

RAQUEL APARECIDA PASSARETTI

**SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS DE CERRADO:
DIFERENÇAS ENTRE ESPÉCIES E EFEITOS DA MATOCOMPETIÇÃO**

Botucatu

2018

RAQUEL APARECIDA PASSARETTI

**SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS DE CERRADO:
DIFERENÇAS ENTRE ESPÉCIES E EFEITOS DA MATOCOMPETIÇÃO**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus
de Botucatu, para obtenção do título de
Mestre em Ciência Florestal.

Orientadora: Dra. Giselda Durigan

Botucatu

2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

P286s	Passaretti, Raquel Aparecida, 1989- Semeadura direta de espécies arbóreas nativas de cerrado: diferenças entre espécies e efeitos da matocompetição / Raquel Aparecida Passaretti. - Botucatu: [s.n.], 2018 95 p.: fots. color., grafs. color., ils. color., tabs. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2018 Orientadora: Giselda Durigan Inclui bibliografia 1. Florestas - Restauração. 2. Recuperação ecológica. 3. Semeadura. 4. Gramíneas nativas. 5. Plantas - Competição. I. Durigan, Giselda. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.
-------	--

Elaborada por Ana Lucia G. Kempinas - CRB-8:7310

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte"

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS DE CERRADO:
DIFERENÇAS ENTRE ESPÉCIES E EFEITOS DA MATOCOMPETIÇÃO

AUTORA: RAQUEL APARECIDA PASSARETTI

ORIENTADORA: GISELDA DURIGAN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIA FLORESTAL,
pela Comissão Examinadora:


Prof.ª Dr.ª GISELDA DURIGAN
Divisão de Florestas e Estações Experimentais - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de
São Paulo - Assis/SP


Prof. Dr. OSMAR CAVASSAN
Ciências Biológicas / Faculdade de Ciências de Bauru


Prof.ª Dr.ª VERA LEX ENGEL
Ciência Florestal / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Botucatu, 20 de agosto de 2018

Aos meus pais,
Juliano e Maria Odele,
dedico

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

A realização desta pesquisa só foi possível graças a ajuda de pessoas de extrema competência e comprometimento, com as quais tive o privilégio de poder contar em todos os momentos. Espero profundamente ter oportunidade de retribuir o valioso apoio de cada um de vocês.

À orientadora, Dra. Giselda Durigan, pela confiança e orientação acima de todas as expectativas. Muito obrigada, Giselda, pelos ensinamentos para a ciência e para a vida.

À amiga Natashi Pilon, pelos ensinamentos, paciência, ajuda com as disciplinas do mestrado, análises estatísticas e em todas as outras etapas da pesquisa, sobretudo por todo o carinho e amizade.

À AES Tietê Energia S/A e a toda equipe de Programas Ambientais, pela liberação e apoio para a realização do mestrado, em especial ao meu coordenador, Odemberg Veronez, pela viabilização do projeto e incentivo constante.

À Ceiba Consultoria, Paulo Cesar e Roberto Bretzel, em especial, ao Valdir Fernandes pela inteligência para resolver os contratempos e impecável trabalho de campo.

Ao Laboratório de Sementes e Mudas Florestais (LASEM), da UFSCar, em especial à Dra. Fátima Piña-Rodrigues e Dr. Alexandre Carneiro da Silva, por todo o apoio com os testes de germinação e viabilidade de sementes.

Ao Laboratório de Ecologia da Restauração Florestal (LERF) da Unesp Botucatu, em especial à Dra. Vera Lex, Dra. Rita Camila e Dr. Deivid Machado pelo empréstimo de equipamentos para as medições e auxílio com a secagem das plantas.

Ao Herbário da Unesp de Bauru, em especial Dr. Osmar Cavassan e Camila Campanha, pelo empréstimo de materiais para medição das plantas em campo.

Ao Sr. Jocelino Silva, responsável pelo viveiro da UHE Promissão, pelas dicas sobre a quebra de dormência das sementes e sabedoria gentilmente compartilhada.

Ao colega Mário Cava, pela atenção, explicações e revisão do delineamento experimental.

Ao colega Emerson, pelo apoio no planejamento, escolha da área, dicas e aulas de direção.

Ao Dr. Antônio Carlos Melo, por todas as dicas, auxílio com a obtenção das sementes e auxílio no planejamento do projeto.

Aos amigos Fernanda, Vinícius, Janaína, Bianca, Larissa e Michelazzo, pelo companheirismo diário, que tornam minha vida mais leve e alegre.

Aos amigos Eduardo Gonçalves, Vitória Sifuentes e Natália Paes, que mesmo distantes me incentivaram fortemente para a finalização deste trabalho.

Aos amigos Luis e Diego, por estarem sempre dispostos a me acolher e ajudar em qualquer situação.

À amiga Thaís Araújo pelas conversas, incentivo e pela ajuda com o árduo trabalho em campo.

Ao amigo Bruno Francisco, por me apoiar em todas as fases do mestrado, desde o preparo do material e cansativos trabalhos de campo, até a escrita final da dissertação, e, sobretudo, pelas discussões, risadas, companheirismo e atenção.

À minha mãe, Maria Odete, pela ajuda com a preparação das sementes, materiais de campo, ideias e conselhos.

À minha família amada, irmão Juliano, irmã Renata, sobrinha Natasha, Pai e Mãe, por estarem sempre dispostos a me ajudar em qualquer situação.

Aos professores que aceitaram compor a banca de qualificação desta dissertação: Dra. Magali Ribeiro da Silva, Dr. Deivid Lopes Machado e Dra. Geissianny Bessão de Assis. E aos professores que aceitaram ser membros da banca de defesa: Dr. Osmar Cavassan, Dra. Vera Lex, Dra. Maria Teresa Zugliani Toniato e Dr. Deivid Lopes Machado.

A todos que de alguma forma contribuíram para a pesquisa, mesmo que não tenham sido aqui mencionados.

Muito obrigada!

“Todos estão loucos, neste mundo? Porque a cabeça da gente é uma só, e as coisas que há e que estão para haver são demais de muitas, muito maiores diferentes, e a gente tem de necessitar de aumentar a cabeça, para o total”.

[João Guimarães Rosa, excerto de Grande Sertão: Veredas (1956)].

