trajetória de cobertura do solo nas nove parcelas no PNCV - Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).56
- Figura 2.10.** Trajetória de cobertura do solo nas três parcelas na RBC – Reserva Biológica da Contagem/DF nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).57
- Figura 2.11.** Trajetória de cobertura do solo nas três parcelas na Fazenda Entre Rios/DF – FER nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).57
- Figura 2.12.** Trajetória de cobertura do solo por ervas e arbustos semeados ARBHERB nas três densidades de sementeira, nas 15 parcelas experimentais em todas as áreas nas amostragens I (3 meses), II (6meses), III (12 meses), IV (18meses) e V (24 meses) após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens III, IV e V).58
- Figura 2.13.** Área do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, dominada por gramíneas exóticas invasoras antes da intervenção de restauração.....59
- Figura 2.14.** Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, preparo do solo com microtrator para plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....59
- Figura 2.15.** Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....59
- Figura 2.16.** Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, seis meses após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....59

Figura 2.17. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, um ano após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....	59
Figura 2.18. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....	59
Figura 2.19. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, dominada por gramíneas exóticas invasoras antes da intervenção de restauração.	60
Figura 2.20. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, preparo do solo com grade aradora acoplada a trator para plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.	60
Figura 2.21. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.	60
Figura 2.22. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, seis meses após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....	60
Figura 2.23. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, um ano após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.....	60
Figura 2.24. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Presença de inflorescências de <i>Aristida gibbosa</i> e <i>Achyrocline satureioides</i>	60
Figura 2.25. Área Fazenda Entre Rios – FER, área controle dominada por gramíneas exóticas invasoras, similar à área antes da intervenção de restauração.	61
Figura 2.26. Área Fazenda Entre Rios – FER, seis meses após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.	61
Figura 2.27. Área Fazenda Entre Rios – FER, um ano após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Presença de <i>Lepidaploa aurea</i> florindo e frutificando.	61
Figura 2.28. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.	61
Figura 2.29. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Árvores desenvolvendo-se em meio às ervas e arbustos nativos.	61
Figura 2.30. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Várias arvores desenvolvendo-se em meio às ervas e arbustos nativos.	61

Introdução Geral

A restauração ecológica compreende ações para assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas (SER 2004). Estas ações devem ser planejadas e implementadas de acordo com o estado de degradação local e o objetivo de restauração proposto, conforme um ambiente ou parâmetros de referência (Chazdon 2008).

Savanas e campos naturais primários (*old-growth*), ou os biomas graminosos (*grassy biomes*) são definidos como aqueles ecossistemas com uma camada relativamente contínua de gramíneas, ervas graminóides (ervas semelhantes a gramíneas), ervas não graminóides (forbs) e arbustos – o chamado estrato rasteiro (Veldman et al. 2015a). Estes biomas graminosos são encontrados em uma ampla variação de latitudes e altitudes (Bond and Parr 2010). Cobrem cerca de 20% da superfície terrestre, contam com grande biodiversidade, muitas espécies endêmicas e prestam importantes serviços ecossistêmicos, tais como 30% da produtividade primária líquida terrestre (Field et al. 1998). São chamados ecossistemas graminosos pelo reconhecimento do papel do estrato rasteiro que representa a maior parte da biodiversidade vegetal e desempenha papel ecológico crucial nos processos ecossistêmicos destes ambientes, como exemplo a ciclagem de água, CO₂ e nutrientes (Veldman et al. 2015a). As árvores tem distribuição variável e também desempenham papel importante nos sistemas dos ambientes graminosos (ex. Scholes and Archer 1997). A coexistência de árvores e o estrato rasteiro é mediado por eventos periódicos de fogo, entre outros fatores que determinam a existência e dinâmica destas comunidades (Higgins et al. 2000; Van Langevelde et al. 2003). Os ambientes graminosos vêm sendo ameaçados por alterações antrópicas tais como conversão para áreas agrícolas, exclusão de fogo e “florestamento” (*afforestation*) (Bond and Parr 2010; Veldman et al. 2015a; Veldman et al. 2015b). “Florestamento” é o plantio, por mudas ou sementes, de florestas onde elas não ocorrem historicamente, seja para silvicultura ou iniciativas equivocadas de restauração (Veldman et al. 2015b). Tanto a exclusão de

fogo quanto o florestamento levam a perda de diversidade de plantas, perda de diversidade de fauna endêmica, diminuição da recarga de aquíferos, aumento da alocação da biomassa acima do solo e aumento da vulnerabilidade desta biomassa ao fogo (Veldman et al. 2015b). Os biomas gramíneos apresentam grande desafio para restauração devido à escassez de pesquisas e dificuldade de reestabelecer uma comunidade tão rica e diversa (Bond and Parr 2010).

Ambientes savânicos e campestres modificados e dominados por espécies exóticas podem existir como um estado estável alternativo (Beisner et al. 2003) de equilíbrio dinâmico que necessita intervenção significativa para o sistema vencer a resistência ecológica e alcançar outro patamar de estado do sistema, por exemplo, de maior integridade ecológica (Suding et al. 2004). Esta intervenção geralmente é cara e pode demandar um longo tempo para recuperação do local, e dependendo das respostas do sistema, pode até mesmo não ocorrer (Suding et al. 2004). Portanto, após um limiar de degradação (Beisner et al. 2003) em que a regeneração natural ou o manejo da regeneração natural (ex. Durigan et al. 2004) são ineficientes para reestabelecer a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, outras estratégias de restauração são necessárias.

Dentre as espécies exóticas que modificam e dominam as savanas e campos, as gramíneas são especialmente difíceis de controlar, pois outras espécies destas formas de vida fazem parte naturalmente do sistema e devem preferencialmente ser mantidas após a restauração (Bond and Parr 2010; Hoffmann et al. 2004). Assim, técnicas de restauração com sombreamento por árvores nativas para excluir as gramíneas, como em ambientes florestais (Cabin et al. 2002), não são indicadas. Além disto, as árvores de savana tem crescimento lento por investirem mais em estruturas subterrâneas (De Castro and Kauffman 1998; Veldman et al. 2015a). Portanto, outros mecanismos, como o efeito de prioridade (*Priority effect*) (Young, Chase, and Huddleston 2001), em que o colonizador inicial obtém vantagem competitiva, podem afetar e determinar a trajetória dos

ambientes em restauração (Norden et al. 2011) e podem se aplicar aos ambientes gramíneos (Young et al. 2016).

Dentre as metodologias de restauração ecológica, a semeadura direta – aplicação das sementes diretamente na área a ser restaurada - tem se mostrado mais econômica que outras técnicas como o plantio de mudas (Campos-Filho et al. 2013; Cole et al. 2011; Doust, Erskine, and Lamb 2006; Durigan, Guerin, and da Costa 2013) e bem sucedida em vários ambientes, porém com sucesso bastante variável entre as espécies utilizadas (Le Bourlegat et al. 2013; Engel and Parrotta 2001; Guarino and Scariot 2014; Kinyua et al. 2010; Knight, Beale, and Dalton 1998; Sovu et al. 2010). Outras vantagens desta metodologia são a possibilidade de mecanização, aplicação em grandes áreas (Campos-Filho et al. 2013; Gibson-Roy et al. 2010) e utilização de maior número de espécies (Palma and Laurance 2015).

Poucos são os trabalhos que investigam a restauração de ambientes abertos como as savanas e campos, comparativamente com ambientes florestais (Palma and Laurance 2015; Ruiz-Jaen and Aide 2005). Os trabalhos que relatam experiências de restauração de campos e savanas usando semeadura direta estão concentrados no Reino Unido, Europa, América do Norte e alguns na Austrália (Ansley and Castellano 2006; Dunn 1998; Gibson-Roy et al. 2010; Holl et al. 2014; Kiehl et al. 2010; Walker et al. 2004). No Brasil, temos alguns trabalhos sobre semeadura direta em savana, a maioria usando árvores nativas (p. ex. Cava 2014; Pereira, Laura, and Souza 2013; Santos 2010; Silva et al. 2015); utilizando consórcio com plantas agrícolas (p. ex. Campos-Filho et al. 2013); e alguns poucos trabalhos consideram o estrato rasteiro, com técnicas diversas, como exemplo a transposição de solo superficial (Ferreira, Walter, and Vieira 2015) e nucleação por transposição de galharias e banco de sementes (Oliveira 2013). Para semeadura direta utilizando ervas em savanas, Aires, Sato e Miranda (2014) usaram um coquetel de 18 gramíneas nativas em uma parcela de 5x5 m, onde oito espécies floriram ao final de duas estações de crescimento. Dois trabalhos avaliaram o

uso de três espécies de arbustos nativos (*Stylosanthes* spp.) em revegetação de área minerada, atingindo comunidade mais diversa, com mais plantas nativas, menor dominância de gramíneas exóticas invasoras - GEI e melhores parâmetros de qualidade do solo (Silva and Corrêa 2010; Starr et al. 2012). Também faltam estudos de restauração de campos no Brasil (Overbeck et al. 2013), onde um trabalho pioneiro utilizando transferência de feno em campos rupestres recomenda a conservação destes ambientes, dada a dificuldade de restauração (Le Stradic et al. 2014). Desta forma, há grande lacuna em trabalhos de restauração de savanas e campos tropicais, principalmente quando se considera a vegetação como um todo, incluindo o estrato rasteiro.

O Cerrado é o bioma graminoso que ocupa grande porção da região central do Brasil e é constituído principalmente por formações savânicas e campestres (Sano et al. 2007). É um dos biomas incluídos na lista de *hotspots* mundiais, com alta diversidade e endemismo, extremamente ameaçado e ainda pouco conhecido (Myers et al. 2000). No Cerrado, devido a intensas alterações antrópicas e por exigências legais, extensas áreas necessitam restauração (Soares-filho et al. 2014).

A seleção de espécies para iniciativas de restauração é uma etapa importante devido à grande variação de sucesso de estabelecimento em campo das espécies (Le Bourlegat et al. 2013; Doust, Erskine, and Lamb 2008; Engel and Parrotta 2001; Silva et al. 2015) o que indica a necessidade de estudos sobre a adequabilidade das espécies para semeadura direta, que é determinante para o sucesso da restauração. Ainda, a seleção de espécies pode influenciar fortemente qual será a trajetória futura dos parâmetros ecológicos: melhoria dos parâmetros ecológicos, estagnação ou retorno ao estado degradado anterior à restauração (Rodrigues et al. 2009).

Assim como a escolha das espécies, o planejamento de qual quantidade semear é importante, pois pode igualmente determinar a trajetória do ambiente em restauração. Alta densidade de semeadura pode levar à competição entre as espécies semeadas e mortalidade

(Burton et al. 2006), enquanto que baixas densidades pode não ser suficiente para estabelecer uma população auto-sustentável e também insuficiente para cobrir precocemente o solo e evitar retorno intenso das GEI. Mesmo utilizando espécies com baixo sucesso de estabelecimento, inseri-las em grandes quantidades pode resultar em estabelecimento da população, devido à alta pressão de propágulo (Lockwood, Hoopes, and Marchetti 2007). Porém, a obtenção de sementes geralmente é um fator limitante pela dificuldade e custo de coleta (Durigan et al. 2013; Gibson-Roy et al. 2010; Palma and Laurance 2015).

O objetivo deste trabalho foi o estudo de como restaurar savanas degradadas dominadas por gramíneas exóticas para uma comunidade diversa e autorregulada que propicie alta diversidade e manutenção dos processos ecológicos.

Os objetivos específicos foram: i) avaliar as espécies utilizadas em plantios de restauração por semeadura direta; e ii) avaliar a quantia de sementes a ser utilizada de forma que não comprometa o sucesso da restauração, que pode ser indicado pelo estabelecimento de espécies nativas e um baixo retorno de espécies exóticas,

Os resultados aqui apresentados buscam contribuir com informações para seleção de espécies e aplicação da metodologia de semeadura direta em áreas abertas de Cerrado. Este trabalho é pioneiro e inovador por incluir ervas e arbustos em estratégia de restauração por semeadura direta em grande escala. Isto porque além da área experimental constituída por parcelas de tamanho médio, 400 m², foi restaurada uma área aproximada de 15 hectares utilizando a metodologia aqui avaliada.

Este trabalho está dividido em dois capítulos, em formato de artigos científicos independentes. Por isto, pode haver alguma redundância entre eles, o que foi reduzido com a definição clara do objetivo de cada capítulo. O Capítulo 1 traz o estudo do estabelecimento em campo e em casa de vegetação, sobrevivência e crescimento em campo de espécies nativas de

Cerrado utilizadas nos experimentos de semeadura direta desenvolvidos para este trabalho e trabalhos anteriores do mesmo grupo de pesquisa. No Capítulo 2, são apresentados os resultados de experimento em que investigamos efeitos da densidade de semeadura no sucesso de restauração. Nestes experimentos, foram utilizadas espécies indicadas no Capítulo 1 como boas espécies para cobertura precoce do solo (espécies de preenchimento) em três densidades de semeadura direta.

Capítulo 1

Field establishment, survival and initial growth of 76 herbs, shrubs and tree species of the Brazilian savanna on direct seeding restoration experiments

Abstract

Direct seeding is an ecological restoration method that can be mechanized, used to restore large areas and it is a low-cost technique compared to planting seedlings. Species of different growth forms can be planted concomitantly by direct seeding, which herbs, shrubs are especially important to the restoration of savanna and grassland ecosystems. Currently, there is a lack of information about Brazilian savanna species establishment success and recommendation to direct seeding. Thus, the objective of this study was to evaluate the emergence, survival and growth of 76 Brazilian savanna native species in seven restoration experiments carried out by direct seeding. All experimental areas were previously degraded savanna, dominated by African grass species. For the restoration experiments, the areas were superficially plowed and then sowed with 10 to 54 species and monitored for up to three years. The woody (trees and shrubs) individuals were tagged and measured for height. The establishment successes of herbs and shrub species were evaluated by measuring the soil covered by these species. We identified 37 woody species with field emergence success greater than ten percent. The survival after the first dry season was above 60% for 48 species. We identified three herbaceous and six shrub species with high establishment and soil cover. Direct seeding may be applied to re-introduce Cerrado species into previously degraded areas, including herb and shrub species.

Keywords

Ecological restoration, direct sowing, herbaceous layer, Poaceae, Asteraceae, Cerrado.

Estabelecimento em campo, sobrevivência e crescimento inicial de 76 ervas, arbustos e árvores de Cerrado em experimentos de semeadura direta

Resumo - Semeadura direta é um método de restauração ecológica que permite restaurar grandes áreas com uso de máquinas, e tem custo reduzido, comparado ao plantio de mudas. Este método pode ser utilizado para promover o estabelecimento de espécies de diferentes hábitos, que são especialmente importantes em savanas e campos. O sucesso de emergência tem grande variação entre as espécies e faltam informações disponíveis sobre quais espécies de Cerrado são indicadas para esta metodologia. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o sucesso de emergência, sobrevivência e crescimento de 76 espécies nativas de Cerrado em sete plantios de restauração por semeadura direta. As áreas experimentais estavam degradadas e dominadas por gramíneas africanas. Para os experimentos, as áreas foram gradeadas e semeadas com 10-54 espécies e monitoradas por até três anos. Os indivíduos de espécies lenhosas (árvores e arbustos) foram marcados e medidos. As espécies herbáceas e arbustivas foram avaliadas através do sucesso de cobertura do solo. Identificamos 41 espécies com sucesso de emergência em campo acima de 10%. A sobrevivência à primeira estação seca de 43 espécies foi acima de 60%. Identificamos seis espécies de arbustos e três de herbáceas que atingiram boa cobertura do solo nos primeiros três anos. Esta metodologia pode ser utilizada para reintroduzir muitas espécies de Cerrado, incluindo ervas e arbustos.

Introduction

The success of ecological restoration projects depends directly on setting clear goals and identifying reference ecosystems towards which restoration efforts should take the degraded areas to (SER 2004). While pristine, or pre-human environmental conditions are usually impossible to identify and especially restore (Hobbs 2007), main ecosystem features such as vegetation structure are easier to identify and use to plan restoration actions, including planting methods and species to be used (Ruiz-Jaén and Aide 2005).

Most restoration studies are focused on forest ecosystems and restoration recommendations in both scientific and practical arenas are mostly focused on tree planting (Rodrigues et al. 2009; Ruiz-Jaen and Aide 2005). Savannas are naturally dominated by an herbaceous layer with scattered trees – which density varies according to soil and climate conditions and fire regime, among other factors (Higgins et al. 2000). Therefore, ecological restoration of such areas should consider the original vegetation structure in order to actually contribute to conservation of biodiversity and ecosystem services (Chazdon 2008; Veldman et al. 2015b).

The dominance of exotic invasive species is a frequent challenge for restoring degraded ecosystems (Durigan et al. 2013, Holl et al. 2014). Invasive grass species (IGS) are particularly common in tropical degraded areas and affect, for instance, light and water availability (Levine et al. 2003) and fire regime (D'Antonio & Vitousek 1992), among other ecosystem features (Chapin et al. 2000). Most grass species are shade-intolerant and tend to be eliminated by the shade of fast-growing forest trees in restoration areas, as long as fire and other disturbances are excluded (Cabin et al. 2002).

Degraded areas in savanna and grasslands, especially in tropical regions, are commonly dominated by IGS (Williams and Baruch 2000). However, planting fast-growing tree species that

could outcompete these IGS might not be possible or appropriate to restore these types of ecosystem (Veldman et al. 2015b). Native tree species in savanna ecosystems tend to be slow-growing due to higher investments in below ground tissues (Castro & Kauffman 1998). In addition, native grass and herbaceous species are important part of these open ecosystems structure, function and diversity (Bond and Parr 2010; Mendonça et al. 2008). Therefore, the success of restoration efforts in savanna and grassland environments requires the selection of herbaceous and shrub species that can establish, and compete with IGS, without excluding slow growing tree species, in the case of savannas.