RESUMO

Face à expressiva degradação a que o Cerrado brasileiro vem sendo submetido, é de grande importância a investigação e o desenvolvimento de métodos para a sua restauração. Atualmente, há obstáculos ecológicos e tecnológicos para a restauração da vegetação de cerrado, tais como a presença de espécies exóticas invasoras, a estação seca prolongada, a dificuldade para obtenção de mudas de espécies nativas em viveiros e a falta de conhecimento para a escolha de espécies adequadas para cada técnica de restauração. O entendimento acerca do desempenho de diferentes espécies arbóreas nativas semeadas diretamente em campo e dos efeitos da matocompetição sobre o desempenho dessas espécies é altamente relevante para a superação dos obstáculos mencionados. Os objetivos deste estudo foram: (i) comparar o desempenho de espécies arbóreas nativas por meio de semeadura direta, em busca de padrões funcionais que expliquem esse desempenho, (ii) verificar se o desempenho das espécies é comprometido pela matocompetição e (iii) verificar se a semeadura consorciada com gramíneas nativas pode inibir o estabelecimento da matocompetição. Instalamos um experimento fatorial em blocos (5 blocos) com os seguintes fatores: 1) espécies nativas arbóreas (11); 2) controle de matocompetição (sim ou não) e 3) consorciação com um mix de seis gramíneas nativas (sim ou não). O experimento totalizou 110 parcelas de 4 m² cada, distribuídas nos 5 blocos. Em cada parcela semearmos 100 sementes de uma espécie arbórea aleatoriamente definida, em linhas, com 20 cm entre sementes. Contamos a quantidade de indivíduos arbóreos emergidos e mortos aos 10, 20 e 30 dias após a semeadura e, posteriormente, ao término das estações seca e chuvosa. Após um ano, medimos a altura e o diâmetro do caule dos indivíduos sobreviventes e estimamos a porcentagem de cobertura do terreno por gramíneas nativas e por matocompetição em cada parcela. Adicionalmente, medimos o comprimento e quantificamos a biomassa seca da parte aérea e da parte subterrânea de 11 indivíduos de cada espécie arbórea e apresentamos uma estimativa de custos da semeadura direta. Observamos diferença no desempenho entre tratamentos para algumas espécies que foram prejudicadas pela matocompetição. As espécies *Dipteryx alata*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Plathymenia reticulata* apresentaram os maiores valores médios de taxa de sobrevivência (superiores a 60%) e as duas espécies do gênero *Stryphnodendron* apresentaram os piores desempenhos (ao redor de 20%). A presença de gramíneas nativas não beneficiou nenhuma espécie arbórea nem inibiu a colonização e o desenvolvimento da matocompetição. A interação entre as variáveis massa das sementes, biomassa raiz:parte aérea e comprimento do sistema radicular explicou 93% da variação na sobrevivência das plântulas em campo. Conclui-se que a semeadura direta de espécies arbóreas em cerrado pode ser bem sucedida, especialmente para espécies com sementes grandes, raízes profundas e que investem mais em sistema subterrâneo do que em parte aérea, que são atributos funcionais relacionados com a capacidade de sobreviver em condições de déficit hídrico. Embora algumas espécies possam ter sucesso sob matocompetição, o controle de gramíneas exóticas e ervas ruderais pode viabilizar a semeadura direta para um conjunto maior de espécies.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Cerrado. Sementes. Árvores. Gramíneas nativas. Competição. Atributos funcionais.

ABSTRACT

In view of the vast and fast degradation to which Brazilian Cerrado has been submitted, it is of great importance to find adequate restoration techniques to be widely applied. There are currently ecological and technological challenges for the restoration of the cerrado vegetation, such as the presence of invasive alien species, the prolonged dry season, the difficulty to obtain seedlings of native species in nurseries and the lack of knowledge to choose suitable species for each restoration technique. Understanding the performance of different tree species in direct seeding and the interactions between weeds and native grasses is highly relevant to overcome the mentioned obstacles. The objectives of this study were: (i) to evaluate the performance of native tree species in direct sowing, in search for functional patterns related to this performance, (ii) to verify if the consortium of native grasses with tree seeds can help in weed control, positively influencing the performance of tree species, and (iii) to verify if the native grasses are able to inhibit weeds colonization and development (competition). We set up a factorial experiment in blocks with the following levels of variation: 1) species (11); 2) weed control (yes or no) and 3) consortium with a mix of six native grasses (yes or no). The experiment totalled 110 plots of 4 m² each, distributed in the 5 blocks. In each plot we sowed 100 seeds of an arboreal species, in rows, with 20 cm between seeds. We counted the number of arboreal individuals emerged and dead at 10, 20 and 30 days after sowing; and then at the end of both the dry season and the rainy season. After one year from sowing, we measured stem height and diameter of the surviving individuals, and estimated the percentage of ground cover by native grasses and weeds per plot. In addition, we measured the length and quantified the dry aerial and belowground biomass of 11 individuals of each tree species and we estimated the costs for direct seeding. We observed a difference in performance among treatments for some species that were adversely affected by weed competition. The species *Dipteryx alata*, *Hymenaea stigonocarpa* and *Plathymenia reticulata* had the highest average survival rates (over 60%) and the two species of the genus *Stryphnodendron* had the worst performances (around 20%). The presence of native grasses did not benefit any tree species nor inhibit colonization and development of weed competition. The interaction of the attributes seed mass, root: shoot ratio and root length, explained 93% of the variation in seedling survival in the field. We concluded that direct seeding of tree species in Cerrado regions can be successful, especially for species with large seeds, deep roots and that invest more in underground structures than in aerial parts, which are functional attributes related to the capacity to survive in conditions of water deficit. Although some species may succeed under weed competition, the control of exotic grasses and ruderal forbs may enable direct seeding for a larger set of species.

Keywords: Ecological restoration. Cerrado. Seeds. Trees. Native grasses. Weed competition. Functional traits.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Imagem do local de implantação do experimento de semeadura direta, no município de Botucatu, estado de São Paulo.....43
- Figura 2 - Croqui de um dos blocos do experimento de semeadura direta de espécies arbóreas e gramíneas nativas, implantado no município de Botucatu, estado de São Paulo.....45
- Figura 3 - Representação esquemática dos quatro tratamentos (CM, CM+NG, T e NG) testados no experimento de semeadura direta de espécies arbóreas e gramíneas nativas, implantado no município de Botucatu, estado de São Paulo.....45
- Figura 4 - Matriz de correlações de Pearson entre as variáveis preditoras e variáveis resposta, relacionadas com a emergência, o crescimento e a sobrevivência das espécies estudadas, aos 12 meses após a semeadura.....72

LISTA DE FOTOS

Foto 1 - Trator realizando a gradagem na preparação da área experimental, município de Botucatu, estado de São Paulo.....	46
Foto 2 - Vista do bloco 2, logo após a delimitação das parcelas, no município de Botucatu, estado de São Paulo.....	46
Foto 3 - Ilustração do teste de germinação em laboratório.....	50
Foto 4 - Gabarito utilizado para a abertura de pequenas cavidades para facilitar e padronizar a semeadura de espécies arbóreas, município de Botucatu, estado de São Paulo.....	51
Foto 5 - Equipe de campo abrindo covas no Bloco 5 do experimento com o uso de gabaritos, município de Botucatu, estado São Paulo.....	51
Foto 6 - Vista da parcela após a abertura das cavidades para a semeadura das espécies arbóreas, município de Botucatu, estado São Paulo.....	52
Foto 7 - Subparcelas semeadas a lanço com mix de gramíneas nativas + substrato de viveiro na cor preta, município de Botucatu, estado de São Paulo.....	52
Foto 8 - Indivíduos de espécies arbóreas emergidos em campo.....	53
Foto 9 - Vista do Bloco 3 com os diferentes tratamentos (CM, CM+NG, T e NG), no município de Botucatu, estado de São Paulo.....	75

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Porcentagem de indivíduos germinados (de um total de 25 em cada réplica) em laboratório, entre as onze espécies arbóreas testadas.....	56
Gráfico 2- Porcentagem de indivíduos emergidos em campo, aos doze meses após a semeadura.....	57
Gráfico 3 - Número de indivíduos emergidos (de um total de 50 sementes semeadas em cada réplica) de cada espécie nos diferentes tratamentos, aos 12 meses após a semeadura.....	58
Gráfico 4 - Taxa de sobrevivência em campo entre as dez espécies arbóreas testadas (porcentagem de plantas sobreviventes entre as que germinaram).....	60
Gráfico 5 - Taxa de sobrevivência de cada espécie nos diferentes tratamentos aos doze meses após a semeadura.....	61
Gráfico 6 - Número de indivíduos sobreviventes (total de plantas vivas) ao longo do tempo após a semeadura, para cada espécie, em cada tratamento (soma de todas as cinco réplicas), e dados de precipitação pluviométrica mensal ao longo do período de observações.....	62
Gráfico 7 - Média da altura por espécie arbórea testada, aos doze meses após a semeadura	66
Gráfico 8 – Valores médios de altura de cada espécie nos diferentes tratamentos doze meses após a semeadura.....	68
Gráfico 9 – Média de diâmetro por espécie arbórea testada aos doze meses após a semeadura.....	69
Gráfico 10 - Diâmetro médio do caule (mm), medido a 5 cm acima do solo, aos 12 meses após a semeadura direta em campo, para cada espécie entre os diferentes tratamentos.....	70
Gráfico 11 - Relação da massa da semente com a emergência em campo ($p < 0,01$ e $R^2 = 0,86$); b: sucesso da emergência ($p = 0,008$ e $R^2 = 0,60$).....	73
Gráfico 12 - Modelo linear representativo da relação entre taxa de sobrevivência e a massa das sementes de espécies arbóreas semeadas diretamente em campo (p valor = 0,05 e $R^2 = 0,30$).....	73

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Precipitação pluviométrica mensal (mm) para o período de março de 2016 a março de 2017, na Fazenda Lageado, UNESP, Câmpus de Botucatu. 1941-1970: média histórica. Δ : diferença entre o valor observado no período de estudo e a média histórica. Valores negativos destacados em letras vermelhas.....	44
Quadro 2 - Espécies de gramíneas nativas e respectivas quantidades de sementes utilizadas (total e por subparcela) e proporção no mix.....	48
Quadro 3 - Espécies arbóreas utilizadas no experimento, respectivas famílias e massa média por semente.....	48
Quadro 4 - Procedimentos de quebra de dormência das sementes das onze espécies arbóreas testadas.....	49
Quadro 5 - Procedimentos de teste de germinação em laboratório para cada espécie arbórea utilizada.....	50
Quadro 6 - Sucesso da emergência em campo (Emergência em campo “EC”/Emergência em Laboratório “EL”, valores expressos em porcentagem).....	59
Quadro 7 - Composição específica das plantas exóticas e ruderais (matocompetição), respectivas famílias e formas de vida, aos 11 meses após a instalação do experimento.....	76
Quadro 8 – Estimativas de densidade de semeadura e custos para semeadura direta das espécies arbóreas testadas.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Cobertura do solo em porcentagem dentro de cada tratamento, valores médios seguidos pelo desvio padrão distribuídos nas classes “Solo Exposto”, “Gramíneas nativas” (<i>Schizachyrium microstachyum</i> e/ou <i>Eustachys distichophylla</i>), “ <i>Urochloa decumbens</i> ”, “ <i>Panicum maximum</i> ”, “ <i>Crotalaria micans</i> ”, “Arbórea (semeadas)” e “Outros”.....	77
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

aeg_ver	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.
ana_per	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul
cop_lan	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.
dip_ala	<i>Dipteryx alata</i> Vogel
hym_sti	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne
mab_fis	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.
pla_ret	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.
pla_ele	<i>Platypodium elegans</i> Vogel
str_ads	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville
str_pol	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.
EL	Emergência em Laboratório
EC	Emergência em Campo
M	Indivíduos Mortos
S	Indivíduos Sobreviventes

LISTA DE SÍMBOLOS

R^2	coeficiente de determinação
$^{\circ}\text{C}$	graus célsius
g	gramas
K	potássio
m^2	metros quadrados
mg	miligramas
N	nitrogênio
P	fósforo
T	temperatura
valor-p	probabilidade de significância
%	porcentagem

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	31
2	OBJETIVOS	34
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	35
3.1	Restauração ecológica da vegetação de cerrado e a semeadura direta.....	35
3.2	Interação entre árvores nativas e estrato herbáceo no cerrado	39
3.3	Filtros ecológicos, regras de montagem e atributos funcionais	40
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	Área de Estudo.....	43
4.2	Desenho experimental, instalação e manutenção do experimento.....	44
4.3	Coleta e beneficiamento das sementes	47
4.4	Testes de germinação e procedimentos de semeadura	49
4.5	Coleta e análise de dados	53
5	RESULTADOS	56
5.1	Emergência em laboratório	56
5.2	Emergência em campo	57
5.3	Sobrevivência.....	59
5.4	Crescimento	66
5.5	Atributos funcionais	71
5.6	Cobertura por gramíneas exóticas e ervas ruderais (matocompetição), e gramíneas nativas	74
5.7	Estimativa de custos das sementes para a semeadura direta para cada espécie arbórea	78
6	DISCUSSÃO	79
6.1	Emergência e sucesso da emergência em campo.....	79
6.2	Desenvolvimento e estabelecimento das espécies arbóreas nativas semeadas (sobrevivência).....	81
6.3	Influência das gramíneas nativas e da matocompetição no desempenho das espécies arbóreas	82
6.4	Gramíneas nativas x ervas ruderais e gramíneas exóticas (matocompetição).....	82
6.5	Custos das sementes para restauração por semeadura direta	83

6.6 Padrões funcionais e estabelecimento das espécies arbóreas no cerrado	
.....	84
7 CONCLUSÕES.....	86
REFERÊNCIAS	87

1 INTRODUÇÃO

A conversão de grande parte do Cerrado para agropecuária trouxe drásticas mudanças ambientais, tais como a fragmentação de habitats, extinção de espécies, invasão por espécies exóticas, poluição, alteração no regime de queimadas e, possivelmente, modificações do clima regional (KLINK; MACHADO, 2005). Devido à sua elevada biodiversidade e pela pressão antrópica a que vem sendo submetido, o Cerrado é considerado um dos 25 *hotspots* mundiais para a conservação (MYERS et al., 2000). Apesar de sua grande importância ecológica em termos de biodiversidade e endemismos (MYERS et al., 2000), de seu papel na proteção dos recursos hídricos (HONDA; DURIGAN, 2016) e na prestação de outros serviços ecossistêmicos, como o armazenamento de carbono (GRACE et al., 2006; LEHMANN, 2014), o Cerrado tem sido negligenciado tanto do ponto de vista de sua conservação (OVERBECK et al., 2015), quanto das pesquisas e projetos visando à sua restauração (DURIGAN; MELO, 2011; PINHEIRO; DURIGAN, 2009). Estima-se que o Cerrado abrangia aproximadamente 24% do território nacional¹. Dados recentes indicam que restam apenas 47% de sua cobertura original (BEUCHLE et al., 2015). No estado de São Paulo, os números são ainda mais alarmantes (DURIGAN, 2006): até metade do século XX, o Cerrado ocupava 14% do território e no último inventário divulgado (KRONKA et al., 2005) constatou-se que os remanescentes correspondiam a menos de 1% da área do estado. Nesse contexto, são necessárias intervenções urgentes para a conservação e restauração ecológica do Cerrado.

A restauração ecológica é definida pela *Society for Ecological Restoration* – SER (2004) como o processo de auxílio ao reestabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. No planejamento da restauração é importante a definição de metas (HOBBS, 2007), ou seja, definir o que se pretende alcançar com o projeto de restauração. Geralmente, busca-se o reestabelecimento da comunidade vegetal semelhante à condição do ecossistema histórico ou o restabelecimento de serviços ecossistêmicos específicos. Se o intuito é reverter o ecossistema que foi degradado para um estado o mais semelhante possível à sua condição anterior à degradação, técnicas consagradas para a restauração florestal (KAGEYAMA;

¹ MACHADO, R. B. et al. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. **Conservação Internacional, Brasília, DF**. 2004.

GANDARA, 2000; RODRIGUES et al., 2009) deixam a desejar quando aplicadas para recuperar as diferentes fitofisionomias da vegetação de cerrado (campestres e savânicas), já que aquelas técnicas buscam, essencialmente, o restabelecimento do estrato arbóreo.