The existence of degraded areas within the Brazilian Cerrado, both inside public protected areas and in private properties, which the legislation requires restoration to conserve biodiversity (Soares Filho et al. 2014), around 70% of these areas probably were originally occupied by open ecosystems (Sano et al. 2007). However, little is known about the use of herbaceous species for restoration in the Brazilian savanna (Aires et al. 2014).

The Cerrado biome is a biodiversity hotspot that originally occupied 2 million km² within Central Brazil, which remains only 54% not deforested and 62% of which remnants covered by savanna or grassland (Ministério do Meio Ambiente - MMA - Brasil 2015). There are more than 12,000 Cerrado plant species, many of which are endemic, and about 4,000 herbaceous plant species (Mendonça et al. 2008; Ratter, Ribeiro, and Bridgewater 1997). Tree species diversity is high, especially in riparian forests, whereas herbs and shrubs represent 87% of the fanerogamous flora in the *stricto sensu* cerrado (Mendonça et al. 2008), which is the typical savanna physiognomy. The climate in the region is Aw Köppen, the mean temperature is 21°C and average precipitation is 1500 mm, 90% of which concentrated from October to May (INMET 2009), which classifies the Cerrado as a humid savanna (Bond, Woodward, and Midgley 2005).

Low cost and high efficient restoration techniques are needed to allow for restoration of large areas within the Brazilian Cerrado, both in public and private lands. Direct seeding is a relatively low-cost restoration technique that allows for the introduction of different plant growth forms simultaneously. For that, direct seeding is commonly applied world-wide in open ecosystems such as grasslands (Palma and Laurance 2015). In contrast, in Brazil, restoration of savanna ecosystems through direct seeding is still rare (Silva et al. 2015) and grassland restoration is almost inexistent (Overbeck et al. 2013).

In this study, we present results of seed emergence in greenhouse and field conditions as well as seedling survival to dry season in the field for 76 Brazilian savanna native species of different growth forms (50 tree species, 14 shrubs and 12 herbs). These studies were carried out in direct seeding experiments performed between 2011 and 2014 in four sites in Central Brazil and we provide important information for species selection in restoration efforts in the Brazilian savanna.

Methods

We evaluated the success of 76 species (Table 1.1) seeded in four restoration experiments: (i) Entre Rios Farm - FER (15°57'30.77" S 47°27'26.54" W), a private farm in the State of Distrito Federal (DF); (ii) the Contagem Biological Reserve - RBC, DF (15°38'57.84" S 47°51'52.42" W); (iii) Chapada dos Veadeiros National Park - PNCV, in the State of Goiás (14°7'2.54" S 47°38'30.36" W), and (iv) Água Limpa Experimental Farm - FAL (15°56'55.23" S 47°56'2.65" W).

The four study sites (Table 1.2) were originally savanna formation (woodland savanna, i.e. Cerrado *strictu sensu*) that were modified for pasture or mechanized agriculture. Soils are mostly deep, well drained, dystrophic latosols. The areas were dominated by IGS (more than 98% soil cover), especially *Urochloa decumbens*, *Urochloa humidicola*, *Urochloa brizantha*, *Andropogon gayanus*, *Melinis minutiflora*, and *Hyparrhenia rufa* (Zenni and Ziller 2011), with very low density of

native plants (less than one individual/10 m²), and agricultural activities in all areas had being interrupted before restoration experiments.

We collected all seeds/fruits used in the direct seeding experiments from areas around the restoration sites in the eight months preceding the sowing following each species phenology and seeds/fruits features (Table 1.1). We stored seeds/fruits in paper bags in fresh (room temperature) and dry conditions until sowing.

In all sites, soil was ploughed one or two times during the dry season (May to October) prior to the start of the experiment in order to decrease IGS dominance and soil compaction. Direct seeding was performed manually at the beginning of the rainy season (late October to early December) by broadcasting seeds on plots or in sowing beds or rows, depending on the area (Table 1.2). Sowing experiments in rows were performed with trees, herbs and shrubs at a mean density of 1 seed per linear meter, for each tree species and a little amount for shrub and herbs. We lightly pressed the seeds on soil rolling a car tire by hand. The sowing beds had one tree seed each 20 cm. For seeding, sowing density was 25-34 tree seeds/m² and a mix of herbaceous and shrub species as ground-cover species (4-16 species) with density between five to 1,100 viable seeds/m² (we determined viable seeds/g visually at laboratory) per species, according to the species traits (Table 1.3). This high seed density was intended to promote a fast soil cover by native species, preventing IGS reestablishment and dominance. In the planting beds and seeding plots, planting mode (buried or not) was decided according to seeds features: species with round and bigger seeds (at least 5 mm in diameter) were seeded and then buried by plowing the soil lightly again, the others were not buried (flat and smaller seeds; Table 1.1),

Table 1.1. Growth form; seed collection time; processing mode (removing pulp device “RPD”, sieve, grass shredder machine “GSM”, manual separation “MS”); planting mode (buried “B”, or not buried “NB”); mean mass of 100 seeds \pm SD (itens without SD were measured only once; number of seeds tested in green house (GH) emergence test in each year (Y); mean percentage greenhouse emergence (GHE) \pm SD (itens without SD were tested only once – one year) of Brazilian savanna native species. Not measured itens “-”.

Species	Family	Growth form	Seed collection	Processing mode	Planting mode	100 seeds (g)	# seeds GH: Y1; Y2;Y3	GHE (%)
<i>Andropogon bicornis</i> L.	Poaceae	herb	May	GSM	NB	0.23	300; 100	45.5 \pm 62.9
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Poaceae	herb	Jun	GSM	NB	0.11 \pm 0.01	4000	0.0
<i>Andropogon sp.</i>	Poaceae	herb	Jul	GSM	NB	0.02	300; 200	19.0 \pm 25.5
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Poaceae	herb	May	GSM	NB	0.12 \pm 0.02	100; 100; 200	69.0 \pm 50.2
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Poaceae	herb	Jun	GSM	NB	0.15 \pm 0.03	100; 4000	1.5 \pm 2.1
<i>Aristida sp1</i>	Poaceae	herb	May	GSM	NB	0.15 \pm 0.02	100	35.0
<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	Poaceae	herb	May	sieve	NB	0.06 \pm 0.01	-	-
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	Poaceae	herb	May	GSM	NB	0.012 \pm 0.008 (b)	100	4.0
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Poaceae	herb	May	sieve	NB	0.22 \pm 0.04	100	17.0
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Poaceae	herb	Jun	GSM	NB	0.47 \pm 0.05	4000	13.0
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae	herb	Jun	GSM	NB	0.19 \pm 0.05	100; 4000	3.5 \pm 0.7
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Poaceae	herb	Jun	GSM	NB	0.24	100; 4000	2.5 \pm 3.54
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	Anacardiaceae	shrub	Sep-Oct	MS	B	238.39 \pm 7.60	100; 100	63.0 \pm 43.8
<i>Aldama bracteata</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	Asteraceae	shrub	Apr-May	GSM	NB	0.15 \pm 0.04	100; 100	48.3 \pm 27.1
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Asteraceae	shrub	Jun-	GSM	NB	0.08 \pm 0.03	100; 100	10.5 \pm 0.7
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Asteraceae	shrub	Aug	GSM	NB	0.03 \pm 0.00	100	10.0
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	Bignoniaceae	shrub	Aug	sieve	NB	2.70 (a)	100	8.0
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bignoniaceae	shrub	Aug	sieve	NB	6.67	100	7.0
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.	Chrysobalanaceae	shrub	Oct	RPD	B	206.00	100	0.0
<i>Bauhinia cf dumosa</i> Benth.	Fabaceae	shrub	Oct	sieve	B	372.00 \pm 114.00	100	5.0 \pm 4.2
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Fabaceae	shrub	Sep	GSM	B	3.16 \pm 0.55	100; 100; 100	22.6 \pm 12.4
<i>Mimosa sp.</i>	Fabaceae	shrub	Aug	sieve	B	0.93 \pm 0.11	100	0.0
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	shrub	Jun	sieve	B	5.50 \pm 0.28	100; 100	13.0 \pm 9.5
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel + S. <i>macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa *	Fabaceae	shrub	-	-	NB	0.27 \pm 0.01	100; 100	23.3 \pm 4.6

<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	shrub	Aug-Sep	GSM	NB	0.05 ± 0.00	100	4.0
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	tree	Sep-Oct	MS	N	448.43	-	-
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	tree	Sep	sieve	B	5.66 ± 0.26	100; 100	79.3 ± 20.3
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Anacardiaceae	tree	Sep	sieve	B	1.94 ± 1.68	100; 100; 100	44.0 ± 49.4
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	tree	Aug	sieve	B	14.72 ± 3.23	100; 100	4.5 ± 4.9
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	tree	Mar	RPD	B	64.95 ± 5.95	100; 100; 100	26.0 ± 24.0
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	tree	Sep	MS	B	85.71 ± 3.72	100; 100	40.0 ± 32.9
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	tree	Sep	MS	B	21.6	100	46.0
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	tree	Oct	RPD	B	23.00 ± 1.00	100	63.0
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltldl.) Frodin.	Araliaceae	tree	Jul	sieve	B	5.88 (e)	100; 100	20.0 ± 24.0
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	tree	Sep	sieve	NB	0.40 ± 0.19	200; 100; 100	32.0 ± 40.9
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	tree	Oct	MS	NB	1.99 ± 0.04	200	49.0
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	tree	Sep-Oct	sieve	NB	1.32 ± 0.13	100	93.0
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	tree	Aug	MS	B	2.73 ± 0.15	100; 100; 100	35.3 ± 29.9
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	tree	Sep-Oct	sieve	NB	1.43 (a)	-	-
<i>Tabebuia caraiba</i> (Mart.) Bureau	Bignoniaceae	tree	Oct	MS	NB	16.93 ± 0.46	100	39.0
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Boraginaceae	tree	Oct	sieve	B	7.67 ± 0.13	100	27.0
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	tree	Aug-Sep	MS	NB	10.85 ± 0.25	100; 100	28.0 ± 24.3
<i>Buchenavia</i> sp.	Combretaceae	tree	Sep	sun-dried	B	95.21 ± 0.61	100	0.0
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	tree	Sep	sun-dried	B	113.12 ± 10.77	100	30.0
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	tree	Sep	sieve	B	24.96 ± 0.37	100	15.0
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Combretaceae	tree	Sep	sieve	B	1.82	100	2.0
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	tree	Oct	GSM /sieve	B	1.49 ± 0.04	100	29.0
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	tree	Aug	GSM /sieve	B	3.21	100	0.0
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Fabaceae	tree	Aug	sieve	B	53.64	100; 100	38.7 ± 26.0
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	tree	Aug	sieve	NB	14.20 ± 1.12	100; 100; 100	73.0 ± 36.0
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	tree	Jul	MS	B	2.12 ± 0.02 (c)	-	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	tree	Aug-Oct	sieve	B	100.28 ± 9.64	100; 100; 100	44.6 ± 32.9
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	tree	Sep	sieve	B	17.42 ± 1.51	100	12.0
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	tree	Jun	GSM /sieve	B	17.62 ± 0.37	100	6.0

<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	tree	Sep	none	B	2259.06 ± 48.47	100;100	32.5 ± 44.5
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	tree	Oct	GSM /sieve	B	45.31 ± 0.81	100;100	3.7 ± 2.3
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae	tree	Jul-Aug	GSM	B	51.02	-	-
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	tree	Sep	GSM /sieve	B	373.07 ± 101.86	100; 100; 100	47.5 ± 2.4
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	tree	Aug	sieve	NB	61.83 ± 38.26	100; 100	3.6 ± 3.1
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	tree	Aug	sieve	B	4.50 ± 0.06	100	22.0
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose.	Fabaceae	tree	Jul-ago	sieve	B	16.41 ± 2.01	100; 300	55.7 ± 25.5
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	tree	Ago	GSM /sieve	B	9.40 ± 0.52	100; 200	11.3 ± 9.0
<i>Tachigali vulgaris</i> LF Gomes da Silva & HC Lima	Fabaceae	tree	Sep	sieve	B	22.02 ± 0.50	100; 100	44.5 ± 16.3
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	tree	Sep	none	B	142.86 (g)	100; 200	13.0 ± 11.3
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	tree	Nov	none	B	142.16 ± 34.66(e)	-	-
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	tree	Apr	RPD	B	0.29 ± 0.01(d)	100; 100	24.7 ± 14.4
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	tree	Jul	sieve	B	20.78 ± 0.48	100	33.5 ± 7.8
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	tree	Oct	GSM /sieve	B	0.63	100	12.0
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Melastomataceae	tree	Sep	sieve	NB	0.11 ± 0.07	200; 100	31.7 ± 39.9
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	tree	Oct	MS	B	142.86	-	-
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	tree	Oct	RPD	B	90.97 ± 40.42	100; 100	8.0 ± 6.9
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Rubiaceae	tree	Sep-Nov	sieve	B	0.89 (a)	100	1.0
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Sapindaceae	tree	Aug	MS	NB	182.32 ± 55.15	100; 100; 100	62.0 ± 38.0
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Solanaceae	tree	Jul-Dec	RPD	B	2.78 ± 0.76	100; 100; 100	23.0 ± 20.8
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	tree	Oct	sieve	NB	12.0 ± 4.0 (f)	-	-

(a) Salomão et al. 2003 (b) (Carmona, Martins, and Fávero 1999) (c) Gonçalves et al. 2008; (d) García-Núñez et al. 2001; (e) Kuhlmann 2012; (f) Kutschenko 2009; (g) Mori, Piña-Rodrigues, and Freitas 2012; (*) *Campo Grande* variety, set of these two species sold commercially, evaluated as a sample.

Table 1.2. Information about the study sites, restoration, and experimental areas.

Site	Altitude (m)	Annual rainfall (mm)	Year of seeding	Restoration total area (m ²)	Experimental design	Experimental area	Sampled area
FAL	1080	1460	2011*	486	54 x 6 m x 1.2 m beds	389 m ²	389 m ²
RBC	1100	1668	2012*	30,000	36 x 30 m rows	1,080 m	1,080 m
			2013	29,000	6 x 20 m x 20 m plots	2,400 m ²	120 m ²
FER	1060	1350	2013	2,400	6 x 20 m x 20 m plots	2,400 m ²	120 m ²
PNCV	1240	1453	2012*	30,000	15 x 10 m x 100 m plots	15000 m ²	135 m ²
			2013	30,000	12 x 20 m x 20 m plots	4800 m ²	240 m ²
			2014	30,000	18 x 20 m x 20 m plots	7200 m ²	360 m ²

* We did weed control only on areas sown on 2011 and 2012 by manual weeding and/or mechanized mowing between beds, rows and plots.

To verify the emergence potential of seeds used in the experiments, we performed for most species greenhouse emergence trails with samples of seeds used in each field experiments, simultaneously with direct seeding in the field. In the greenhouse, we distributed evenly the seeds in 24 x 36 x 6 cm plastic trays with subsoil, lightly subsoil covered the seeds and irrigated daily. We monitored seedling emergence weekly for 16 weeks. The number of seeds tested in greenhouse experiments varied according to seed characteristics and availability: grass seeds are small, have low germination rates and are hard to separate from fruit structures, therefore, diaspores were planted in high numbers (4,000 seeds/specie; 1,000 seeds/tray); for the other species, 100 seeds were planted per tray or more than one tray to fit the bigger seeds (twelve species), except for species for which seed availability was too low and therefore not tested in the greenhouse (Table 1.1).

We sampled woody (tree and shrubs species that was possible to tag and monitor individually) seedling emergence and survival in field conditions every three months during the first rainy season and every six months after that. We monitored “FAL” 2011 experiment for two years; 2012 experiments for three years; 2013 experiments for two years and 2014 experiment for one year. For the tree seedlings in planting rows and beds, we tagged and measured (apical bud height) all plants. In the 20 m x 20 m plots, we tagged and measured all woody species plants within two 20

m x 0.5 m subplots disposed as diagonals within each the experimental plot. Along these diagonals, we estimated the herbs and shrubs cover by the line-point intercept method (Herrick et al. 2009) in 400 points (every 10 cm). Thus, for herb and shrub species we present no emergence or survival data, but percentage of soil cover in experiment plots.

We calculated field emergence percentage considering seedling sampled during the first rainy season relatively to the total number of seeds planted (calculated as number of seeds in planting beds and lines and as average number of seeds per square meter in plots). The percentage survival after the first dry season was calculated dividing the number of seedlings and saplings alive after the first dry season after sowing by the number of existing plants before this dry season.

Results

On greenhouse experiments, 66 species (Table 1.1) successfully emerged ($26,16 \pm 22,17\%$ mean emergence \pm DP).

In field experiments, out of the 76 species sowed, 83% (63) species successfully emerged in the experimental areas after the first rainy season (Table 1.3 and 1.4), 42 (84%) of these species are trees, 12 (86%) shrubs and 8 (67%) herbs. Of the 63 species, 41 tree and shrub species had more than 10% of the planted seeds converted to seedlings on the first rainy season, among those, 27 species had seedling emergence during the first rainy season higher than 20% of the planted seeds (Figure 1.1). Of the 58 woody species with seedling establishment during the first rainy season, 38 presented seedling survival above 60% after the first dry season (Figure 1.1), within these, 20 species had emergence rate greater than 20% and survival greater than 80% (Figure 1.1). *Anacardium humile*, *Enterolobium gummiferum*, *Anacardium occidentale*, *Magonia pubescens*, *Handroanthus ochraceus* and *Vatairea macrocarpa* were the species with better field establishment and survival.

After the first rainy season tree seedling height was 8.4 ± 5.9 cm on average and woody sapling grew on average 2.5 ± 5.1 cm during the second rainy season. The species that had better growth was *Tachigali vulgaris*, *Buchenavia tomentosa*, *Solanum lycocarpum*, *Plathymania reticulata*, *Eremanthus glomerulatus* and *Hymenaea stigonocarpa*.

Among the herbaceous and shrub species, *Andropogon fastigiatus*, *Aristida gibbosa*, *Schizachyrium sanguineum*, *Lepidaploa aurea*, *Stylosanthes capitata*, *Stylosanthes macrocephala* and *Achyrocline satureioides* were the ones that had better soil cover on first three years (Table 1.3), which varied from 2 to 30 percent cover.

Table 1.3. Herb and shrub species density sowed (mean number of viable seeds/m² ± SD) Itens without SD were sowed in same density; mean cover after first, second and third rainy season (0.5, 1.5 and 2.5 years after sowing) (Mean ± SD). Not measured Itens “-”.

Species	Mean Dens sowed (N/m ²)	Mean cover 1th rainy season (%)	Mean cover 2nd rainy season (%)	Mean cover 3nd rainy season (%)
<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	7 ± 2	30.24 ± 3.79	-	0.04 ± 0.38
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	1125 ± 935	6.30 ± 4.47	21.26 ± 11.93	6.26 ± 9.98
<i>Stylosanthes</i> spp.	75 ± 59	4.01 ± 2.99	3.77 ± 3.07	1.92 ± 4.22
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	1176 ± 574	2.14 ± 3.10	15.06 ± 12.07	2.19 ± 4.53
<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	1039 ± 992	1.49 ± 1.88	20.33 ± 13.83	15.94 ± 18.47
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	111 ± 52	0.28 ± 0.37	02.12 ± 2.88	0.07 ± 0.86
<i>Aldama bracteata</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	5	0.17 ± 0.19	0.21 ± 0.19	-
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	22	0.01 ± 0.01	-	0.2 ± 1.81
<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	104	-	-	2.28 ± 6.86
<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	8	-	-	0.47 ± 1.41
<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	6	-	-	0.17 ± 0.93
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	35	0.02 ± 0.01	-	-
<i>Andropogon bicornis</i> L.	1125	0.01 ± 0.01	-	-
<i>Aristida</i> sp1	8	0.01 ± 0.01		
<i>Aristida riparia</i> Trin.	34	0.00	0.00	-
<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	12	0.00	-	-
<i>Andropogon</i> sp.	191	0.00	-	-

Table 1.4. Mean field emergence on the first rain season (0.5 year after sowing) (Mean \pm SD); mean percentage of survival after first dry season (one year after sowing) (Mean \pm SD); height one, two and three years after sowing woody species. Items without repetition has no signed SD; Not represented herbaceous and shrub species that were not tagged. Not measured Items “-”.

Species	Field emergence 1st rainy season (%)	Survival 1st dry season (%)	Height 1st year (cm)	Height 2nd year (cm)	Height 3rd year (cm)
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil. *	88.79 \pm 29.61	99.38	7.9 \pm 6.9	7.9 \pm 3.7	-
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr. *	79.63 \pm 18.14	91.65 \pm 9.07	17.5 \pm 6.4	17.95 \pm 5.93	-
<i>Anacardium occidentale</i> L. *	69.63 \pm 14.67	88.33 \pm 8.95	7.7 \pm 7.3	8.11 \pm 3.34	-
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil. *	65.20 \pm 27.01	97.81 \pm 2.07	7.5 \pm 5.0	9.9 \pm 6.2	13.9 \pm 4.6
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. ex S.Moore	63.70 \pm 24.69	74.02 \pm 14.05	2.4 \pm 0.9	2.56 \pm 1.13	-
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	62.59	76.62	3.7 \pm 1.7	5.8 \pm 2.5	-
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos *	58.10 \pm 57.66	81.87 \pm 58.91	2.0 \pm 1.7	3.1 \pm 3.8	-
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke *	56.03	98.72	6.9 \pm 2.4	7.4 \pm 3.5	-
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	50.74 \pm 22.16	71.88 \pm 13.72	8.5 \pm 2.2	8.00 \pm 3.04	-
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne *	43.44 \pm 34.35	91.54 \pm 8.85	16.0 \pm 8.2	21.2 \pm 6.0	37.0
<i>Dipteryx alata</i> Vogel *	42.38 \pm 25.26	100.00	9.3 \pm 5.4	12.5 \pm 6.2	12.8 \pm 2.1
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan *	38.89 \pm 45.57	82.81 \pm 24.30	6.4 \pm 4.7	9.0 \pm 7.2	-
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott *	35.69 \pm 50.47	86.77	10.1 \pm 5.8	-	-
<i>Mimosa clausenii</i> Benth. *	35.43 \pm 49.67	90.04 \pm 13.25	5.8 \pm 15.4	4.2 \pm 4.0	-
<i>Tabebuia caraiba</i> (Mart.)Bureau *	34.17	88.18	6.0 \pm 6.3	-	-
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul *	33.75 \pm 24.91	80.47 \pm 34.45	7.8 \pm 2.1	8.29 \pm 2.69	-
<i>Tachigali vulgaris</i> LF Gomes da Silva & HC Lima	31.90 \pm 0.85	57.99	10.0 \pm 6.0	36.4 \pm 16.6	55.3 \pm 25.5
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken *	31.67	83.48	9.7 \pm 6.1	-	-
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth. *	30.83 \pm 31.82	91.72 \pm 44.86	5.4 \pm 2.3	6.9 \pm 2.8	-
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. *	29.74 \pm 15.18	97.7 \pm 11.52	7.3 \pm 4.1	7.1 \pm 2.8	-
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	28.70 \pm 9.31	65.53 \pm 11.86	5.3 \pm 6.9	9.4 \pm 18.1	3
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. *	28.67 \pm 18.59	97.69 \pm 4.01	9.0 \pm 3.1	10.3 \pm 4.4	-
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC. *	28.30 \pm 21.49	100.00	5.2 \pm 3.6	7.0 \pm 2.7	-

<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler *	27.78	96.84	14.5 ± 8.20	23.6 ± 12.8	47.4
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	25.28 ± 25.27	58.17 ± 31.14	6.32 ± 9.3	15.1 ± 14.3	25.7 ± 13.3
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong *	23.85 ± 16.91	100.00	10.7 ± 6.3	13.6 ± 9.1	19.7 ± 3.5
<i>Bauhinia cf. dumosa</i> Benth.	23.46	52.63	3.1 ± 2.5	6.2 ± 3.7	-
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	19.96 ± 17.67	86.28 ± 40.46	3.5 ± 1.9	4.9 ± 2.8	-
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	16.67 ± 2.36	80.56 ± 35.36	1.7 ± 1.0	4.5 ± 3.7	-
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	15.83	36.84	6.9 ± 1.6	-	-
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	14.60 ± 12.89	57.23 ± 37.67	2.7 ± 1.9	3.6 ± 4.5	-
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	13.15	93.57	6.8 ± 6.5	14.4 ± 5.3	-
<i>Zeyheria Montana</i> Mart.	12.59	100	3.6 ± 1.5	-	-
<i>Mimosa</i> sp.	12.22	69.23	2.2 ± 2.2	-	-
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	12.08 ± 7.66	68.75 ± 44.19	3.6 ± 1.0	6.8 ± 2.1	-
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	11.45 ± 10.91	79.73	11.4 ± 10.6	10.0 ± 5.0	-
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	10.00 ± 4.71	100	7.8	7.4	-
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	8.06	90.9	7.8 ± 4.7	5.5 ± 1.0	8.8 ± 1.8
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	7.95 ± 1.31	76.43 ± 3.88	6.8 ± 3.4	14.6 ± 15.1	15
<i>Buchenavia</i> sp.	7.19 ± 0.88	61.43 ± 26.26	5.3 ± 1.9	6.0 ± 3.0	-
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	6.9	33.33	10.6 ± 9.2	10.0	-
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	4.44 ± 6.29	25.00	9.0	-	-
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	4.40 ± 2.34	87.27 ± 18.00	6.3 ± 2.7	9.3 ± 4.5	-
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	3.05 ± 3.63	59.88 ± 34.53	5.7 ± 2.2	10.2 ± 4.4	-
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	2.5	66.67	4.3 ± 1.1	-	-
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	1.05	100.00	5.3 ± 4.6	7.3 ± 5.3	-
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose.	0.98	50.00	9.5	-	-
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers**	0.83	50.00	4.0	7.8 ± 3.9	-
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth***	0	-	-	-	-
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.***	0	-	-	-	-
<i>Annona crassiflora</i> Mart.***	0	-	-	-	-
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	0	-	-	-	-
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook.f.	0	-	-	-	-
<i>Cecropia</i> sp.	0	-	-	-	-

<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	0	-	-	-	-
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin.	0	-	-	-	-
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0	-	-	-	-
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	0	-	-	-	-

* High emergence (>20%) and survival (>80%) species; **Emergence after first rainy season 2.92%; ***Emergence after first rainy season 0.83%.

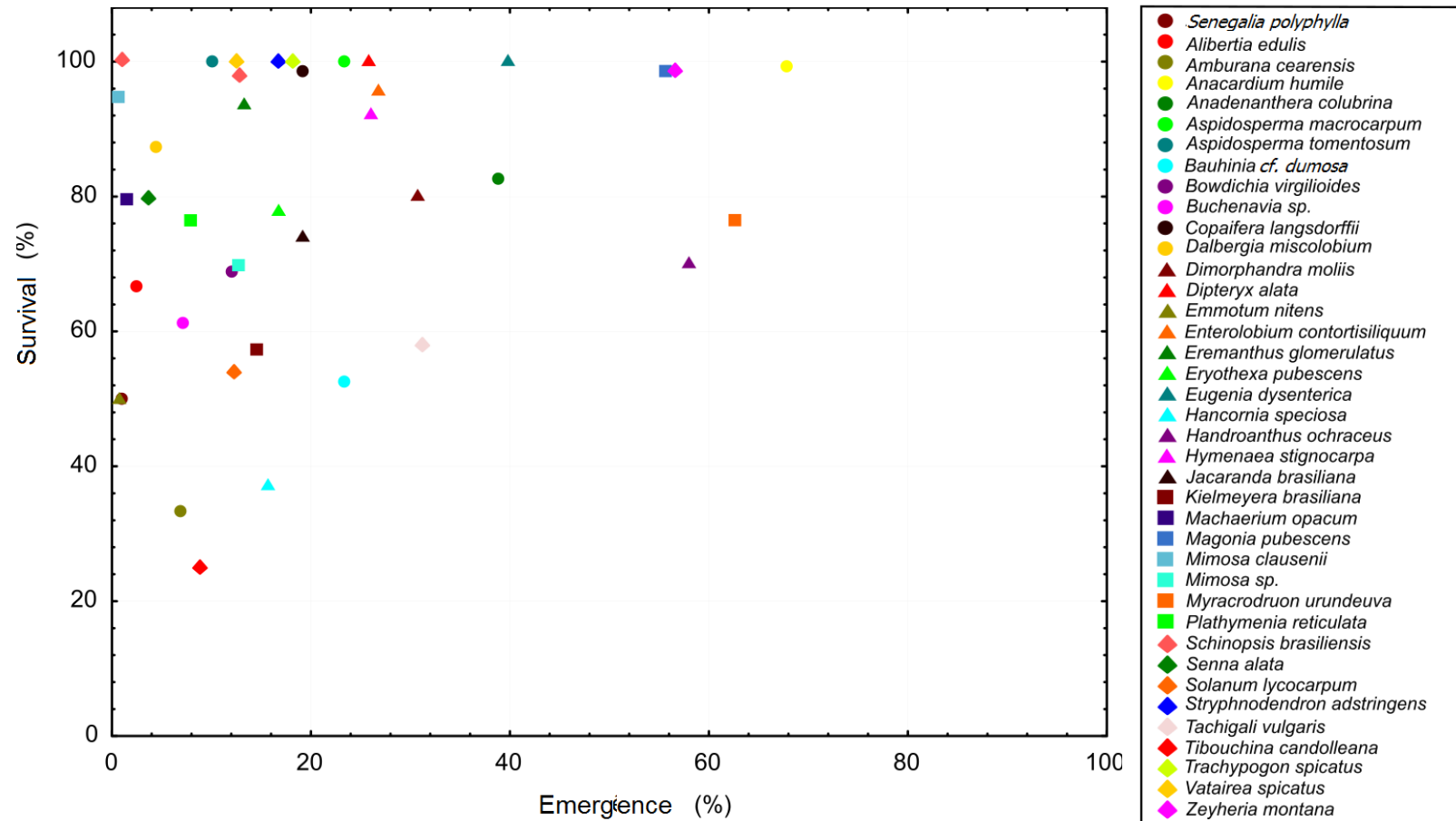


Figure 1.1. Survival and emergence of woody species listed on Table 1.4, categorized to field emergence at first rainy season (6 months after sowing) and survival to first dry season (one year after sowing). We did not represent the species with zero emergence.

Discussion

We successfully re-introduced several herb, shrub and tree species through direct seeding experiments in large degraded areas of Cerrado previously dominated by invasive grass species. Most (80%) of the sowed species successfully emerged and persisted in the restoration sites in the first three years after direct seeding experiments.

Seedling emergence in field experiments tended to be higher for tree species with larger seeds and lower for shrub and herbaceous species. This limited emergence rates for herbs and shrubs can be overcome by seeding high quantities of seeds of smaller seeded species. Even some of the species that presented very low emergence rates might still be of interest of restoration programs through direct seeding. Their survival rates were high (usually above 60% of seedling survival after the first dry season), seed production is abundant, and seed harvesting can be low cost in some sites/regions. The herb and shrub species studied mostly have high seed production, but low emergence rates. Considering seed availability and possibility of planting high densities, not only seed emergence rate is especially important for fast growing herbs and shrubs, which can cover the soil and reproduce fast, recruiting new individuals on the first years after planting (M. Alves et al. unpublished data). Experienced seed collectors can collect a large amount of seeds of some herbs and shrub species in native areas which does not increase notably restoration costs and can increase establishment success. As the emergence was measured in long intervals (one to three months), it could be underestimated.

Seedling survival after the first dry season had high values and can be considered a good parameter for long-term seedling establishment in savannas, where the length of the dry season can be a constrain to seedling survival due to water unavailability in the soil surface layer (Oliveira et al. 2005). The Cerrado species tolerance to drought may also allow them to be more likely to survive to extreme climatic events that might occur due to climate change (Palma and Laurance

2015). The major causes of seedling and sapling death probably were dry spells during the rainy season (Assad et al. 1993), drought during the dry season, IGS competition and ant herbivory.

The importance of herbs and shrub species is highlighted because of the trees slow growth rate, which is typical of savanna species (De Castro and Kauffman 1998). Native shrub and herbs can readily cover the soil, which can help control IGS by the temporal priority effect (Young et al. 2001), and can affect IGS productivity (Corbin & D'Antonio 2004) and dominance. Among the herbaceous and shrub species tested, the planting of the more successful species (*Lepidaploa aurea*, *Andropogon fastigiatus*, *Schizachyrium sanguineum*, *Stylosanthes capitata*, *Stylosanthes macrocephala*, *Trachypogon spicatus* and *Achyrocline satureoides*) can structure the community allowing the other native species to establish and survive. These species rapid growth and high survival rates allow for rapid soil cover, which can be compared to fast growing tree species recommended for restoration and IGS control in forest ecosystems (Rodrigues et al. 2009).

The planting cost per individual seed in direct seeding restoration programs is very low and both low emergence and survival rates are expected (Palma and Laurance 2015). Some authors consider a 10% emergence rate an acceptable threshold (Campos-Filho et al. 2013; Engel and Parrotta 2001) and this value is near the mean number (18%) obtained in most restoration projects around the world (Palma and Laurance 2015). We recorded 37 species with at least a 10% emergence rate in the field. Our results also allow for the identification of species that tend to be even more successful, such as the 20 species with emergence rates above 20% and more than 80% survival rate after the first dry season. Based on these results, we indicate these 37 species as appropriate for use in Brazilian woodland savannas restoration projects through direct seeding. The remaining species we recommend them to compose the community, increasing diversity and richness. Other species should be tested using direct seeding to improve the pool off direct seeding suitable species.

The number of species evaluated here (76), on average ten species per experiment, is the same mean number of species used in direct seeding experiments around the world, ten species, which represents twice the number of species usually applied in seedling planting experiments (Palma and Laurance 2015). In our experiments, there were some overlaps in species composition and the number of species ranged from 10 to 34 species per experiment. These numbers reinforce the ability of direct seeding method for the restoration of biodiversity (Palma and Laurance 2015).

Here, we improved the data on establishment success through direct seeding of 76 savanna species of different growth forms. The mean seedling survival in our direct seeding experiments was 80% after the first dry season, which is higher than the average survival (62%) of seedling planting experiments for restoration identified on a recent review (Palma and Laurance 2015). The low woody mean growth of 2.5 cm per year is characteristic of Cerrado trees due to high investment on below ground tissues (Hoffmann and Franco 2003). Additionally, shading by grasses (especially IGS which produce denser cover than native Cerrado grass species) may have affected seedling growth, as found by Kanegae et. al (2000). The low growth rate of native trees reinforces the importance of including native herbaceous and shrub species with high growth rates in restoration projects. These species are important for the initial stage of restoring the Cerrado, similarly to that described by Brancalion et al. (2015), is the structuring of the community. Thus, we propose that the Cerrado restoration occurs in phases: structuring, that overcome the dominance of exotic grasses using native herbs and shrubs; consolidation, when these species established reproduce, perpetuating itself in the system while the slower-growing species of trees and woody shrubs, develop and other species colonize the system; and maturation, when these slow-growing species become adults, as well as those who colonized the environment.

Capítulo 2

Há densidade ideal de semeadura direta de ervas, arbustos e árvores nativas para restauração em Cerrado?