A longa estação seca e a presença de gramíneas exóticas invasoras configuram importantes filtros ecológicos para as espécies vegetais do cerrado. A estação seca prolongada dificulta o estabelecimento das plântulas (OLIVEIRA, 2008) e a presença de gramíneas exóticas invasoras também restringem o restabelecimento da vegetação nativa (PILON; DURIGAN, 2013). Desse modo, para o desenvolvimento de técnicas que visem à restauração da vegetação do cerrado, é necessário considerar sua heterogeneidade fisionômica, bem como os filtros bióticos e abióticos que dificultam o estabelecimento das plantas nativas.

Dentre as técnicas amplamente testadas para a restauração florestal, tais como o plantio em área total, nucleação, transposição de galharia e semeadura direta (AERTS et al., 2006; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013; SILVA et al., 2015), esta última pode ser particularmente interessante para a restauração da vegetação do cerrado, por apresentar custos relativamente inferiores se comparada a outras técnicas, como o plantio em área total (ENGEL; PARROTA, 2001) e, também, por dispensar o uso de mudas de espécies nativas de cerrado, as quais dificilmente são encontradas em viveiros comerciais (OLIVEIRA et al., 2016). No Brasil, estudos vêm sendo desenvolvidos no cerrado com semeadura direta de espécies do estrato arbóreo, arbustivo e herbáceo (CAVA et al., 2016; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013; SAMPAIO et al., 2015). Estudos recentes têm indicado que a semeadura direta pode ser uma estratégia eficaz para a restauração de diferentes fitofisionomias de cerrado. É necessário, porém, expandir o número de espécies estudadas e, também, considerar diferentes condições ecológicas (CAVA et al., 2016; SILVA et al., 2015), para identificar um conjunto de espécies recomendáveis para a aplicação da técnica.

Embora com menor custo em comparação com o plantio de mudas, a semeadura direta expõe as plantas a filtros adicionais, que atuam na etapa de germinação das plântulas e nas etapas iniciais de seu estabelecimento, que são superadas em condições controladas de viveiro quando o plantio se faz por mudas. Neste contexto, atributos funcionais, os quais correspondem à determinada característica fenotípica mensurável (morfológica, fenológica, comportamental ou fisiológica) (NAEEM; WRIGHT, 2003; VIOLLE et al., 2007) e que tem impacto no funcionamento do

ecossistema (DIAS; CABIDO, 2001), podem estar relacionados com o sucesso das espécies vegetais na transposição desses filtros ecológicos no ambiente a ser restaurado. Encontrar técnicas de plantio e espécies capazes de superar esses filtros é, portanto, um dos maiores desafios para a restauração da vegetação do cerrado (DURIGAN; MELO, 2011).

O alto custo para manutenção de áreas em restauração, especialmente elevado pela necessidade de remoção de gramíneas exóticas invasoras, é mais um fator que dificulta a restauração da vegetação do cerrado. De fato, a conversão do Cerrado para agropecuária resultou na invasão por gramíneas exóticas, as quais podem limitar a abundância e distribuição da comunidade herbácea (PIVELLO et al., 1999). Pesquisas concluem que a presença de gramíneas exóticas e até mesmo nativas inibe o estabelecimento das plântulas por competição (CRAVEN et al., 2009; GARCÍA-ORTH; MARTÍNEZ-RAMOS, 2011; REY BENAYAS et al., 2003). Em contrapartida, recobrir o solo com gramíneas nativas pode ser uma estratégia de sucesso para prevenir o estabelecimento de espécies exóticas (SILVA et al., 2015). Ainda, a presença de vegetação herbácea poderia contribuir com o estabelecimento de espécies arbóreas por manter um microclima favorável (POSADA et al., 2000; VIEIRA; SCARIOT, 2006) e até mesmo para proteger o solo contra a erosão (CARROLL; MERTON; BURGER, 2000). Compreender como diferentes espécies arbóreas respondem à competição com ervas daninhas e/ou com gramíneas nativas, ou ainda, de maneira mais ampla, elucidar o efeito dos filtros ecológicos e da habilidade das espécies em superá-los, pode contribuir para o aprimoramento das técnicas de restauração e consequente redução de custos.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi verificar a viabilidade técnica da semeadura direta de espécies arbóreas para a restauração da vegetação de cerrado mediante o controle ou não da matocompetição. Para atingir este objetivo geral, desenvolvemos a pesquisa com os seguintes objetivos específicos:

- (i) comparar o desempenho de onze espécies arbóreas nativas na restauração do cerrado por semeadura direta, em busca de padrões funcionais relacionados com esse desempenho e, a partir desta informação, dar suporte à escolha de espécies para restauração do cerrado;
- (ii) verificar se a semeadura consorciada de gramíneas nativas ou a matocompetição influenciam o desempenho das espécies arbóreas;
- (iii) verificar se as gramíneas nativas podem inibir o estabelecimento da matocompetição.

Buscamos responder às seguintes questões: 1) Espécies arbóreas características da vegetação de cerrado podem se estabelecer por semeadura direta em campo? 2) O desempenho é variável entre espécies? 3) O desempenho das espécies arbóreas é influenciado pela presença de gramíneas nativas ou de plantas exóticas e ruderais (matocompetição)? 4) Existem padrões funcionais associados ao sucesso das espécies arbóreas na semeadura direta? 5) As gramíneas nativas inibem o desenvolvimento e estabelecimento de ervas ruderais e gramíneas exóticas?

Esperávamos que as gramíneas nativas recobrissem rapidamente o solo, inibindo a infestação por gramíneas invasoras, as quais se configuram como um dos principais obstáculos para a restauração do cerrado. Esperávamos também que o desempenho na semeadura direta fosse variável entre espécies arbóreas e que algumas pudessem se estabelecer mesmo na presença de gramíneas invasoras. Caso existam atributos funcionais relacionados com o bom desempenho das espécies, seria possível inferir sobre o provável sucesso de espécies que não foram testadas e sua recomendação para o uso em projetos de restauração ecológica por semeadura direta.

Embora não tivéssemos como objetivo a avaliação econômica da técnica, estimamos os custos para restauração de 1 hectare por meio de semeadura direta para cada uma das espécies estudadas, com base nos resultados obtidos para germinação e estabelecimento.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A restauração ecológica da vegetação de cerrado e a semeadura direta

A ciência e a prática da restauração de florestas mostraram grandes avanços no Brasil, em especial nas décadas de 1980 e 1990, com o aprimoramento da produção de mudas de árvores nativas em viveiros e das técnicas de plantio de mudas florestais, de modo que até hoje essas técnicas são amplamente empregadas em projetos de restauração em todo o país (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). As técnicas desenvolvidas basearam-se, essencialmente, na sucessão secundária de florestas tropicais. Embora bem sucedidas na restauração de florestas, tais técnicas não se ajustam bem quando replicadas em outros ambientes que não apresentam o mesmo padrão sucessional, a exemplo da vegetação de cerrado (DURIGAN; ENGEL, 2012).

O cerrado compreende um mosaico de fitofisionomias desde formas campestres bem abertas, sem a presença de um estrato arbóreo, até formas relativamente densas, com estrato arbóreo dominante e dossel contínuo (KLEIN, 2002), contando ainda com vegetações associadas a cursos d'água, como floresta de galeria, matas ciliares, veredas e campos úmidos (WALTER et al., 2008). A vegetação predominante no cerrado é típica de savanas, com árvores esparsas sobre um estrato graminoso contínuo, sendo espacialmente pouco representativos os tipos de vegetação florestais (WALTER et al., 2008). O estrato lenhoso do cerrado apresenta características distintas das florestas tropicais, não apenas em termos de composição de espécies, mas também quanto aos processos de regeneração pós distúrbios. Enquanto que em florestas tropicais a recolonização ocorre basicamente a partir de banco ou chuva de sementes, as espécies lenhosas da vegetação de cerrado, em geral, apresentam estruturas subterrâneas robustas, que permitem a rebrota das plantas após passarem por estresse (DURIGAN et al., 2003; HOFFMANN, 1998), como longos períodos de seca ou incidência de fogo.