Introdução

A regeneração de áreas naturais transformadas em pastagens ou áreas agrícolas abandonadas muitas vezes é limitada pela escassa chegada de propágulos (unidades de dispersão – neste trabalho são sementes ou frutos) de plantas nativas (Salazar et al. 2012; Frances et al. 2010; Tilman 1997; Holl et al. 2000), que pode ocorrer devido à limitação de populações fonte ou limitação de dispersão (Salazar et al. 2012). Outra limitação pode ser a escassez de microsítios favoráveis ao estabelecimento de plântulas, especialmente devido à competição com espécies exóticas invasoras (Donath et al. 2007; Frances et al. 2010). Em savanas, estas espécies exóticas invasoras são principalmente gramíneas africanas usadas para o estabelecimento de pastagens (Foxcroft et al. 2010). Assim, uma área degradada sem intervenção para restauração pode permanecer muitas décadas sem nenhuma melhora nos parâmetros de diversidade vegetal, estrutura da comunidade e processos ecológicos (Horowitz et al. 2013; Martins et al. 2011).

Estas áreas degradadas muitas vezes necessitam ações de restauração ecológica (SER 2004) para atender critérios legais em propriedades rurais (Soares-filho et al. 2014), para conservação da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos em unidades de conservação (BRASIL 2000) ou conservação em áreas privadas. Ainda, a restauração ecológica destas e outras áreas é um mecanismo muito importante para a mitigação de efeitos de mudanças ambientais globais através do sequestro de Carbono atmosférico e manutenção de serviços ecossistêmicos (Chazdon et al. 2016; Hobbs and Harris 2001).

As ações de restauração a serem implementadas devem ser adaptadas ao tipo de ambiente historicamente encontrado no local. Assim como a avaliação e as metas de restauração devem

levar em conta parâmetros adequados às especificidades do tipo de ambiente. Desta forma, sem cometer equívocos como o florestamento de biomas gramíneos (Veldman et al. 2015b).

A dominância de gramíneas exóticas invasoras (GEI) é obstáculo à regeneração natural de espécies nativas em áreas degradadas que traz diversas consequências: (i) há limitação da luz solar na superfície do solo, podendo interferir na germinação e recrutamento de espécies nativas (Hughes and Vitousek 1993); (ii) é fonte de propágulos, podendo provocar a expansão de áreas dominadas por GEI; (iii) alterações no regime de fogo (D'Antonio & Vitousek 1992); (iv) competição por água e nutrientes com as plantas nativas (Hoffmann and Haridasan 2008; Levine et al. 2003); (v) liberação de compostos alelopáticos capazes de alterar o estabelecimento de espécies nativas (Kato-Noguchi et al. 2014).

Para superar a dominância por GEI nas áreas a serem restauradas, a retirada mecânica destas plantas é uma das formas de controle possíveis de serem aplicadas. Uma forma de retirada mecânica é a promoção de um distúrbio tal como o revolvimento do solo. Esta técnica é interessante por disponibilizar microsítios favoráveis e por eliminar grande parte das GEI estabelecidas pela trituração mecânica e também retarda o desenvolvimento das plantas restantes (Donath et al. 2007; Kiehl et al. 2010). Entretanto, o banco de sementes do solo, composto pelas GEI, é exposto (Carmona 1992). A repetição do revolvimento, eliminando as plântulas que emergirem pode ajudar o controle do retorno das GEI (Carmona 1992).

A reintrodução de plantas nativas nas áreas a serem restauradas é uma forma de superar a limitação de propágulos e diversas metodologias tem se mostrado efetivas na promoção do estabelecimento destas espécies (Kiehl et al. 2010). Dentre elas, a semeadura direta apresenta vantagens como o custo reduzido, uso de maior quantidade de espécies (Palma and Laurance 2015) e a possibilidade de mecanização para uso em grandes áreas (Campos-Filho et al. 2013). A semeadura direta ainda pode ser utilizada para reintrodução de espécies herbáceas, arbustivas e

arbóreas, sendo adequada para a restauração de áreas campestres e savânicas, onde é primordial a presença destas formas de vida (Veldman et al. 2015a).

As espécies nativas herbáceas e arbustivas indicadas para restauração de campos e savanas com GEI são aquelas com características tais como a pronta ocupação de microsítios favoráveis e o rápido desenvolvimento, porém sem dominar o ambiente e sem limitar o estabelecimento e crescimento das espécies nativas (Starr et al. 2012). Estas características são encontradas nas gramíneas nativas (Aires et al. 2014) e em alguns arbustos nativos do Cerrado (Starr et al. 2012; cap. 1 deste trabalho).

A semeadura direta de ervas e arbustos para restauração foi ainda pouco estudada nas savanas neotropicais, ao contrário dos estudos em pradarias, savanas e campos na Europa, América do Norte e Austrália (Ansley and Castellano 2006; Dunn 1998; Gibson-Roy et al. 2010; Holl et al. 2014; Kiehl et al. 2010; Walker et al. 2004); sendo uma lacuna importante de conhecimento à restauração de savanas e campos neotropicais.

A obtenção de sementes e propágulos de plantas nativas geralmente é etapa cara e difícil (Mortlock 2000) pela falta de populações fonte e coletores experientes (Gibson-Roy et al. 2010), já que pouquíssimas espécies estão disponíveis comercialmente, especialmente em regiões tropicais e com grande diversidade. A seleção de espécies e quantidade de propágulos a ser plantada muitas vezes é definida pela disponibilidade de sementes e não por parâmetros ecológicos da comunidade que se pretende restaurar, sendo raros os estudos de densidade de semeadura para restauração ecológica (Burton et al. 2006). A semeadura em densidades muito baixas pode não resultar no estabelecimento de populações auto-sustentáveis e semeadura além da disponibilidade de microsítios pode desperdiçar recursos e ainda diminuir o estabelecimento e aumentar a mortalidade das espécies plantadas por efeitos dependentes da densidade e competição entre os indivíduos e espécies plantados (Burton et al. 2006).

O sucesso de restauração pode ser verificado, por exemplo, através de parâmetros de diversidade e estrutura da comunidade vegetal (Ruiz-Jaen and Aide 2005) e processos que mantêm esta comunidade, tais como floração, produção de sementes e dispersão. Estes parâmetros e processos podem evidenciar maior sucesso e tendência de melhora nos parâmetros de integridade do sistema em trajetória futura.

Dentre os métodos de avaliação, a cobertura vegetal é bastante útil por ser uma medida que retrata bem o sucesso de estabelecimento de ervas e arbustos em áreas maiores e pela praticidade de mensuração (Mantovani 1990). A cobertura estratificada também fornece uma estimativa da altura das plantas mais comuns, sendo ferramenta útil para descrição da estrutura da vegetação na área em restauração (Herrick et al. 2009).

Uma das formas de mensurar o sucesso de restauração é definir uma cobertura do solo mínima por plantas nativas (Burton et al. 2006).

Assim, utilizando experiências prévias (M. Alves et al. dados não publicados) que nos forneceu o sucesso de estabelecimento em campo e capacidade de cobertura do solo por determinada quantia de sementes, planejamos quantia de sementes necessária para atingir cobertura do solo em um ano de 50, 100 e 200% por plantas nativas (Figura 2.1). Utilizando estas densidades de semeadura, buscamos verificar se ocorreria o retorno da dominância de GEI, estabelecimento da cobertura do solo por plantas nativas conforme planejado, redução da dominância por GEI, ou se ocorreria exclusão de algumas espécies, por exemplo, árvores e arbustos de crescimento mais lento.

O objetivo deste trabalho foi investigar a restauração ecológica de comunidades de áreas savânicas no Cerrado, buscando determinar a influência da densidade de semeadura de plantas nativas nos resultados da restauração. A hipótese inicial é que há uma densidade de semeadura de

espécies de preenchimento mais indicada para restaurar estas áreas reduzindo a cobertura das gramíneas exóticas, sem reduzir o estabelecimento das plantas nativas.

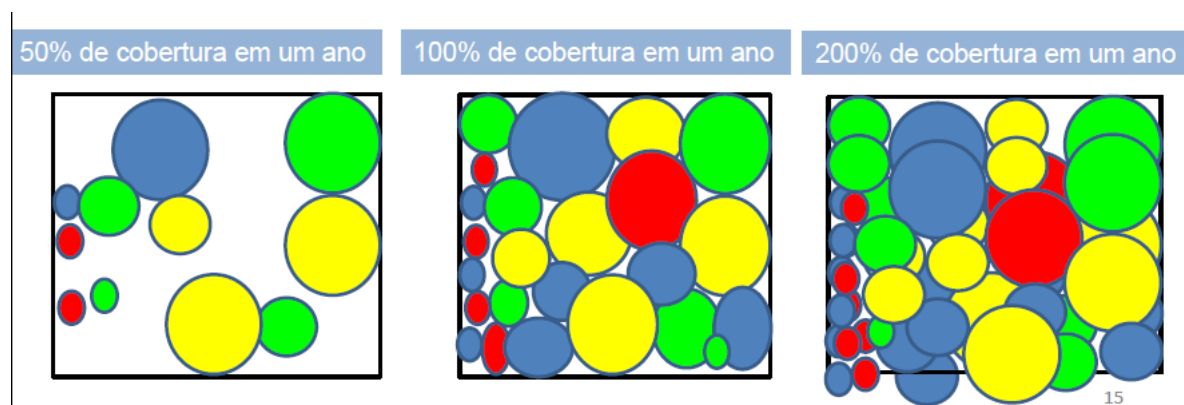


Figura 2.1. Ilustração da cobertura do solo por plantas nativas geradas por de semeadura de espécies nativas em diferentes densidades, pretendendo alcançar 50, 100 ou 200% de cobertura do solo em um ano.

Métodos

Área de estudo

Os experimentos foram conduzidos em três locais na região central do Cerrado Brasileiro, cujo clima é do tipo Aw (Köppen), tropical com duas estações bem definidas: inverno seco e verão chuvoso, precipitação média anual entre 1.200 e 1.600 mm (INMET 2009). Dois locais em Unidades de Conservação Federais (Reserva Biológica da Contagem/DF - RBC, e Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros/GO – PNCV) e um em área de reserva de uma fazenda de produção de grãos e pecuária (Fazenda Entre Rios/DF – FER). As três áreas encontravam-se dominadas por GEI, com níveis muito baixos de regeneração natural – menos de um indivíduo de árvore ou arbusto nativo/10 m². As áreas foram protegidas do fogo um ano antes do início do estudo, durante o estudo e pelo menos dois anos após os plantios experimentais. Duas áreas apresentam relevo plano, enquanto a área da FER tem leve declive (ca. 5%).

A área de estudo na RBC localiza-se a 15°38'57.84" S 47°51'52.42" W , o solo local é latossolo vermelho amarelo (Reatto et al. 2002), e faz parte de uma área maior (cerca de 120 ha)

que foi utilizada anteriormente para agricultura (plantio de soja) e depois abandonada (cerca de 18 anos antes da intervenção). Após o abandono, houve a colonização massiva por GEI: capim-andropogon (*Andropogon gayanus*) e capim-braquiária (*Urochloa decumbens* e *U. brizantha*) em manchas. Em menor densidade, podem ser encontradas na área outras GEI como o capim-meloso (*Melinis minutiflora*) e capim-Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*), além de outras espécies exóticas como girassol mexicano (*Tithonia diversifolia*).

O PNCV é localizado no município de Alto Paraiso de Goiás-GO e área de estudo localiza-se a 14°7'2.54" S 47°38'30.36" W, em uma pastagem abandonada cerca de 20 anos antes da intervenção e tamanho aproximado de 150 há constituída por manchas de GEI: capim-braquiária (*Urochloa decumbens*, *U. brizantha* e *U. humidicola*), capim-Jaraguá (*Hyparrhenia rufa*), capim-andropogon (*Andropogon gayanus*) e capim-meloso (*Melinis minutiflora*), em menor densidade. O solo local é latossolo vermelho-amarelo álico (da Rosa and Tolentino 2009).

A FER localiza-se na região conhecida como PAD-DF, sudeste do Distrito Federal, Rodovia DF-120. Neste local são desenvolvidos projetos experimentais da Embrapa Cerrados e Embrapa Cenargen relativos à seção Cerrado do "Projeto Biomas". A área de estudo (15°57'30.77" S 47°27'26.54" W) é uma pastagem formada a mais de 40 anos e sem uso por cerca de dois anos antes da intervenção, com predomínio da GEI capim-braquiária (*Urochloa decumbens*) e presença de capim-andropogon (*Andropogon gayanus*).

Seleção das espécies

Foram selecionadas dois grupos de espécies para o plantio: um grupo denominado espécies de "preenchimento" e outro denominado espécies de "diversidade" (Tabela 2.1). O grupo "preenchimento" foi utilizado em três diferentes densidades: BAIXA (B), MÉDIA (M) = 2 x B e ALTA (A) = 4 x B, cada categoria com o dobro de propágulos semeados que a categoria anterior, como tratamento experimental. As espécies de preenchimento tinham características favoráveis à

restauração, tais como a pronta ocupação dos microsítios favoráveis e rápido desenvolvimento. Foram utilizadas seis espécies de preenchimento, as mesmas nas três áreas, sendo uma espécie herbácea (gramínea), quatro arbustivas e uma arbórea selecionadas por seu potencial de emergência e cobertura do solo, além de alta disponibilidade de propágulos (Sampaio et al. 2015). As espécies de preenchimento e as respectivas densidades de plantio foram: *Aristida gibbosa* (gramínea, densidade de plantio média $M = 48$ sementes viáveis/m²), *Lepidaploa aurea* (arbusto, $MM = 129$ sv/m²), *Achyrocline satureioides* (arbusto, $M = 17$ sv/m²), *Stylosanthes capitata* e *Stylosanthes macrocephala* (arbustos, $M = 65$ sv/m²) e *Solanum lycocarpum* (árvore, $M = 6,5$ sv/m²). Apenas para *Stylosanthes* spp. foram utilizadas sementes disponíveis no comércio, cultivar Campo Grande, constituído por uma mistura de *S. capitata* e *S. macrocephala*. O número de sementes viáveis por espécie foi estimado após avaliação e separação visual e pesagem dos lotes de sementes.

As espécies plantadas para o grupo diversidade foram principalmente árvores, mas também arbustos e ervas com menores taxas de estabelecimento e crescimento mais lento, com densidade média de 1,8 sementes/m² por espécie. Ainda, para ambos os grupos, selecionamos as espécies presentes em cerrado sentido restrito e encontradas no entorno das áreas a serem restauradas e com disponibilidade de sementes para coleta ao longo do ano de plantio. Desta forma, as sementes das 28 espécies de diversidade utilizadas nas duas áreas do Distrito Federal (RBC e FER) são as mesmas e tem a mesma origem no entorno dessas áreas, enquanto que as sementes das 22 espécies de diversidade utilizadas no PNCV foram coletadas do entorno e interior do PNCV, em GO. Portanto, houve pouca diferença no número e composição das espécies entre as áreas experimentais (Tabela 2.1). A coleta foi feita manualmente buscando abranger diversas matrizes e populações para contemplar maior diversidade genética. A armazenagem foi feita por no máximo oito meses em sacos de papel, em temperatura ambiente.

Preparo das áreas e sementeira

As áreas foram roçadas com roçadeira acoplada a um trator e aradas com grade aradora duas vezes: uma no início da estação seca, antes da floração e produção de sementes das GEI e outra no dia do plantio, início da estação chuvosa e após a emergência das plântulas provenientes do banco de sementes do solo - principalmente GEI. No PNCV foi feita roçagem e usado um microtrator com enxada rotativa para os dois eventos de revolvimento do solo.

O desenho experimental foi de cinco blocos divididos e casualizados com três parcelas experimentais de 20x20 m cada e uma parcela controle para cada bloco, com as mesmas dimensões, com exceção da FER, onde foi estabelecida uma parcela controle de 40 x 10m, pela limitação de espaço. Cada parcela experimental foi semeada com uma das três densidades de sementeira a ser testada para as espécies de preenchimento. Três dos blocos foram alocados no PNCV, um na FER e outro na RBC, perfazendo um total de 15 parcelas experimentais. Nas parcelas controle, nenhuma intervenção foi realizada.

A sementeira foi realizada entre 22 de outubro e 12 de novembro de 2013, início da estação chuvosa (Tabela 2.2), manualmente a lanço. As espécies com sementes que se beneficiam por serem enterradas (Silva 2015) foram semeadas e enterradas com passagem rápida de grade niveladora ou microtrator (PNCV), as demais espécies (Tabela 2.1) foram semeadas após este procedimento, ficando na superfície do solo. As espécies arbóreas foram semeadas uma a uma para as sementes grandes (maiores que 5 mm de diâmetro) à densidade média de 1,8 sementes/m². As sementes pequenas (menores que 5 mm de diâmetro) foram semeadas com mistura de palha de arroz (500 dm³/ha). Desta forma, o total semeado aproximado foi de aproximadamente 1.829.000 sementes por hectare (baixa densidade) e 5.912.000 (alta densidade), considerando os dois grupos de espécies – preenchimento e diversidade.