As espécies de cerrado também apresentam características morfofisiológicas que favorecerem a superação dos filtros ecológicos atuantes, tais como o súber bem desenvolvido nos troncos e galhos, que permite certo isolamento térmico dos tecidos vivos em temperaturas elevadas (COUTINHO, 1990; MIRANDA; SAITO; DIAS, 1996), ocorrência de frutos com capacidade de proteção das sementes (LANDIM; HAY, 1995), proteção de gemas apicais de algumas espécies por meio de estruturas

especializadas denominadas catáfilos (COUTINHO, 1990) e a elevada capacidade de rebrota da copa, do caule, e das estruturas subterrâneas (SOUZA; SOARES, 1983; COUTINHO, 1990). No entanto, nem sempre essas características são suficientes para que a vegetação do cerrado se recupere naturalmente.

Quando há potencial de regeneração natural, o simples isolamento dos fatores de perturbação, como o controle das espécies invasoras com o uso de herbicidas (PIVELLO; COUTINHO, 1996), pode ser suficiente para recuperação da vegetação de cerrado. É aconselhável, inclusive, que os restauradores avaliem primeiro a possibilidade de restauração passiva, considerando a resiliência do ecossistema, o histórico de uso da terra e a paisagem do entorno (DURIGAN, 2003). Porém, há áreas degradadas que perderam a resiliência e, portanto, necessitam de intervenções que favoreçam a retomada de seus processos ecológicos. Como exemplos, estão áreas que sofreram uso intensivo com revolvimento do solo e destruição das estruturas subterrâneas das plantas (PINHEIRO; DURIGAN, 2009) e/ou ainda foram dominadas por espécies invasoras como gramíneas africanas. Essas gramíneas, além de competirem com as plantas nativas, podem alterar o regime de fogo, pois produzem grande quantidade de biomassa com alto potencial de provocar incêndios na estação seca (MATOS; PIVELLO, 2009).

Para a escolha da técnica ou da combinação de técnicas para a restauração da vegetação de cerrado, é necessário considerar as suas peculiaridades (DURIGAN, 2009). É de extrema importância em um primeiro momento definir os objetivos da restauração e identificar a fitofisionomia a ser restaurada e/ou o ecossistema de referência. Recobrir ecossistemas campestres e savânicos com árvores pode ser desastroso para a biodiversidade (VELDMAN et al., 2015). Também é importante considerar que mesmo para a restauração de fitofisionomias que apresentam o componente arbóreo, deve ser contemplada a reintrodução de outras formas de vida, além de árvores, pois ervas, arbustos, gramíneas e árvores nativas coexistem no ambiente savânico (PELLIZZARO et al., 2017). As técnicas de restauração normalmente utilizadas são eficazes em trazer de volta o componente arbóreo da vegetação de cerrado. Porém, a estrutura de savana depende do restabelecimento, também, do estrato herbáceo, especialmente gramíneas nativas (BUISSON et al., 2018).

O uso da técnica tradicional de plantio de mudas para a restauração da vegetação de cerrado é dificultada, como já mencionado, devido à base conceitual (sucessão secundária de florestas), que não se aplica à vegetação de cerrado. Além disso, existem lacunas no conhecimento científico e na prática quanto à propagação de espécies vegetais de cerrado. O conhecimento de técnicas adequadas para produção de mudas em condições de viveiro geralmente é focado em espécies arbóreas e é insuficiente mesmo para essas espécies (BRANDO; DURIGAN, 2001; OLIVEIRA et al., 2016; PILON; DURIGAN, 2013), de modo que é grande a dificuldade de obtenção de espécies nativas de cerrado em viveiros comerciais (OLIVEIRA et al., 2016). Além disso, o plantio de mudas para restauração dos estratos arbustivo e arbóreo, mesmo que tecnicamente viável, pode representar elevados custos, dadas as dificuldades tecnológicas ainda não superadas (REIS et al., 2003). Nesse contexto, a sementeira direta pode ser particularmente interessante, pois apresenta custos relativamente inferiores se comparada a outras técnicas, como o plantio em área total, sendo esta vantagem já observada tanto para formações exclusivamente florestais quanto para a vegetação de cerrado (COLE et al., 2011; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; ENGEL; PARROTA, 2001; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013), devido à menor necessidade de manuseio de máquinas para o plantio e por dispensar a etapa de produção de mudas em viveiro (ARAKI, 2005). A sementeira direta também pode apresentar vantagens em áreas de difícil acesso, onde o plantio de mudas é inviável. Pode ser promissora para uso em larga escala em terrenos mecanizáveis (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013). O uso da sementeira se estende ainda como uma ferramenta para acelerar a recolonização de áreas degradadas por espécies florestais (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006).

Apesar de apresentar vantagens em comparação com o plantio de mudas, é importante considerar que a sementeira direta expõe as sementes e as plântulas a filtros adicionais, que atuam especialmente na germinação e nas etapas iniciais de estabelecimento, os quais são superados em condições controladas de viveiro quando é realizado o plantio de mudas. A perda das sementes por predação (SALAZAR et al., 2012) e/ou agentes patológicos é indubitavelmente significativa (CHAMBERS; MACMAHON, 1994). As sementes que conseguem superar esses filtros iniciais, tais como predação, agentes patológicos e dessecação, e conseguem emergir, logo iniciam uma forte competição com as gramíneas exóticas (HOLL et al., 2000).

Em revisão de mais de 70 estudos sobre a semeadura direta de espécies florestais, Stevens et al. (1990) verificaram que a sobrevivência das sementes era muito baixa, devido a três fatores principais: i) predação favorecida pela lentidão de desenvolvimento da plântula, expondo as sementes a grandes perdas; ii) imprevisibilidade de emergência no campo (mesmo com bons resultados nos testes de viabilidade das sementes em laboratório) e iii) desenvolvimento relativamente lento das árvores, provavelmente relacionado com a competição com outras espécies de crescimento rápido, por recursos escassos, como luz, nutrientes e umidade. Outros estudos também ressaltaram que, em geral, as tentativas de restauração por semeadura direta resultaram infrutíferas (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2015) ou apresentaram menor sobrevivência relativamente ao plantio de mudas (PALMA; LAURANCE, 2015).

Embora haja pesquisas com resultados infrutíferos ou pouco satisfatórios com o uso da técnica de semeadura direta, levando alguns autores a apontarem restrições para a semeadura como técnica de restauração (STEVENS et al. 1990; CAVA et al., 2016) ou a indicarem somente como técnica complementar (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2015), outras pesquisas indicam a semeadura direta como técnica viável e economicamente atrativa (BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010; COLE, 2009; COLE et al. 2011; ENGEL, PARROTA, 2001; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013; PELLIZZARO et al., 2017; SILVA et al., 2015).

A exposição das sementes aos diferentes filtros acima mencionados pode ser minimizada com manejo adequado, como, por exemplo, quebrando a dormência das sementes para acelerar a germinação e assim diminuir o tempo de exposição a fatores como dessecação e patógenos (SILVA et al., 2015); enterrando as sementes para minimizar a predação (COLE, 2009; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006); e/ou controlando a matocompetição para aumentar a probabilidade de sobrevivência das plântulas (SILVA; VIEIRA, 2017; ST-DENIS; MESSIER; KNEESHAW, 2013; WILLOUGHBY et al., 2004). É necessário, porém, expandir as pesquisas de semeadura direta para um número maior de espécies de cerrado (CAVA et al., 2016; PALMA; LAURANCE, 2015; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013; SILVA et al., 2015), em diferentes condições ecológicas, possibilitando, assim, a escolha de espécies e práticas de manejo adequadas para uso da técnica.