Monitoramento

Foram feitas cinco amostragens: aos três meses (metade da 1ª estação chuvosa), seis meses (final da 1ª estação chuvosa), doze meses (início da 2ª estação chuvosa, ou seja, após 1ª estação seca), 18 meses (final da 2ª estação chuvosa) e 24 meses após o plantio (início da 3ª estação chuvosa, após 2ª seca). Foram estabelecidas duas parcelas amostrais de 20 x 0,5 m ao longo das duas diagonais de cada parcela de plantio (20 x 20 m), onde foram avaliados o estabelecimento e sobrevivência das espécies de árvores. Um ano após o plantio, ou seja, no início da segunda estação chuvosa, foram medidas altura e diâmetro de todos os indivíduos arbóreos estabelecidos, além da avaliação de emergência e sobrevivência. A cobertura do solo foi verificada em todas as amostragens através do método “line-point intercept” (adaptado de Herrick et al. 2005), a cada 10 cm ao longo de 20 m das duas diagonais, perfazendo 400 pontos por parcela. Cada ponto foi amostrado de forma estratificada, em quatro classes de altura (camadas sobrepostas) com 50 centímetros cada, de 0 a 2 m, com o registro do toque de cada espécie por classe de altura. Nas primeiras duas amostragens das parcelas experimentais e na amostragem das parcelas controle foi amostrado apenas um nível, ou o último toque, pois a altura das plantas não ultrapassava os 50 centímetros e havia pouca ou nenhuma sobreposição entre as plantas. Sempre que possível, as plantas foram identificadas ao nível de espécie, em campo, consultando especialistas ou o herbário UB, e em seguida categorizadas em: espécies nativas não-plantadas - NP (incluindo rebrotas de raiz e caule e indivíduos provenientes de sementes de plantas nativas e ruderais estabelecidas nas áreas experimentais), arbustos e ervas plantadas – ARBHERB, árvores plantadas – ARVORE e gramíneas exóticas invasoras – GEI.

Tabela 2.1. Espécies utilizadas em experimento de semeadura direta nos Grupos preenchimento (P) e diversidade (D), plantadas na superfície (S) ou enterradas (E), nas áreas Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros – PNCV, Reserva Biológica da Contagem – RBC, Fazenda Entre Rios – FER nas densidades indicadas (sementes/m²) ou Alta/Média/Baixa (A/M/B), descritas no texto.

Espécie	Nome vernáculo	Família	Hábito	Plantio	Grupo	Área	Densidade
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Macela	Asteraceae	arbusto	S	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Aldama cf. bracteata</i> (Gardner) E.E.Schill. & Panero	Margarida	Asteraceae	arbusto	S	D	RBC, FER	5
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Marmelada	Rubiaceae	árvore	E	D	RBC, FER	1
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	Imburana	Fabaceae	árvore	E	D	PNCV	0,2
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	Cajuzinho	Anacardiaceae	arbusto	E	D	PNCV	1
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	Fabaceae	árvore	S	D	PNCV, FER	0,8
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Araticum	Annonaceae	árvore	E	D	RBC, PNCV	1
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Capim rabo de burro	Poaceae	erva	S	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Peroba	Apocynaceae	árvore	S	D	RBC, FER	0,5
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Perobinha	Apocynaceae	árvore	S	D	RBC, FER	0,1
<i>Bauhinia cf. dumosa</i> Benth.	Pata-de-vaca	Fabaceae	arbusto	E	D	PNCV	1
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira preta	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	1
<i>Buchenavia sp.</i>	Mirindiba	Combretaceae	árvore	E	D	RBC, FER	2,5
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Murici	Malpighiaceae	árvore	E	D	RBC, FER, PNCV	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER, PNCV	0,6
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Ipê verde	Bignoniaceae	árvore	S	D	RBC, FER	2
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Dalbergia	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	9
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Faveiro	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	3
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Baru	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER, PNCV	1
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Sôbre	Icacinaceae	árvore	E	D	PNCV	1
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Tamboril	Fabaceae	árvore	E	D	PNCV	0,7
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Tamboril	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	1
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Paineira	Malvaceae	árvore	E	D	RBC, FER	1
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Cagaita	Myrtaceae	árvore	E	D	RBC, FER	1
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	Malvaceae	árvore	S	D	PNCV	1
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Mangaba	Apocynaceae	árvore	S	D	RBC	1
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê Amarelo	Bignoniaceae	árvore	S	D	RBC, FER	0,8
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	0,5

<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Caroba/Jacaranda	Bignoniaceae	árvore	S	D	RBC, FER, PNCV	0,7
<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K.Schum.	Carobinha	Bignoniaceae	arbusto	S	D	RBC, FER	1
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau santo	Calophyllaceae	árvore	S	D	RBC, FER	4,7
<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	Amargoso	Asteraceae	arbusto	S	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Macherium	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	6,5
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Tingui	Sapindaceae	árvore	S	D	RBC, FER, PNCV	0,7
<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Mimosa	Fabaceae	arbusto	S	D	RBC, FER, PNCV	3
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	Anacardiaceae	árvore	S	D	PNCV	1
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Vinhático	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER	2
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltld.) Frodin.	Mandiocão	Araliaceae	árvore	E	D	PNCV	5
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Braúna	Anacardiaceae	árvore	E	D	PNCV	0,8
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose.	Priquiteira	Fabaceae	árvore	E	D	PNCV	1
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Lobeira	Solanaceae	árvore	E	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Barbatimão	Fabaceae	árvore	E	D	RBC, FER, PNCV	1
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Estilosantes	Fabaceae	arbusto	S	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Stylosanthes macrocephala</i> M.B.Ferreira & Sousa	Estilosantes	Fabaceae	arbusto	S	P	RBC, FER, PNCV	A/M/B
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Quaresmeira	Melastomataceae	árvore	S	D	RBC, FER, PNCV	6
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Amargoso árvore	Fabaceae	árvore	E	D	PNCV	0,6
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica de Porca	Rutaceae	árvore	S	D	PNCV	0,5

Análise de dados

Avaliamos a diversidade através do índice de Shannon-Weaver (H) e riqueza (número de espécies) de árvores nativas nas parcelas experimentais e parcelas controle aos 24 meses. Relacionamos a diversidade final de árvores com a inicialmente encontrada (parcelas controle) para obter o incremento em diversidade de árvores.

Foi computado o total de toques por categoria (cada espécie foi computada uma vez por classe de altura), por parcela e dividido pelo total de pontos da parcela, fornecendo a porcentagem de cobertura do solo, que por considerar diferentes níveis, pode ser maior que 100%. Os dados de ARBHERB, GEI, ÁRVORE e NP aos 24 meses foram analisados utilizando modelos lineares generalizados (Generalized Linear Models - GLM) (Quinn and Keough 2002), considerando a cobertura do solo em cada categoria como variável dependente e as áreas e a densidade de plantio de espécies de cobertura como variáveis independentes. A família de distribuição utilizada foi Gamma, pois é a família que mais se assemelha à distribuição dos dados. Analisamos também separadamente as parcelas do PNCV para as categorias ARBHERB, ARVORE e EXOTICAS.

Avaliamos a trajetória da cobertura do solo para cada área, sem considerar as diferentes densidades de plantio, já que as trajetórias foram semelhantes entre os tratamentos. Todas as análises foram feitas no programa R (R Core Team 2014), pacotes vegan (Oksanen et al. 2016) para as análises de diversidade e lme4 (Bates et al. 2015) para modelos lineares generalizados.

Resultados

As áreas restauradas apresentaram incremento em diversidade (Shannon-Weaver) de árvores nativas da ordem de 1.548% (H médio parcelas exp. / H médio controle) em relação à área controle e de 2.680% (S médio parcelas exp. / S médio controle) na riqueza de espécies de árvores

nativas (Figura 2.2). A densidade média de árvores nativas plantadas aos 24 meses foi de 4,5 indivíduos/m².

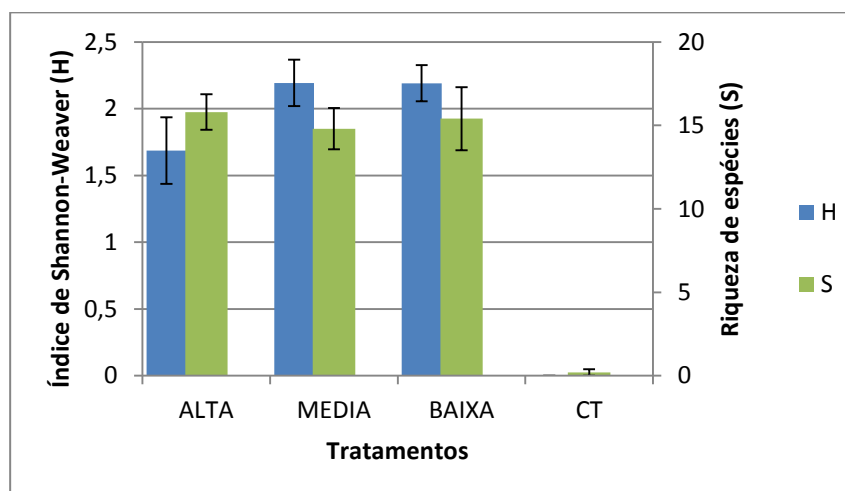


Figura 2.2. Índice de diversidade de Shannon-Weaver (H) e Riqueza de espécies (S) de árvores nativas semeadas nas parcelas experimentais de densidades ALTA, MÉDIA, BAIXA e controle (CT) de semeadura direta de espécies de preenchimento. Médias e erro padrão por tratamento.

As parcelas experimentais onde foram realizados os plantios por semeadura direta para restauração apresentaram tendência à menor cobertura de gramíneas exóticas – GEI em todos os tratamentos ao final de dois anos de monitoramento (Figura 2.3) que nas parcelas controle, considerando apenas o último toque de cobertura das amostragens de cobertura do solo. A análise utilizando Modelo Linear Generalizado mostrou que todos os tratamentos de densidade apresentaram resultado semelhante para cobertura do solo por gramíneas exóticas e que o grupo controle apresentou tendência à maior cobertura por espécies exóticas em relação aos demais tratamentos ($p = 0,084$).

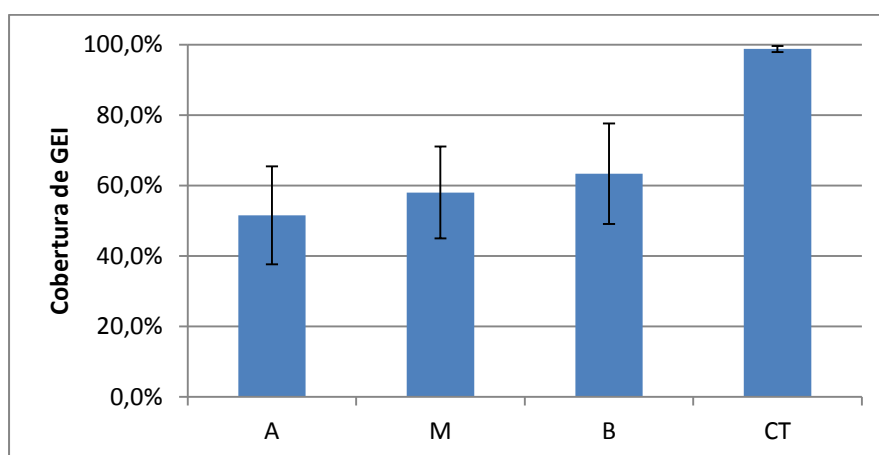


Figura 2.3. Porcentagem de cobertura de gramíneas exóticas invasoras (GEI) no último toque de cobertura de parcelas experimentais nos tratamentos de densidade de semeadura, alta – A, média- M, baixa –B e controle-CT, n=5, de espécies de preenchimento nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio.

Análise utilizando Modelos Lineares Generalizados para cobertura estratificada do solo aos 24 meses apresentou os seguintes resultados: Os tratamentos de Alta, Média e Baixa densidades de semeadura de espécies de preenchimento não apresentaram diferenças significativas entre si para cobertura de GEI, árvores nativas semeadas – ARVORE, ou as próprias espécies de preenchimento – ARBHERB (Figuras 2.4 a 2.7). Para ARBHERB (Figura 2.4), a área PNCV apresentou menor cobertura que as demais áreas ($p = 0,01$). Para ARVORE (Figura 2.5), a área FER apresentou cobertura maior que as demais áreas ($p < 0,001$). Para GEI (Figura 2.6), a área FER apresentou menor cobertura que as demais áreas ($p < 0,001$). Para espécies nativas não semeadas – NAT (Figura 2.7), FER teve maior cobertura que PNCV ($p < 0,01$) e tendência a maior cobertura que RBC ($p = 0,09$).

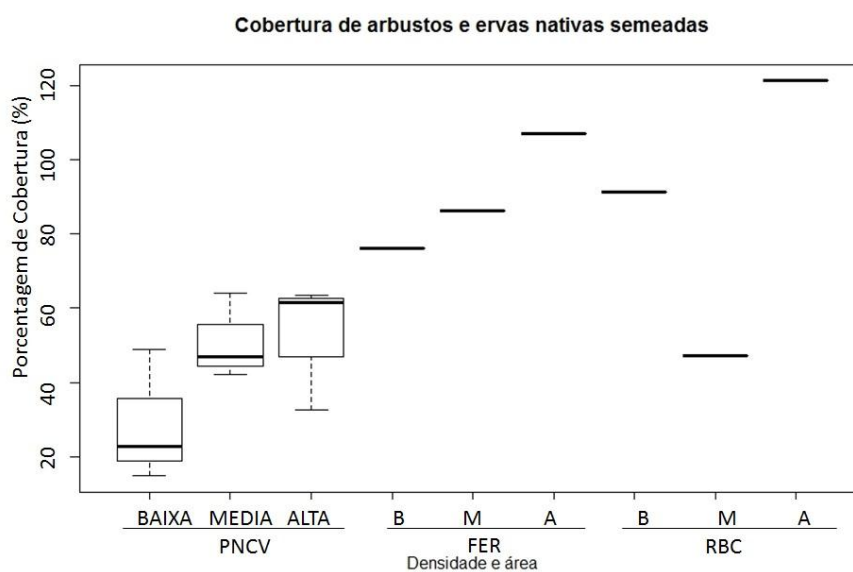


Figura 2.4. Porcentagem de cobertura de arbustos e ervas nativas semeadas – ARBHERB, em parcelas experimentais nos tratamentos de densidade de semeadura de espécies de preenchimento alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem estratificada em quatro níveis. GLM indicou que PNCV teve menor cobertura que demais áreas ($p = 0,01$).

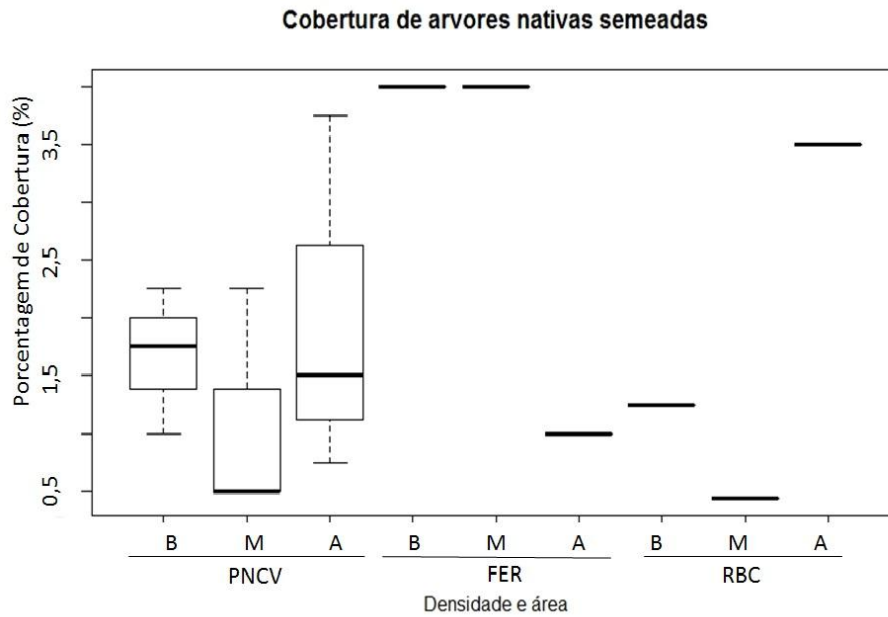


Figura 2.5. Porcentagem de cobertura de árvores nativas semeadas - ÁRVORE, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira de espécies de preenchimento alta - A, média- M e baixa -B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis. GLM não indicou padrão entre tratamentos nem entre áreas.

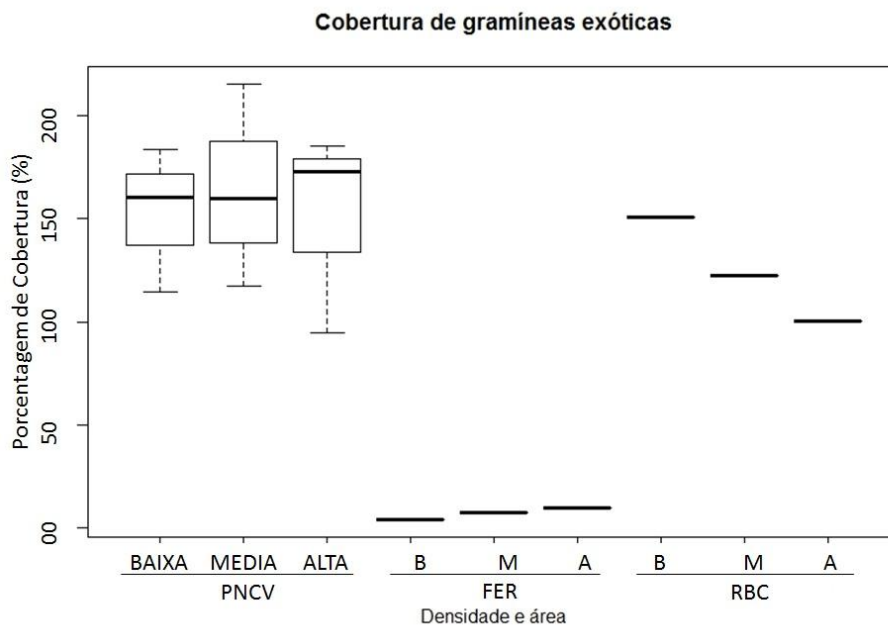


Figura 2.6. Porcentagem de cobertura de gramíneas exóticas invasoras - GEI, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira de espécies de preenchimento, alta - A, média- M e baixa -B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis. GLM indicou que a FER apresentou menor cobertura que as demais áreas ($p < 0,001$).