3.2 Interações entre árvores nativas e estrato herbáceo no cerrado

A coexistência entre árvores e gramíneas nativas é característica de todas as savanas do planeta (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000). No Cerrado, as interações entre árvores e gramíneas ocorrem nas fitofisionomias que apresentam espécies dos componentes arbóreo e herbáceo-arbustivo, como o campo sujo, campo cerrado, cerrado *stricto sensu*, cerrado denso e cerradão (OLIVEIRA-FILHO; RATER, 2002). O equilíbrio entre essas diferentes formas de vida pode ser determinado por uma ampla gama de fatores, tais como a umidade e os nutrientes do solo, a frequência do fogo e o nível de pressão pelos grandes herbívoros (SKARPE, 1992). No entanto, a compreensão dessas interações requer análises de longo prazo da história de vida das árvores e gramíneas, considerando não apenas a concorrência por recursos, mas também eventos de perturbação (HIGGINS; BOND; TROLLOPE, 2000), sendo necessária ainda a inclusão de interações positivas, como a facilitação, que é considerada fundamental para determinação da estrutura das comunidades (BRUNO; STACHOMICZ; BERTNESS, 2003). Dessa forma, a questão fundamental de como as árvores e gramíneas coexistem ainda é pouco compreendida (RIGINOS, 2009).

As gramíneas exóticas estão presentes em grande parte do território originalmente ocupado por vegetação de cerrado, devido, principalmente, à conversão dessas áreas para agropecuária (PIVELLO et al., 1999). Essas plantas se configuram como um grande desafio para a restauração de ambientes degradados (DURIGAN et al., 2013; HOLL et al., 2014). A presença de gramíneas exóticas e até mesmo de gramíneas nativas (na escala temporal da restauração ecológica) pode limitar a abundância e a distribuição de espécies herbáceas e arbóreas devido à competição (CRAVEN et al., 2009; GARCÍA-ORTH; MARTINÉZ-RAMOS, 2011; PIVELLO et al., 1999; REY BENAYAS et al., 2003; RIGINO, 2009). O crescimento e a sobrevivência de espécies arbóreas semeadas diretamente em campo são prejudicados pela ocorrência de matocompetição (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; SILVA et al., 2015; SILVA; VIEIRA, 2017; ST-DENIS; MESSIER; KNEESHAW, 2013). Por outro lado, a presença de vegetação herbácea poderia contribuir para o estabelecimento de espécies arbóreas, por manter um microclima favorável (POSADA et al., 2000; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Recobrir o solo com gramíneas nativas também poderia ser uma estratégia de sucesso para prevenir o estabelecimento de espécies exóticas (SILVA et al., 2015). O uso de herbáceas de crescimento rápido, em alta densidade, também

vem sendo recomendado para o recobrimento do solo na tentativa de impedir a dominância por gramíneas invasoras (FILGUEIRAS; FAGG, 2008; HULVEY; ZAVALITA, 2012; PELLIZZARO et al., 2017). Especificamente para a vegetação de cerrado, Pellizzaro et al. (2017) também recomendam espécies nativas com crescimento rápido e alta proporção de cobertura de solo, para auxiliar no controle de gramíneas invasoras.

Compreender as interações entre os diferentes estratos da vegetação nativa e as gramíneas exóticas e ervas ruderais (matocompetição), em especial, nas etapas iniciais de germinação e estabelecimento de espécies arbóreas semeadas diretamente em campo, e quanto ao possível controle da matocompetição com gramíneas nativas, pode trazer relevantes contribuições para o aprimoramento das técnicas de restauração.

3.3 Filtros ecológicos, regras de montagem e atributos funcionais

Modelos neutros como a hipótese de Hubbell (2001) sugerem que as comunidades são formadas especialmente pela dispersão e por processos estocásticos. No entanto, estudos têm demonstrado que filtros ecológicos podem interferir na formação das comunidades. Processos relacionados à dispersão, fatores abióticos e interações bióticas podem produzir regras de montagem, definindo a composição específica das comunidades (GOTZENBERGER, et al., 2011).

A teoria BEF (*biodiversity-ecosystem functioning*) – que se baseia nas relações entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas – aponta a importância do entendimento das características funcionais de plantas e de suas interações mútuas para a manutenção da diversidade e dos processos ecológicos (AERTS; HONNAY, 2011) e tem sido considerada essencial na fundamentação teórica da restauração de ecossistemas (NAEEM, 2006). A teoria pressupõe a existência de atributos funcionais que sejam relacionados com o sucesso das espécies vegetais na transposição dos filtros ecológicos no ambiente a ser restaurado e que a diversidade funcional seria mais relevante do que a diversidade taxonômica para otimizar o funcionamento do ecossistema.

Os atributos funcionais podem ser definidos como características da espécie que influenciam as suas taxas vitais (sobrevivência, desenvolvimento e reprodução) e a sua performance (ACKERLY, 2003). Em outras palavras, os atributos funcionais

correspondem a determinadas características fenotípicas mensuráveis (NAEEM; WRIGHT, 2003) que têm impacto no funcionamento do ecossistema (DIAS; CABIDO, 2001). Características como o modo de dispersão, altura, área foliar, massa e formato das sementes são facilmente medidas e podem ter relação fundamental com a superação dos principais desafios enfrentados pelas plantas: dispersão, estabelecimento e persistência no ecossistema (WEIHER et al., 1999). Espécies com morfotipos funcionalmente semelhantes exibem dinâmica ou respostas sincronizadas às variáveis ambientais, especialmente quando são consideradas escalas de curto prazo (ROCHA; GAEDKE; VASSEUR, 2011). Assim, podem existir atributos funcionais que tenham forte valor preditivo para a escolha de espécies na restauração ecológica.

Vários estudos têm demonstrado que a massa ou o tamanho da semente desempenham importante papel no recrutamento das plântulas (PAZ et al., 2005). Pesquisas diversas também identificaram a correlação positiva entre a massa da semente e maiores taxas de emergência, crescimento, diâmetro e estabelecimento de espécies florestais (CAMARGO, FERRAZ, IMAKAWA, 2002; DOUST, ERSKINE, LAMB, 2006; TUNJAI, ELLIOTT, 2012; PEREIRA, LAURA, SOUZA, 2013; ST-DENIS, MESSIER, KNEESHAW, 2013; CECCON, GONZÁLEZ, MARTORELL, 2015). Especificamente para espécies da família Fabaceae, a correlação com maiores taxas de estabelecimento foi encontrada para espécies cujas sementes têm massa superior a 100 mg (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013). Esses estudos sugerem que sementes grandes, por terem mais reservas nutritivas, levariam vantagem em comparação com sementes menores, por exemplo, na superação de filtros bióticos como a herbivoria e abióticos como a baixa disponibilidade de luz, água e nutrientes (CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002). No entanto, sementes grandes nem sempre garantem o sucesso da planta. Sementes maiores podem, por exemplo, ser mais predadas em comparação com sementes menores (CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002).

Grande alocação de biomassa para o crescimento de estruturas subterrâneas é uma característica das espécies vegetais de cerrado comumente relacionada com o melhor desempenho para superação de filtros ecológicos, tais como a disponibilidade de água e nutrientes e a intensidade de luz (DE CASTRO; KAUFFMAN, 1998; HOFFMANN; FRANCO, 2003). Espécies que apresentam essa característica poderiam, teoricamente, alcançar maior taxa de estabelecimento de plântulas em projetos de restauração.

Encontrar técnicas de plantio e espécies com características que as tornem aptas a superar os diferentes filtros ecológicos que dificultam a regeneração natural e o sucesso das espécies plantadas continua sendo um dos maiores desafios para a restauração da vegetação do cerrado (DURIGAN; MELO, 2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada no município de Botucatu, estado de São Paulo, às margens do Rio Capivara, coordenadas geográficas 22°43'58,73"S e 48°22'28,07"W, sistema de referência DATUM WGS84 (Google Earth), altitude de 455 metros (Figura 1). A área experimental encontra-se em região de clima do tipo Cfa – clima temperado quente (mesotérmico) úmido - segundo a classificação Köppen (ALVARES et al., 2013). A temperatura média do ar em Botucatu no mês mais frio (julho) é 16,5°C e no mês mais quente (fevereiro) é 23,1°C (SENTELHAS et al., 2003). Os dados pluviométricos para o período de estudo (março de 2016 a março de 2017) foram obtidos na Estação Meteorológica da Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Câmpus de Botucatu, e a média histórica (1941-1970) foi obtida no Banco de Dados Climáticos do Brasil (SENTELHAS et al., 2003) (Quadro 1). O solo da área experimental é caracterizado como Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, álico, A moderado ou fraco, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado (ROSSI, 2017). A vegetação remanescente na região é cerrado *lato sensu* (KRONKA et al., 2005). Na área experimental, antes da instalação do experimento, a vegetação consistia essencialmente em gramíneas invasoras, predominantemente *Urochloa decumbens* (Stapf.) Webster e *Panicum maximum* Hochst ex A. Rich, associadas a uma grande diversidade de plantas ruderais.

Figura 1 - Imagem do local de implantação do experimento de semeadura direta, no município de Botucatu, estado de São Paulo



Legenda – Em vermelho, local de implantação do experimento. Fonte Google Earth, sistema de referência WGS84, coordenadas geográficas 22°43'58,73"S e 48°22'28,07"W.

Quadro 1 - Precipitação pluviométrica mensal (mm) para o período de março de 2016 a março de 2017, na Fazenda Lageado, UNESP, Câmpus de Botucatu. 1941-1970: média histórica. Δ : diferença entre o valor observado no período de estudo e a média histórica. Valores negativos destacados em letras vermelhas

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	Ago	set	out	nov	dez
2016	-	-	132	29	146	127	0	86	0	160	134	185
2017	339	135	145	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1941-1970	223	228	148	62	48	46	30	32	56	129	113	187
Δ	116	-93	-16/-3	-33	98	81	-30	54	-56	31	21	-2

Fonte: Estação meteorológica da Faculdade de Ciências Agrônômicas, da UNESP, Câmpus de Botucatu (anos de 2016 e 2017) e Sentelhas et al., 2003 (1941-1970).

4.2 Desenho experimental, instalação e manutenção do experimento

O experimento foi delineado em desenho fatorial em blocos, com os seguintes fatores e categorias: 1) espécie (11); 2) controle de matocompetição (sim ou não) e 3) consorciação com um mix de seis gramíneas nativas (sim ou não), resultando em 44 combinações possíveis, com cinco réplicas (blocos) de cada uma. Foram instaladas 110 parcelas na área experimental como um todo, cada uma com área de 4 m² (2x2 m). Os blocos tiveram padronizada a distribuição espacial dos tratamentos de manejo (controle de matocompetição e consorciação com gramíneas nativas). A randomização dos tratamentos foi feita pelo sorteio da espécie arbórea a ser semeada em cada parcela. Dentro de cada parcela foram semeadas, em linhas, 100 sementes da espécie arbórea, com 20 cm entre sementes. Cada parcela foi subdividida em duas subparcelas de 2 m² (1x2 m), que abrigaram o teste de consorciação com gramíneas nativas (tratamentos com e sem sementes de gramíneas nativas). As 110 parcelas foram distribuídas em 5 blocos, com distância mínima de 30 metros entre eles, totalizando 22 parcelas por bloco, sendo 11 com controle de matocompetição e 11 sem controle de matocompetição. Foi mantida uma distância mínima de 50 cm entre parcelas para evitar a influência de um tratamento sobre o outro (Figuras 2 e 3). A distribuição das espécies nas parcelas dentro de cada bloco foi aleatorizada, assim como o conjunto de parcelas em que seria realizado o controle ou não de matocompetição.

Figura 2 - Croqui de um dos blocos do experimento de semeadura direta de espécies arbóreas e gramíneas nativas, implantado no município de Botucatu, estado de São Paulo

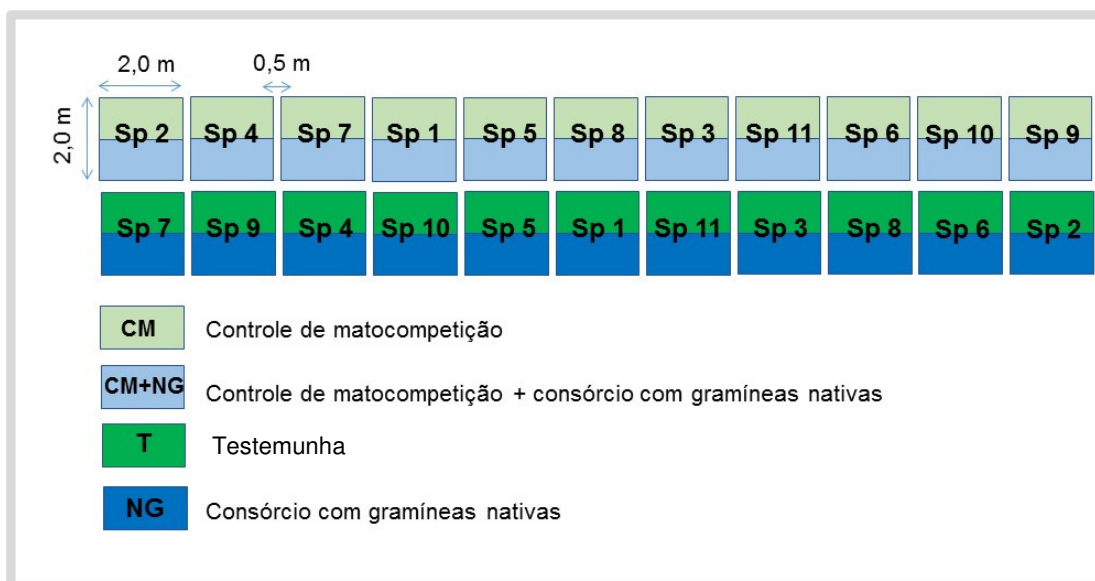
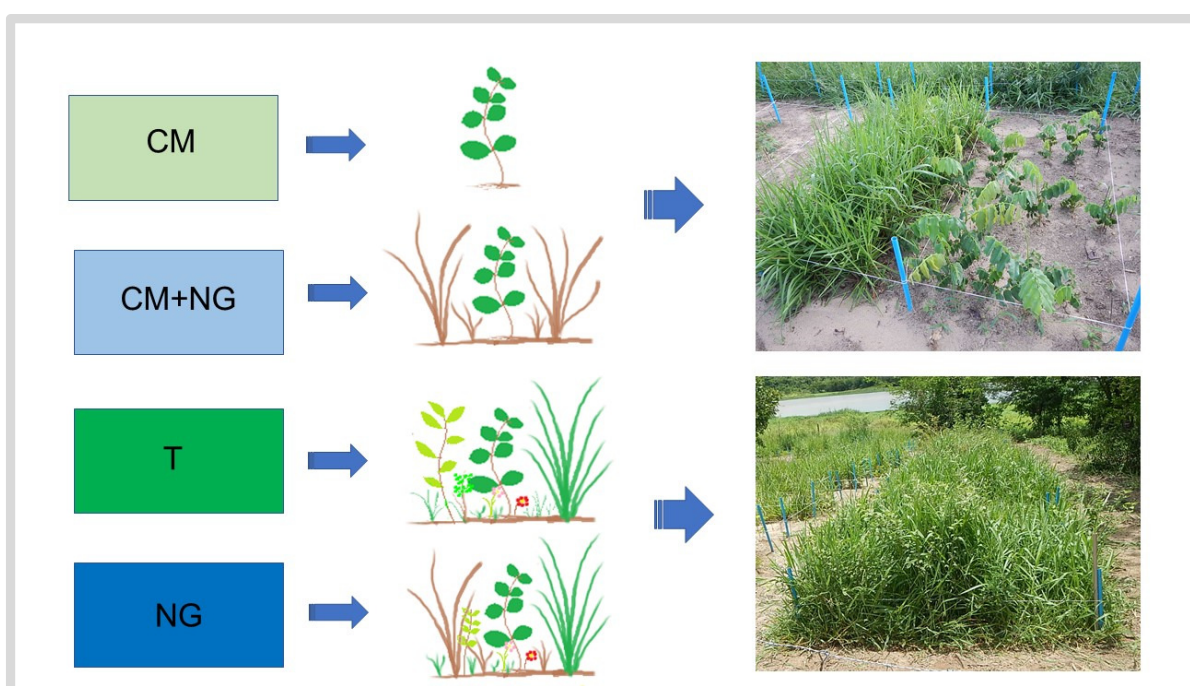