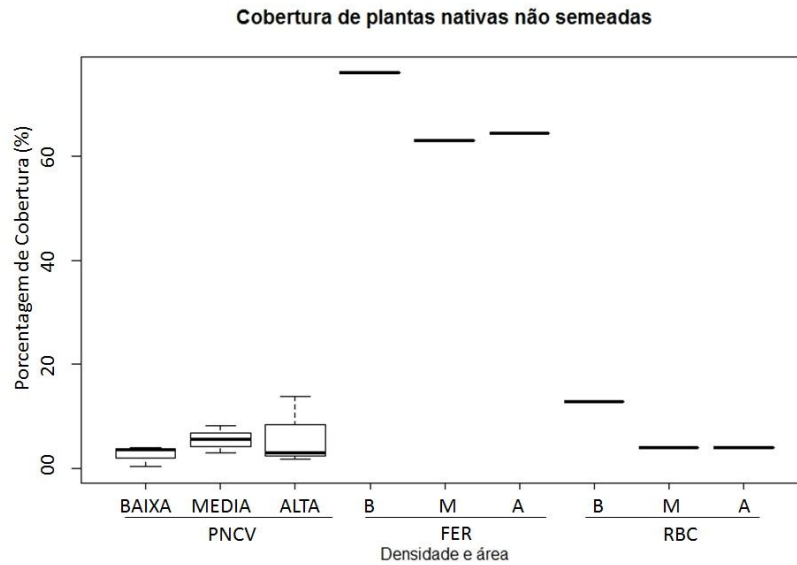


Figura 2.7. Porcentagem de cobertura de **espécies nativas não semeadas** – NAT, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira, alta – A, média- M e baixa –B, nas áreas experimentais FER (Fazenda Entre-Rios/DF), PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, três blocos) e RBC (Reserva Biológica da Contagem) aos 24 meses após o plantio. Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem em quatro níveis.

Análise da cobertura do solo das parcelas na área PNCV utilizando GLM, não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos para as categorias ARBHERB, ARVORE, GEI e NP (Figura 2.8).

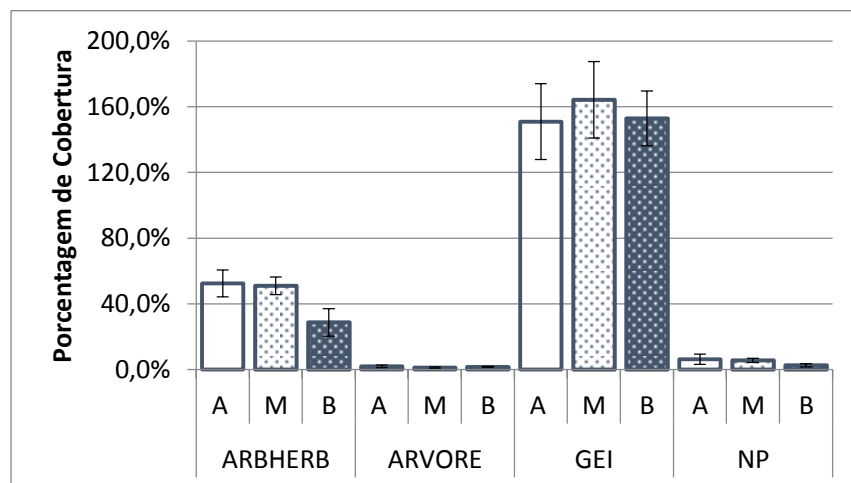


Figura 2.8. Porcentagem de cobertura do solo nas categorias arbustos e ervas nativas semeadas – ARBHERB, árvores nativas semeadas – ÁRVORE, gramíneas exóticas invasoras – GEI e espécies nativas não semeadas – NP, por parcela experimental nos tratamentos de densidade de sementeira, alta – A, média- M e baixa –B, nas parcelas experimentais no PNCV (Parque Nacional Chapada dos Veadeiros) aos 24 meses após o plantio. Representados média e erro padrão (N=3). Porcentagens podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis.

A avaliação das trajetórias dos parâmetros de cobertura do solo (Figuras 2.9 a 2.11) em cada uma das três áreas revelou três padrões distintos, um para cada área: no **PNCV** (Figuras 2.9, 2.13 a 2.18) houve um retorno da dominância de GEI; na **RBC** (Figuras 2.10, 2.19 a 2.24) não ocorreu dominância evidente de GEI sobre ARBHERB e na **FER** (Figuras 2.11, 2.25 a 2.30) os arbustos e ervas nativos semeados dominaram o local, juntamente com as espécies nativas não semeadas. Estas espécies nativas não semeadas também ocorreram no PNCV - algumas plantas ruderais comuns em áreas agrícolas, tais como a malva de porco (*Sida rhombifolia*) e a crotalária (*Crotalaria* sp.) – e na RBC – Alecrim do campo (*Baccharis dracunculifolia*) e algumas rebrotas de raízes. Porém as espécies nativas não semeadas foram muito importantes na FER na cobertura do solo, sendo as gramíneas nativas *Paspalum* cf. *lenticulare*, *Paspalum plicatulum* e o capim flechinha (*Echinoalaena inflexa*) as espécies mais comuns, representando até 65% da cobertura do solo (considerando os 4 níveis de amostragem) (Figura 2.11).

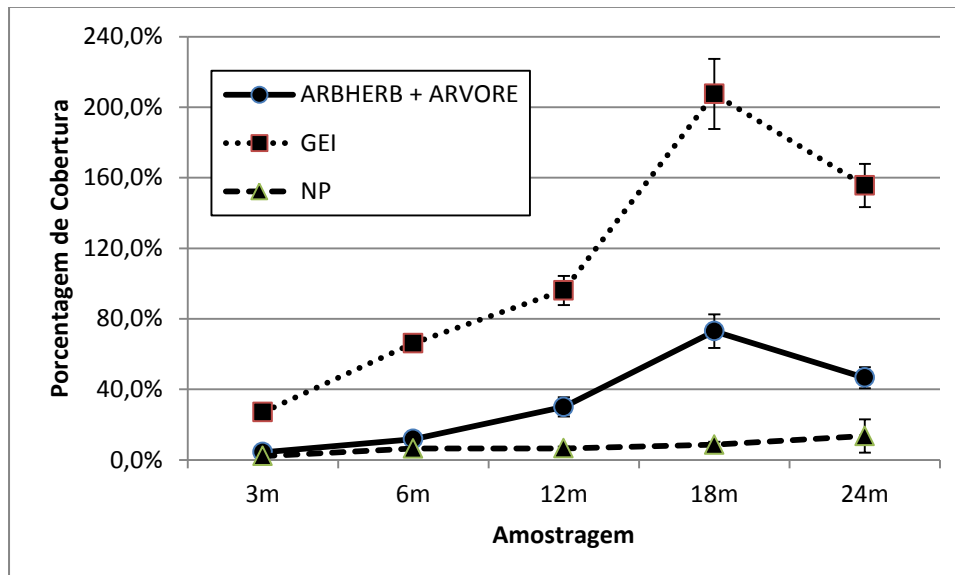


Figura 2.9. Trajetória de cobertura do solo nas nove parcelas no **PNCV** - Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).

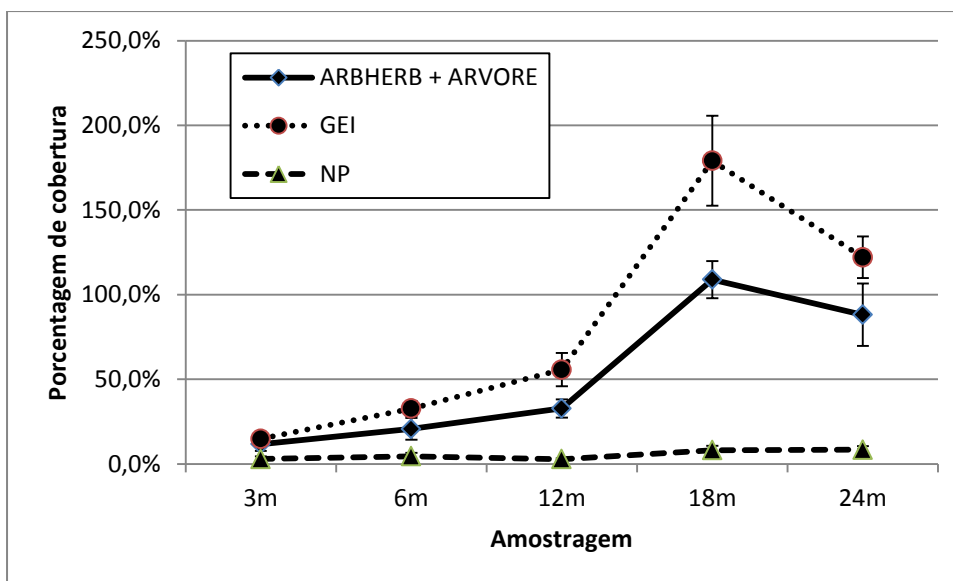


Figura 2.10. Trajetória de cobertura do solo nas três parcelas na **RBC** – Reserva Biológica da Contagem/DF nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).

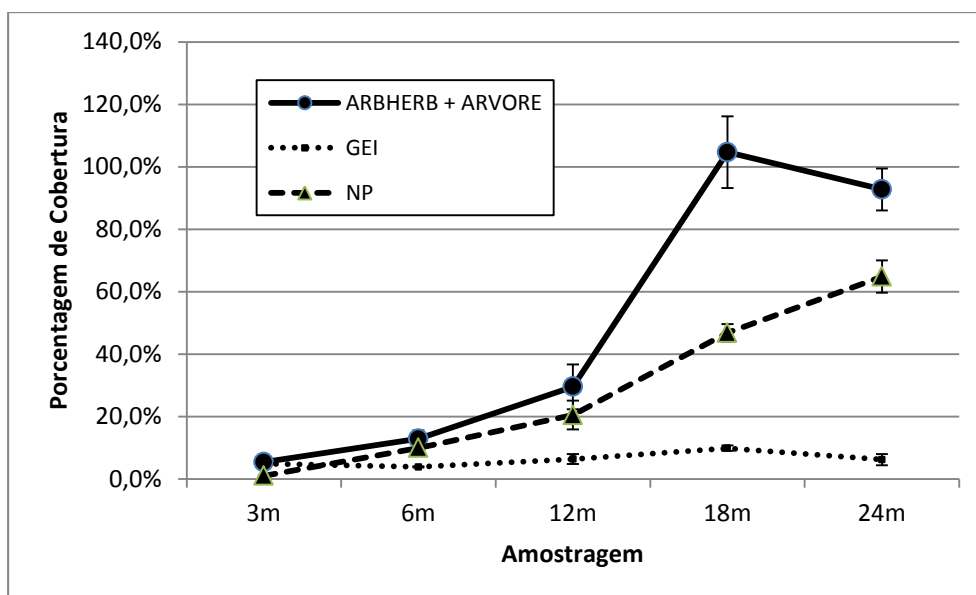


Figura 2.11. Trajetória de cobertura do solo nas três parcelas na Fazenda Entre Rios/DF – FER nas categorias ARBHERB + ÁRVORE - arbustos, ervas e árvores semeados em três densidades, avaliados conjuntamente; GEI – gramíneas exóticas invasoras e NP – espécies nativas não semeadas nas amostragens aos 3, 6, 12, 18 e 24 meses após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens 12, 18 e 24m).

Para as três áreas houve maior estruturação da comunidade que passou a ter mais níveis verticais constituídos por plantas de diferentes formas de vida que não estavam presentes ou

estavam presentes em baixíssima densidade antes da intervenção. Avaliando a cobertura de ervas e arbustos semeados nas três densidades testadas (Figura 2.12) verificamos uma tendência a áreas semeadas em maiores densidades terem maior cobertura de nativas, no entanto estas diferenças não foram significativas.

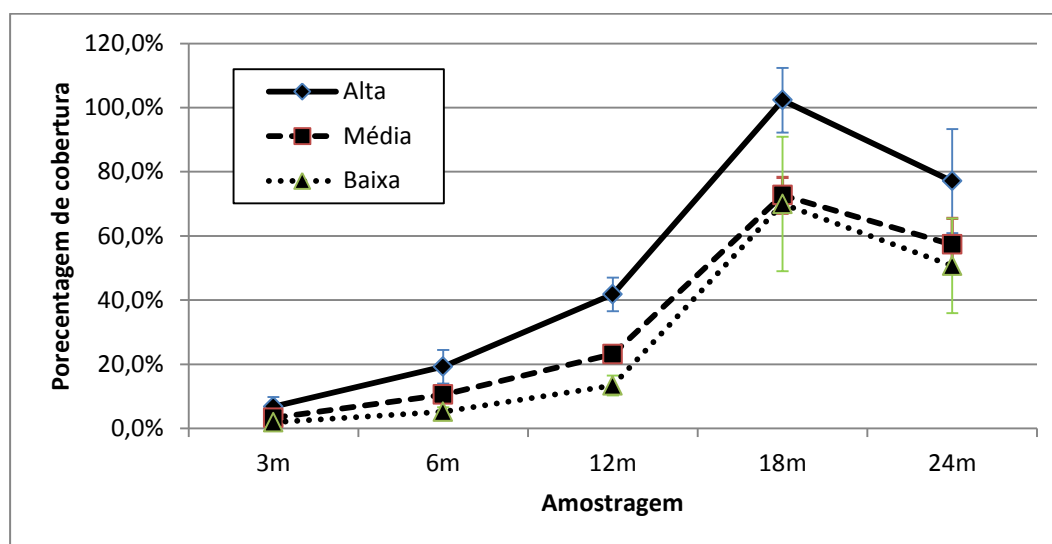


Figura 2.12. Trajetória de cobertura do solo por ervas e arbustos semeados ARBHERB nas três densidades de semeadura, nas 15 parcelas experimentais em todas as áreas nas amostragens I (3 meses), II (6 meses), III (12 meses), IV (18 meses) e V (24 meses) após o plantio. Representadas médias e erro padrão. Coberturas podem ser maiores que 100% pela metodologia de amostragem da cobertura do solo em quatro níveis (amostragens III, IV e V).

Algumas espécies de ervas e arbustos, como *Aristida gibbosa*, *Lepidaploa aurea* e

Achyrocline satureioides, iniciaram reprodução no primeiro e segundo anos após a semeadura,

inclusive recrutando novos indivíduos.



Figura 2.13. Área do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, dominada por gramíneas exóticas invasoras antes da intervenção de restauração.



Figura 2.14. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, preparo do solo com microtrator para plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.15. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.16. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, seis meses após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.17. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, um ano após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.

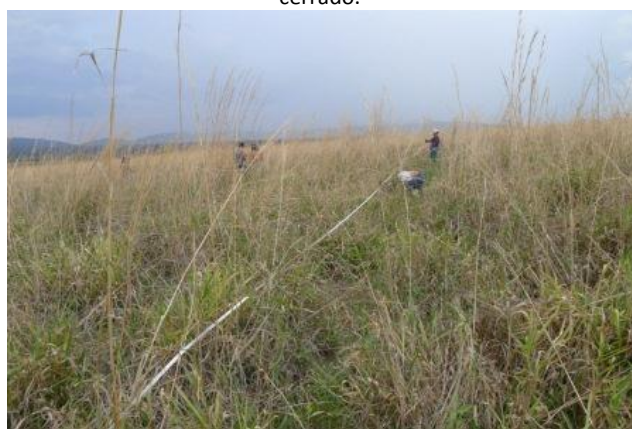


Figura 2.18. Área de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros/GO, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.19. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, dominada por gramíneas exóticas invasoras antes da intervenção de restauração.



Figura 2.20. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, preparo do solo com grade aradora acoplada a trator para plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.21. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.22. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, seis meses após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.23. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, um ano após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.24. Área da Reserva Biológica da Contagem – RBC/DF, dois anos após o plantio por semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Presença de inflorescências de *Aristida gibbosa* e *Achyrocline satureioides*.



Figura 2.25. Área Fazenda Entre Rios – FER, área controle dominada por gramíneas exóticas invasoras, similar à área antes da intervenção de restauração.



Figura 2.26. Área Fazenda Entre Rios – FER, seis meses após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.



Figura 2.27. Área Fazenda Entre Rios – FER, um ano após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Presença de *Lepidaploa aurea* florindo e frutificando.



Figura 2.28. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado.

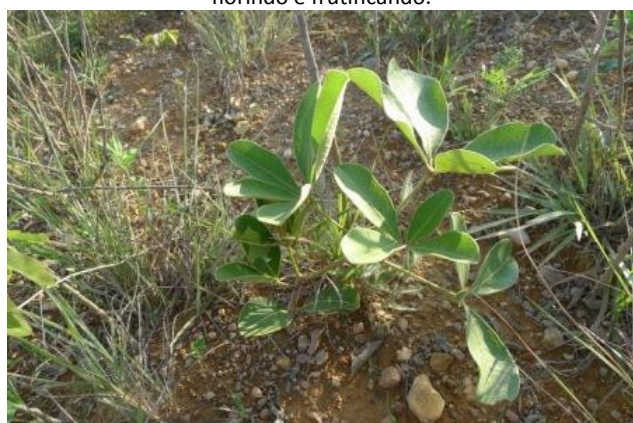


Figura 2.29. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Árvores desenvolvendo-se em meio às ervas e arbustos nativos.



Figura 2.30. Área Fazenda Entre Rios – FER, dois anos após o plantio por sementeira direta de espécies de ervas, arbustos e árvores nativas de cerrado. Várias árvores desenvolvendo-se em meio às ervas e arbustos nativos.

Discussão

A semeadura direta de espécies de ervas, arbustos e árvores em áreas de Cerrado, degradadas e dominadas por gramíneas exóticas, nas três densidades de semeadura avaliadas, mostrou-se eficaz para estabelecer uma comunidade com maior riqueza de espécies, maior diversidade e vegetação mais estruturada. Foi possível obter estrutura mais similar ao encontrado em áreas savânicas naturais de Cerrado (De Castro and Kauffman 1998) que a vegetação encontrada no local antes da intervenção, que pode ser caracterizada como um campo derivado (Veldman and Putz 2011), com menor diversidade, dominância de poucas espécies de gramíneas exóticas.

A densidade de espécies de árvores semeadas atingiu valor médio de 4,5 plântulas/m², o que perfaz uma média de 450.000 plântulas por hectare, valor bem acima daquele buscado pelo plantio de mudas, ou até usado como meta em semeadura direta (Aguirre et al. 2015): 1667 plantas/ha, que equivale ao plantio de mudas com espaçamento de 3 x 2 m. A densidade de plântulas obtida neste trabalho supera pouco o encontrado em áreas naturais de Cerrado (Salazar 2010), o que é um bom indício de que os processos naturais de competição e seleção irão atuar e que alguns destes indivíduos irão tornar-se adultos reprodutivos, tornando a comunidade auto-perpetuável.

As densidades crescentes de semeadura de espécies de preenchimento tenderam a resultar em maior cobertura espécies plantadas, conforme encontrado por Frances et al. (2010) e Burton et al (2006) mostrando que a limitação de propágulos pode ser fator determinante para a trajetória das áreas em recuperação. Efeitos dependentes da densidade e outros fatores podem ter afetado as plantas semeadas a densidades média e alta, pois a cobertura de nativas não atingiu patamares correspondentes ao dobro e quatro vezes maiores, como esperado apenas pela quantia de

propágulos semeada. Este resultado foi semelhante ao encontrado por Burton et al. (2006), em que maiores densidades de semeadura levaram a acréscimo em cobertura do solo e número de indivíduos, porém em maiores densidades houve maior mortalidade ao longo do tempo, apesar da cobertura do solo continuar aumentando. Ainda, pode haver relação não linear entre a quantia de sementes disposta e a cobertura do solo obtida.

Algumas espécies de arbustos e ervas apresentaram floração, frutificação, dispersão e recrutamento de novos indivíduos já nos primeiros anos após a semeadura. Espécies de reprodução precoce, nos primeiros anos após o plantio, permitem que a população se mantenha no sistema, caso as condições locais sejam favoráveis e indica melhor performance destas espécies (Pywell et al. 2003). A ocorrência destes processos ecológicos de manutenção da comunidade pode evidenciar maiores chances de sucesso em trajetória futura de maior integridade ecológica para o sistema.

O re-estabelecimento da população de GEI ocorreu por rebrota de indivíduos não eliminados pelo preparo das áreas e germinação do banco de sementes do solo. Plântulas GEI provenientes do banco de sementes do solo foi medido em uma área após dois gradeamentos atingindo cerca de 256 plântulas de GEI/m² (C. Faleiro et al., dados não publicados).

Condições e fatores locais podem influenciar o sucesso de restauração e ajudar a explicar as diferenças encontradas entre tratamentos de densidades de semeadura terem sido pouco expressivas, tais como o histórico e o preparo da área, espécie dominante e características do solo:

1- Equipamento utilizado no preparo do solo no PNCV, microtrator com enxada rotativa, possivelmente foi menos efetivo em provocar distúrbio, disponibilizar microsítios favoráveis e principalmente eliminar e controlar o retorno precoce das GEI pela menor profundidade de intervenção (cerca de 10 cm) que a grade aradora (cerca de 20cm).

2- Presença de diferentes GEI em cada bloco: Blocos com presença dominante de *Andropogon gayanus* (PNCV 2 e 3 e RBC) tenderam a menores proporções de cobertura do solo por

espécies nativas. Enquanto que em blocos experimentais previamente dominados por *Urochloa* spp. (PNCV1 e FER) o efeito desta espécie sobre o estabelecimento e crescimento inicial de espécies nativas pode ter sido menor nos dois primeiros anos após o plantio. Este efeito pode ser devido ao maior sombreamento proporcionado por *Andropogon gayanus*, que proporciona microclima favorável ao estabelecimento de espécies florestais (Guarino and Scariot 2014), mas pode prejudicar o crescimento e estabelecimento de espécies de ambientes abertos.

3- Diferenças na fertilidade do solo: o solo da área da FER possui diferenças com as demais áreas, sendo mais raso, mais claro, com maior presença de pedregulhos, indicando um solo possivelmente menos fértil. Diversos trabalhos (Lindsay and Cunningham 2011; Tilman 1987; Veldman and Putz 2011; Walker et al. 2004) indicam que a fertilidade favorece as espécies mais competitivas, como as GEI, e comunidades pouco ricas, sendo que maior biodiversidade em campos é associada à menor fertilidade do solo (Janssens et al. 1998). Portanto, este pode ter sido um fator que desfavoreceu as GEI e favoreceu as nativas plantadas na FER.

4- Distância de fragmentos remanescentes: Os remanescentes mais próximos foram encontrados na FER e RBC, o que pode ter influenciado a chegada de propágulos de plantas nativas não semeadas (NP). Este efeito é relatado na literatura para áreas florestais (Cubiña, Aide, and Cubin 2001; Zimmerman, Pascarella, and Aide 2000), com pouca informação sobre este fator em ambientes abertos.

5- A regeneração por espécies nativas não semeadas: As espécies mais encontradas nesta categoria, avaliadas pela cobertura do solo, foram gramíneas. Para espécies lenhosas, o banco de sementes do solo é pouco longo (Salazar et al. 2011, 2012), porém para gramíneas nativas existem poucos estudos disponíveis quanto à caracterização do banco de sementes. Para *Paspalum* spp, entre outras espécies, a luz tem efeito positivo na germinação (Carmona 1998), portanto a exposição do banco de sementes, se estas espécies estão presentes, pode levar à emergência.

Gonçalves et al. (2008) encontraram *Echinolaena inflexa* e duas espécies de *Paspalum* no banco de sementes do solo tanto na estação seca quanto chuvosa, porém não estudaram a longevidade deste banco de sementes. Pode ter ocorrido, ainda, rebrota do banco de gemas do solo, efeito já relatado para ambientes de Cerrado (Ferreira et al. 2015; Vieira et al. 2006). Porém, especialmente para espécies herbáceas, ainda pouco estudadas, a origem dos indivíduos recrutados (semente ou rebrota) é difícil de determinar sem um estudo específico.

6- Histórico da área: as áreas experimentais PNCV e FER haviam sido utilizadas como pastagem e RBC, utilizada para agricultura. Trabalhos em ambientes florestais mostram que o histórico de uso da área pode interferir nos resultados da restauração pela regeneração (Mesquita et al. 2001; Norden et al. 2011), entretanto, para ambientes gramíneos pouco se sabe. No entanto, é importante ressaltar que área experimental havia sido invadida por GEI após o abandono das práticas agrícolas, antes das intervenções para restauração. Não há muitas informações sobre o manejo prévio das três áreas, como forma de conversão da vegetação natural (ex. com ou sem destocamento de árvores), número e frequência de gradeamento das áreas e/ou replantio de espécies de gramíneas (no caso da FER e PNCV). Desta forma, os fatores locais apresentaram importância na trajetória e resultados de restauração. Porém estes fatores precisam ser melhor avaliados para respostas mais conclusivas quanto à sua importância e causalidade relativa aos resultados obtidos até o momento.

Assim, um fator importante a ser levado em conta em trabalhos de restauração ecológica é considerar a heterogeneidade natural dos ambientes (Palmer and Dixon 1990). As áreas que necessitam restauração têm características únicas devido à história evolutiva de cada ambiente e comunidade local, apesar de apresentarem algumas semelhanças. Esta variação ambiental em diferentes escalas proporciona diversidade de condições que reflete na biodiversidade, e um dos objetivos da restauração ecológica é manter esta biodiversidade. Desta forma, a variação

encontrada é positiva e o uso de um amplo leque de espécies nativas pode proporcionar amplas possibilidades de combinações de espécies que terão melhor estabelecimento em cada condição.

Conclusões Gerais

Neste trabalho, foi possível verificar o sucesso de estabelecimento e sobrevivência de 8 espécies de ervas, 11 arbustos e 39 árvores de Cerrado por meio da semeadura direta, que é um método eficaz e relativamente barato para restauração de áreas degradadas. A comunidade apresentou parâmetros de diversidade, riqueza e processos como reprodução e dispersão tornando-a mais próxima de ser autorregulada, diversa e mantida por seus próprios processos ecológicos.

Ressaltamos a importância da inclusão de espécies arbustivas e herbáceas em iniciativas de restauração de savanas e campos. Estas formas de vida são componentes fundamentais destas formações. A semeadura direta se mostrou eficaz no estabelecimento destas espécies juntamente com árvores. A maioria das espécies avaliadas apresentou muito bom estabelecimento e sobrevivência, indicando-as para iniciativas de restauração, porém sem excluir as espécies de menor sucesso e outras dezenas ou centenas que podem vir a ser testadas, conforme sugerido por (Gandolfi and Rodrigues 2013).

As espécies mais indicadas para ajudar nas etapas iniciais de controle das gramíneas exóticas são as ervas e arbustos que promovem um rápido recobrimento do solo. Condições locais, como preparo e histórico da área, espécie dominante e solo foram mais determinantes neste trabalho para o sucesso e trajetória da restauração que as densidades semeadas.

Desta forma, propomos que a roçagem no momento da floração, seguida de mais de uma gradagem na estação seca (indicado para áreas planas) ou uso de outras técnicas para controle de

gramíneas exóticas, e a sementeira de plantas nativas de diferentes formas de vida pode reduzir a dominância das gramíneas exóticas e aumentar a riqueza e diversidade de áreas abertas de Cerrado. Em geral, foi possível estabelecer rapidamente cobertura do solo por plantas nativas através de sementeira direta de gramíneas e arbustos, o que permite eliminar a dominância de gramíneas exóticas e reestabelecer estrutura de savana mesmo após distúrbio severo em Cerrado.

Referências bibliográficas

- Aguirre, Andrea Garafulic, Juliana Toledo Lima, Juliana Teixeira, and Sergius Gandolfi. 2015. "Potencial Da Sementeira Direta Na Restauração Florestal de Pastagem Abandonada No Município de Piracaia, SP, Brasil." *Hoehnea* 42(4):629–40.
- Aires, S. S., M. N. Sato, and H. S. Miranda. 2014. "Seed Characterization and Direct Sowing of Native Grass Species as a Management Tool." *Grass and Forage Science* 69(3):470–78.
- Ansley, R. James and Michael J. Castellano. 2006. "Strategies for Savanna Restoration in the Southern Great Plains: Effects of Fire and Herbicides." *Restoration Ecology* 14(3):420–28.
- Assad, E. D., E. E. Sano, R. Masumoto, L. H. De Castro, and F. A. M. Da Silva. 1993. "Veranicos Na Região Dos Cerrados Brasileiros Frequencia E Probabilidade de Ocorrência." *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 28(9):993–1003.
- Bates, Douglas, Martin Mächler, Benjamin M. Bolker, and Steven C. Walker. 2015. "Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4." *Journal of Statistical Software* 67(1):1–48.
- Beisner, B. E., D. T. Haydon, and K. Cuddington. 2003. "Alternative Stable States in Ecology." *Front Ecol Environ* 1(7):376–82.
- Bond, W. J., K. I. Woodward, and G. E. Midgley. 2005. "The Global Distribution of Ecosystems in a World without Fire." *New Phytologist* 165:525–38.
- Bond, William J. and Catherine L. Parr. 2010. "Beyond the Forest Edge: Ecology, Diversity and Conservation of the Grassy Biomes." *Biological Conservation* 143(10):2395–2404. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>).
- Le Bourlegat, Jeanne Marie Garcia, Sergius Gandolfi, Pedro Henrique Santim Brancalion, and Carlos Tadeu Dos Santos Dias. 2013. "Enriquecimento de Floresta Em Restauração Por Meio de Sementeira Direta de Lianas." *Hoehnea* 40(3):465–72.
- Brancalion, Pedro Henrique Santin, Sergius Gandolfi, and Ricardo Ribeiro Rodrigues. 2015. *Restauração Florestal*.
- BRASIL. 2000. "Lei 9.985, de 18 de Julho de 2000 - Sistema Nacional de Unidades de Conservação."

- Burton, Carla M., Philip J. Burton, Richard Hebda, and Nancy J. Turner. 2006. "Determining the Optimal Sowing Density for a Mixture of Native Plants Used to Revegetate Degraded Ecosystems." *Restoration Ecology* 14(3):379–90.
- Cabin, Robert J. et al. 2002. "Effects of Light, Alien Grass, and Native Species Additions on Hawaiian Dry Forest Restoration." *Ecological Applications* 12(6):1595–1610.
- Campos-Filho, Eduardo M. et al. 2013. "Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil." *Journal of Sustainable Forestry* 32(7):702–27.
- Carmona, R. 1992. "PROBLEMÁTICA E MANEJO DE BANCOS DE SEMENTES DE INVASORASEM SOLOS AGRÍCOLAS." *Planta Daninha* 10(1/2):5–16.
- Carmona, Ricardo. 1998. "Fatores Que Afetam a Germinação de Sementes de Gramíneas Nativas Do Cerrado." *Revista Brasileira de Sementes* 20(1):16–22.
- Carmona, Ricardo, Carlos Romero Martins, and Alessandra Pereira Fávero. 1999. "Características de Sementes de Gramíneas Nativas Do Cerrado." *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 34(6):1067–74.
- De Castro, Elmar Andrade and J. Boone Kauffman. 1998. "Ecosystem Structure in the Brazilian Cerrado: A Vegetation Gradient of Aboveground Biomass, Root Mass and Consumption by Fire." *Journal of Tropical Ecology* 14(3):263–83.
- Cava, Mario Guilherme de Biagi. 2014. "RESTAURAÇÃO DO CERRADO: A INFLUÊNCIA DAS TÉCNICAS E DE FATORES ECOLÓGICOS SOBRE O DESENVOLVIMENTO INICIAL DA COMUNIDADE LENHOSA." Universidade Estadual Paulista.
- Chapin, F. S. et al. 2000. "Consequences of Changing Biodiversity." *Nature* 405(6783):234–42.
- Chazdon, Robin L. 2008. "Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands." *Science* 320(5882):1458–60.
- Chazdon, Robin L. et al. 2016. "Carbon Sequestration Potential of Second-Growth Forest Regeneration in the Latin American Tropics." *Science Advances* 2(5).
- Cole, R. J., K. D. Holl, C. L. Keene, and R. a. Zahawi. 2011. "Direct Seeding of Late-Successional Trees to Restore Tropical Montane Forest." *Forest Ecology and Management* 261(10):1590–97.
- Cubiña, Alejandro, T. Mitchell Aide, and Alejandro Cubin. 2001. "The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture." 33(2):260–67.
- D'Antonio & Vitousek. 1992. "Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass-Fire Cycle, and Global Change." *Ann Rev Ecol & Sys* 23:63–87.
- Donath, Tobias W., Stephanie Bissels, Norbert Hölzel, and Annette Otte. 2007. "Large Scale Application of Diaspore Transfer with Plant Material in Restoration Practice - Impact of Seed and Microsite Limitation." *Biological Conservation* 138(1-2):224–34.
- Doust, Susan J., Peter D. Erskine, and David Lamb. 2006. "Direct Seeding to Restore Rainforest Species: Microsite Effects on the Early Establishment and Growth of Rainforest Tree Seedlings on Degraded Land in the Wet Tropics of Australia." *Forest Ecology and Management* 234:333–43.

- Doust, Susan J., Peter D. Erskine, and David Lamb. 2008. "Restoring Rainforest Species by Direct Seeding : Tree Seedling Establishment and Growth Performance on Degraded Land in the Wet Tropics of Australia." *Forest Ecology and Management* 256:1178–88.
- Dunn, Patrick. 1998. *Prairie Habitat Restoration and Maintenance on Fort Lewis and within the South Puget Sound Prairie Landscape*.
- Durigan, Giselda, Natalia Guerin, and José Nicola Martorano Neves da Costa. 2013. "Ecological Restoration of Xingu Basin Headwaters: Motivations, Engagement, Challenges and Perspectives." *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368:1–9.
- Durigan, Giselda, A. C. G. Melo, Wilson Aparecido Contieri, and Hiroshi Nakata. 2004. "Regeneração Natural Da Vegetação de Cerrado Sob Florestas Plantadas Com Espécies Nativas E Exóticas." *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Instituto Florestal* 349–62.
- Engel, Vera Lex and John a Parrotta. 2001. "An Evaluation of Direct Seeding for Reforestation of Degraded Lands in Central Sao Paulo State, Brazil." *Forest Ecology and Management* 152(1-3):169–81.
- Ferreira, Maxmiller C., Bruno M. T. Walter, and Daniel L. M. Vieira. 2015. "Topsoil Translocation for Brazilian Savanna Restoration: Propagation of Herbs, Shrubs, and Trees." *Restoration Ecology* 23(6):723–28.
- Field, Christopher B., Michael J. Behrenfeld, James T. Randerson, and Paul Falkowski. 1998. "Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components." *Science* 281:237–40.
- Foxcroft, Llewellyn C., David M. Richardson, Marcel Rejmánek, and Petr Pyšek. 2010. "Alien Plant Invasions in Tropical and Sub-Tropical Savannas: Patterns, Processes and Prospects." *Biological Invasions* 12(12):3913–33.
- Frances, Anne L., Carrie Reinhardt Adams, and Jeffrey G. Norcini. 2010. "Importance of Seed and Microsite Limitation : Native Wildflower Establishment in Non-Native Pasture." *Restoration Ecology* 18(6):944–53.
- Gandolfi, Sergius and Ricardo Ribeiro Rodrigues. 2013. "Quando O Melhor Pode Ser O Pior: Como Pensar a Biodiversidade Na Restauração Ecológica." *Revista CAITITU* 1(1):17–20.
- García-Núñez, Carlos, Aura Azócar, and Juan F. Silva. 2001. "Seed Production and Soil Seed Bank in Three Evergreen Woody Species from a Neotropical Savanna." *Journal of Tropical Ecology* 17(04):563–76.
- Gibson-Roy, Paul, Greg Moore, John Delpratt, and Jess Gardner. 2010. "Expanding Horizons for Herbaceous Ecosystem Restoration: The Grassy Groundcover Restoration Project." *Ecological Management and Restoration* 11(3):176–86.
- Gonçalves, Augusta Rosa, Rosana De Carvalho Cristo Martins, Ildeu Soares Martins, and Jeanine Maria Felfili. 2008. "Bancos de Sementes Do Sub-Bosque de Pinus Spp. E Eucalyptus Spp. Na Flona de Brasília." *Cerne* 14(1):23–32.

- Gonçalves, João Vitor Scaff, Maria Joana Ferreira Albrecht, Thelma Shirlen Soares, and Miranda Titon. 2008. "Caracterização Física E Avaliação Da Pré-Embebição Na Germinação de Sementes de Sucupir." *Cerne, Lavras* 14(4):330–34.
- Guarino, Ernestino de Souza Gomes and Aldicir Scariot. 2014. "Direct Seeding of Dry Forest Tree Species in Abandoned Pastures: Effects of Grass Canopy and Seed Burial on Germination." *Ecological Research* 29(3):473–82.
- Herrick, Jeffrey E., Justin W. Van Zee, Kris M. Havstad, Laura M. Burkett, and Walter G. Whitford. 2005. "Monitoring Manual for Grassland, Shrubland and Savana Ecosystems. Vol 1."
- Herrick, Jeffrey E., Justin W. Van Zee, Kris M. Havstad, Laura M. Burkett, and Walter G. Whitford. 2009. *Monitoring Manual for Grassland Shrubland and Savanna Ecosystems Volume I : Quick Start*. Las Cruces, New Mexico: USDA-ARS Jornada Experimental Range.
- Higgins, Steven I., William J. Bond, Winston S. W. Trollope, William J. Bondt, and Winston S. W. Trollope. 2000. "Fire, Resprouting and Variability: A Recipe for Grass-Tree Coexistence in Savanna." *Source: Journal of Ecology Journal of Ecology Journal of Ecology* 88(88):213–29.
- Hobbs, R. J. and J. a Harris. 2001. "Restoration Ecology : Repairing the Earth ' S Ecosystems in the New Millennium." *Restoration Ecology* 9(2):239–46.
- Hobbs, Richard J. 2007. "Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research." *Restoration Ecology* 15(2):354–57.
- Hoffmann, William a et al. 2004. "Impact of the Invasive Alien Grass." *Diversity and Distributions* 99–103.
- Hoffmann, William A. and Augusto C. Franco. 2003. "Comparative Growth Analysis of Tropical Forest and Savanna Woody Plants Using Phylogenetically Independent Contrasts." *Journal of Ecology* 91(3):475–84.
- Hoffmann, William a. and M. Haridasan. 2008. "The Invasive Grass, *Melinis Minutiflora*, Inhibits Tree Regeneration in a Neotropical Savanna." *Austral Ecology* 33(1):29–36.
- Holl, Karen D. et al. 2014. "Efficacy of Exotic Control Strategies for Restoring Coastal Prairie Grasses." *Weed Science Society of America* 7(4):590–98. Retrieved (<http://www.bioone.org/doi/full/10.1614/IPSM-D-14-00031.1>).
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, H. V Lin, and Ivan A. Samuels. 2000. "Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment." *Restoration Ecology* 8(4):339–49.
- Horowitz, Christiane, Carlos Romero Martins, Bruno Machado, and Teles Walter. 2013. "Flora Exótica No Parque Nacional de Brasília: Levantamento E Classificação Das Espécies." *Biodiversidade brasileira* 3(2):50–73.
- Hughes, Flint and Peter M. Vitousek. 1993. "Barriers to Shrub Reestablishment Following Fire in the Seasonal Submontane Zone of Hawai'i." *Oecologia* 93(4):557–63.
- INMET. 2009. "Normais Climatológicas Do Brasil 1961-1990."

- Janssens, F. et al. 1998. "Relationship between Soil Chemical Factors and Grassland Diversity." *Plant and Soil* 202(1):69–78. Retrieved (<http://www.springerlink.com/index/R6371V0833202462.pdf>).
- Kanegae, Mieko F., Vívian Da S. Braz, and Augusto C. Franco. 2000. "Efeitos Da Seca Sazonal E Disponibilidade de Luz Na Sobrevivência E Crescimento de Bowdichia Virgilioides Em Duas Fitofisionomias Típicas Dos Cerrados Do Brasil Central." *Revista Brasileira de Botânica* 23(4):459–68.
- Kato-Noguchi, Hisashi et al. 2014. "Phytotoxic Substances with Allelopathic Activity May Be Central to the Strong Invasive Potential of *Brachiaria Brizantha*." *Journal of Plant Physiology* 171(7):525–30. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.1016/j.jplph.2013.11.010>).
- Kiehl, Kathrin, Anita Kirmer, Tobias W. Donath, Leonid Rasran, and Norbert H??lzel. 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.
- Kinyua, David, Lauren E. McGeoch, Nicholas Georgiadis, and Truman P. Young. 2010. "Short-Term and Long-Term Effects of Soil Ripping, Seeding, and Fertilization on the Restoration of a Tropical Rangeland." *Restoration Ecology* 18(SUPPL. 1):226–33.
- Knight, A. J. P., P. E. Beale, and G. S. Dalton. 1998. "Direct Seeding of Native Trees and Shrubs in Low Rainfall Areas and on Non-Wetting Sands in South Australia." *Agroforest Syst* 39:225–39.
- Kuhlmann, Marcelo. 2012. *Frutos E Sementes Do Cerrado Atrativos Para a Fauna: Guia de Campo*. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado.
- Kutschenko, Danielli Cristina. 2009. "Fenologia E Caracterização de Frutos E Sementes de Um Cerrado Sensu Stricto, Jardim Botânico de Brasília, Distrito Federal, Brasil, Com Ênfase Nas Espécies Com Síndrome Ornitócorica." Universidade de Brasília.
- Van Langevelde, Frank et al. 2003. "Effects of Fire and Herbivory on the Stability of Savanna Ecosystems." *Ecology* 84(2):337–50. Retrieved ([http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0337:EOFAHO\]2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1890/0012-9658(2003)084[0337:EOFAHO]2.0.CO;2)).
- Levine, J. M. et al. 2003. "Mechanisms Underlying the Impacts of Exotic Plant Invasions." *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270(1517):775–81.
- Lindsay, Elizabeth a. and Saul a. Cunningham. 2011. "Native Grass Establishment in Grassy Woodlands with Nutrient Enriched Soil and Exotic Grass Invasion." *Restoration Ecology* 19(SPEC.ISSUE):131–40.
- Lockwood, Julie L., Martha F. Hoopes, and Michael P. Marchetti. 2007. *Invasion Ecology*. Victoria, Australia: Blackwell.
- Mantovani, Waldir. 1990. "O MÉTODO DE PONTOS." *Acta Botanica Brasilica* 4(2):95–122.
- Martins, C. R., J. D. V. Hay, B. M. T. Walter, C. E. B. Proença, and L. J. Vivaldi. 2011. "Impacto Da Invasão E Do Manejo Do Capim-Gordura (*Melinis Minutiflora*) Sobre a Riqueza E Biomassa Da Flora Nativa Do Cerrado Sentido Restrito." *Revista Brasileira de Botânica* 34(1):73–90.

- Mendonça, R. C. et al. 2008. "Flora Vascular Do Bioma Cerrado: Checklist Com 12.356 Espécies." Pp. 422–42 in *Cerrado: ecologia e flora, Vol. 2*, edited by A. S. P. and R. J. F. Sano S.M. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Mesquita, R. C. G., K. Ickes, G. Ganade, and G. B. Williamson. 2001. "Alternative Successional Pathways in the Amazon Basin." *Journal of Ecology* 89:528–37.
- Ministério do Meio Ambiente - MMA - Brasil. 2015. "Mapeamento Do Uso E Cobertura Do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado." 67.
- Mori, Edson Seizo, Fátima C. M. Piña-Rodrigues, and Nobel Penteado de Freitas. 2012. *Sementes Florestais: Guia Para Germinação de 100 Espécies Nativas*. edited by R. B. Martins. São Paulo, SP: Instituto Refloresta.
- Mortlock, Bw. 2000. "Local Seed for Revegetation." *Ecological Management & Restoration* 1(2):93–101. Retrieved (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1442-8903.2000.00029.x/full>).
- Myers, Norman, R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. B. A. Fonseca, and J. Kent. 2000. "Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities." *Nature* 403(February):853–58.
- Norden, Natalia, Rita C. G. Mesquita, Tony V. Bentos, Robin L. Chazdon, and G. Bruce Williamson. 2011. "Contrasting Community Compensatory Trends in Alternative Successional Pathways in Central Amazonia." *Oikos* 120(1):143–51.
- Oksanen, Jari et al. 2016. "Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5." Retrieved (<http://cran.r-project.org/package=vegan>).
- Oliveira, Anderson José Ferreira De. 2013. "Recuperação De Uma Área Degradada Do Cerrado Através De Modelos De Nucleação, Galharias E Transposição De Banco De Sementes." Universidade de Brasília.
- Oliveira, R. S. et al. 2005. "Deep Root Function in Soil Water Dynamics in Cerrado Savannas of Central Brazil." *Functional Ecology* 19(4):574–81.
- Overbeck, Gerhard E. et al. 2013. "Restoration Ecology in Brazil-Time to Step out of the Forest." *Natureza e Conservacao* 11(1):92–95.
- Palma, Ana Cristina and Susan G. W. Laurance. 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(4):561–68.
- Palmer, Michael W. and Philip M. Dixon. 1990. "Small-Scale Environmental Heterogeneity and the Analysis of Species Distributions along Gradients." *Journal of Vegetation Science* 1(1):57–65. Retrieved (<http://dx.doi.org/10.2307/3236053>).
- Pereira, Silvia R., Valdemir a. Laura, and Andréa L. T. Souza. 2013. "Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods." *Restoration Ecology* 21(1):67–74.
- Pywell, Richard F. et al. 2003. "Plant Traits as Predictors of Performance in Ecological Restoration." *Journal of Applied Ecology* 40(1):65–77.

- Quinn, Gerry P. and Michael J. Keough. 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press.
- R Core Team. 2014. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved (<http://www.r-project.org/>).
- Ratter, J. A., José Felipe Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. "The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to Its Biodiversity." *Annals of Botany* 80:223–30.
- Reatto, Adriana, M. F. R. FARIAS, A. V da SILVA, and S. T. SPERA. 2002. "Levantamento de Reconhecimento Da Alta Intensidade Dos Solos Da Apa de Cafuringa-DF, Escala 1: 100.000." *Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*.
- Rodrigues, Ricardo R., Renato A. F. Lima, Sérgio S?rgius Gandolfi, and André G. Andr?? G. Nave. 2009. "On the Restoration of High Diversity Forests: 30 Years of Experience in the Brazilian Atlantic Forest." *Biological Conservation* 142(6):1242–51.
- da Rosa, A. N. and R. C. Tolentino. 2009. *Plano de Manejo Parque Nacional Chapada Dos Veadeiros*. Brasília, DF.
- Ruiz-Jaen, Maria C. and T. Mitchell Aide. 2005. "Restoration Success : How Is It Being Measured ?" 13(3):569–77.
- Ruiz-Jaén, María C. and T. Mitchell Aide. 2005. "Vegetation Structure, Species Diversity, and Ecosystem Processes as Measures of Restoration Success." *Forest Ecology and Management* 218(1-3):159–73.
- Salazar, Ana. 2010. "Seed Dynamics and Seedling Establishment of Woody Species in the Tropical Savannas of Central Brazil (Cerrado)." 180. Retrieved (http://scholarlyrepository.miami.edu/oa_dissertations/371/).
- Salazar, Ana, Guillermo Goldstein, Augusto C. Franco, and Fernando Miralles-Wilhelm. 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(02):103–16.
- Salazar, Ana, Guillermo Goldstein, Augusto C. Franco, and Fernando Miralles-Wilhelm. 2012. "Seed Limitation of Woody Plants in Neotropical Savannas." *Plant Ecology* 213(2):273–87.
- Salomão, Antonieta Nassif et al. 2003. *Germinação de Sementes E Produção de Mudas de Plantas Do Cerrado*. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado.
- Sampaio, Alexandre Bonesso et al. 2015. *Guia de Restauração Do Cerrado Volume 1 - Semeadura Direta*. Brasília/DF.
- Sano, Edson Eyji, Roberto Rosa, J. L. S. Brito, and L. Guimaraes Ferreira. 2007. *Mapeamento de Cobertura Cegetal Do Bioma Cerrado: Estratégias E Resultados*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados.
- Santos, Larissa Carolina Amorim dos. 2010. "A EFIÊNCIA DA SEMEADURA DIRETA PARA A REVEGETAÇÃO DE UMA JAZIDA DE CASCALHO NA FAZENDA ÁGUA LIMPA , APA GAMA CABEÇA DE VEADO, BRASÍLIA, DF." Universidade de Brasília.

- Scholes, R. J. and S. R. Archer. 1997. "Tree-Glass Interactions in Savannas." *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28(1997):517–44.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. *Princípios Da SER Internacional Sobre a Restauração Ecológica*. Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Silva, Lucas C. R. and Rodrigo S. Corrêa. 2010. "Evolução Da Qualidade Do Substrato de Uma Área Minerada No Cerrado Revegetada Com *Stylosanthes* Spp." *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 14(8):835–41.
- Silva, Raíssa P. R. P., Daniel R. Oliveira, Gustavo P. E. da Rocha, and Daniel L. M. Vieira. 2015. "Direct Seeding of Brazilian Savanna Trees: Effects of Plant Cover and Fertilization on Seedling Establishment and Growth." *Restoration Ecology* 1–9.
- Silva, Raissa Ribeiro Pereira. 2015. "Semeadura Direta de Árvores Do Cerrado: Testando Técnicas Agroecológicas Para O Aperfeiçoamento Do Método." Universidade de Brasília.
- Soares-filho, Britaldo et al. 2014. "Cracking Brazil ' S Forest Code." *Science* 344(April):363–64.
- Sovu, Patrice Savadogo, Mulualem Tigabu, and Per Christer Odén. 2010. "Restoration of Former Grazing Lands in the Highlands of Laos Using Direct Seeding of Four Native Tree Species." *Mountain Research and Development* 30(3):232–43.
- Starr, Carolina Rizzi, Rodrigo Studart Corrêa, Tarciso De Sousa Filgueiras, Jonh du Vall Hay, and Perseu Fernando dos Santos. 2012. "Plant Colonization in a Gravel Mine Revegetated with *Stylosanthes* Spp. in a Neotropical Savanna." *Landscape and Ecological Engineering*.
- Le Stradic, Soizig, Elise Buisson, and Geraldo W. Fernandes. 2014. "Restoration of Neotropical Grasslands Degraded by Quarrying Using Hay Transfer." *Applied Vegetation Science* 17(3):482–92.
- Suding, Katharine N., Katherine L. Gross, and Gregory R. Houseman. 2004. "Alternative States and Positive Feedbacks in Restoration Ecology." *Ecology and Evolution* 19(1):46–53.
- Tilman, D. 1997. "Community Invasibility , Recruitment Limitation , and Grassland Biodiversity." *Ecology* 78(1):81–92.
- Tilman, David. 1987. "Secondary Succession and the Pattern of Plant Dominance along Experimental Nitrogen Gradients." *Ecological Monographs* 57(3):189–214.
- Veldman, Joseph W. et al. 2015. "Toward an Old-Growth Concept for Grasslands, Savannas, and Woodlands." *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(3):154–62.
- Veldman, Joseph W., Gerhard E. Overbeck, Daniel Negreiros, Gregory Mahy, and W. J. Stradic, Soizig L E; Fernandes, G. W; Durigan, Giselda; Buisson, E.; Putz, F.; Bond. 2015. "Where Tree Planting and Forest Expansion Are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services." *BioScience Advance Acces* 20(10):1–8.
- Veldman, Joseph W. and Francis E. Putz. 2011. "Grass-Dominated Vegetation, Not Species-Diverse Natural Savanna, Replaces Degraded Tropical Forests on the Southern Edge of the Amazon Basin." *Biological Conservation* 144(5):1419–29.

- Vieira, Daniel L. M., Aldicir Scariot, Alexandre B. Sampaio, and Karen D. Holl. 2006. "Tropical Dry-Forest Regeneration from Root Suckers in Central Brazil." 353–57.
- Walker, Kevin J. et al. 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):1–18. Retrieved (<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320703004178>).
- Williams, David G. and Zdravko Baruch. 2000. "African Grass Invasion in the Americas: Ecosystem Consequences and the Role of Ecophysiology." *Biological Invasions* 2(2):123–40.
- Young, Truman P., Jonathan M. Chase, and Russell T. Huddleston. 2001. "Community Succession and Assembly Comparing , Contrasting and Combining Paradigms in the Context of Ecological Restoration." *Ecological Restoration* 19:5–18.
- Young, Truman P., Katharine L. Stuble, Jennifer A. Balachowski, and Chhaya M. Werner. 2016. "Using Priority Effects to Manipulate Competitive Relationships in Restoration." *Restoration Ecology* 1–10.
- Zenni, Rafael Dudeque and Sílvia Renate Ziller. 2011. "An Overview of Invasive Plants in Brazil." *Revista Brasileira de Botânica* 34(3):431–46.
- Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella, and T. M. Aide. 2000. "Barriers to Forest Regeneration in an Abandoned Pasture in Puerto Rico." *Restoration Ecology* 8(4):350–60.