Figura 3 - Representação esquemática dos quatro tratamentos (CM, CM+NG, T e NG) testados no experimento de semeadura direta de espécies arbóreas e gramíneas nativas, implantado no município de Botucatu, estado de São Paulo



Legenda - CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas; T = Testemunha (Sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consorciação com gramíneas nativas. Nas figuras centrais, a planta central de folhas largas verde-escuras representa as plântulas das espécies arbóreas semeadas. As plantas de folhas largas verde-claras representam ervas ruderais. O graminóide verde representa gramíneas exóticas e o graminóide marrom representa as gramíneas nativas semeadas.

Antes da instalação do experimento, os locais de implantação dos blocos foram nivelados e foi efetuada a limpeza completa do terreno, eliminando toda a vegetação

existente. O solo foi preparado por meio de operações de gradagem (Foto 1), e a limpeza foi realizada por meio de roçadas e de aplicação de herbicida pós-emergente da marca Roundup (glifosato), com pulverizador costal manual, na concentração de 1%.

Foto 1 - Trator realizando a gradagem na preparação da área experimental, município de Botucatu, estado de São Paulo



Após a preparação do terreno foram delimitadas as parcelas com canos de PVC numerados (Foto 2).

Foto 2 - Vista do bloco 2, logo após a delimitação das parcelas, no município de Botucatu, estado de São Paulo



Nas parcelas com controle permanente da matocompetição, foi efetuado o arranquio manual de todas as plântulas das espécies indesejáveis, durante um ano, com intervalo médio de 22 dias entre as operações de manutenção. Ao todo, foram realizadas 16 operações de manutenção. Nas parcelas controle não foi aplicada nenhuma forma de controle das espécies ruderais e gramíneas invasoras que colonizaram as parcelas.

4.3 Coleta e beneficiamento das sementes

As sementes de gramíneas nativas foram coletadas manualmente na estação ecológica de Santa Bárbara (município de Águas de Santa Bárbara, SP). Foram colhidas as seguintes espécies: *Eustachys distichophylla* (Lag.) Nees, *Andropogon leucostachyus* Kunth, *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng, *Axonopus pressus* (Nees ex Steud.) Parodi, *Loudetiopsis chrysothrix* (Nees) Conert e *Aristida jubata* (Arechav.) Herter. As sementes foram coletadas em áreas naturais de remanescentes de cerrado, respeitando-se um número mínimo de dez (10) matrizes por espécie. Foram priorizadas aquelas que ocorrem naturalmente nos remanescentes do cerrado paulista, que são perenes, que fornecem grande quantidade de sementes e que são relativamente abundantes nessas comunidades, com potencial para utilização em larga escala (informação verbal)².

Após a coleta, as sementes foram armazenadas em sacos de papel e mantidas em temperatura ambiente por cerca de 1 (um) ano antes de serem semeadas. O beneficiamento das sementes foi realizado manualmente, cerca de um mês antes da semeadura em campo, e consistiu na remoção de impurezas misturadas às sementes, como gravetos, folhas e aristas soltas.

As sementes de gramíneas nativas foram misturadas em um único recipiente e posteriormente divididas em porções. Para calcular a quantidade de sementes por porção, dividimos a quantidade total (em gramas) de sementes pelo número de subparcelas. Foram obtidas porções de 8,53 gramas, correspondente a cerca de 21 mil sementes para cada subparcela, ou 10.500 sementes por metro quadrado. Para quantificar as sementes que foram semeadas por subparcela, utilizamos os dados existentes sobre a massa de mil sementes de cada espécie (Brasil, 2009) e estimamos

² Informação verbal de Natashi Pilon, em janeiro de 2015.

por regra de três. As pesagens foram realizadas em balança de precisão da marca Shimadzu, Modelo AY220, Máximo 220 g - Mínimo 0,01 g d 0,0001 e 0,001. As quantidades e a proporção por espécie são apresentadas no Quadro 2, abaixo.

Quadro 2 - Espécies de gramíneas nativas e respectivas quantidades de sementes utilizadas (total e por subparcela) e proporção no mix

Espécie	Massa total (g)	Sementes		
		Quantidade total	Quantidade por subparcela	Percentual mix
<i>Andropogon leucostachyus</i>	349,43	845.560	7.687	37
<i>Aristida jubata</i>	98,66	22.383	203	1
<i>Axonopus pressus</i>	17,24	60.596	551	3
<i>Eustachys distichophylla</i>	61,19	420.619	3.824	18
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i>	8,64	2.252	20	<1
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	403,19	950.790	8.644	41
TOTAL	938,35	2.302.200	20.929	100

Entre as espécies arbóreas buscamos priorizar aquelas com sementes médias ou grandes, com maior probabilidade de germinar sob gramíneas exóticas e de alta durabilidade. As sementes foram adquiridas nas empresas IBF, Rede de Sementes do Cerrado e Arbocenter, ou coletadas na Floresta Estadual de Assis. As sementes foram coletadas entre outubro e dezembro de 2015 e armazenadas em câmara fria com temperatura de aproximadamente 13°C. A massa por semente foi obtida na literatura (CARVALHO; SILVA; DAVIDE, 2003; MORI et al., 2012; DURIGAN et al., 1997). As espécies, famílias e médias de massa por semente constam no Quadro 3, abaixo.

Quadro 3 - Espécies arbóreas utilizadas no experimento, respectivas famílias e massa média por semente

Espécie	Massa média por semente (mg)
<i>Aegiphila verticillata</i> Vell. (Lamiaceae)	31,3
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul (Fabaceae)	116,3
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (Fabaceae)	581,4
<i>Dipteryx alata</i> Vogel (Fabaceae)	1.190,5
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne (Fabaceae)	3.125,0
<i>Mabea fistulifera</i> Mart. (Euphorbiaceae)	104,2
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. (Fabaceae)	30,1

<i>Platypodium elegans</i> Vogel (Fabaceae)	357,1
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville (Fabaceae)	105,3
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart. (Fabaceae)	87,0
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl. (Bignoniaceae)	66,66

Em 26 de fevereiro de 2016, cerca de uma semana antes da instalação do experimento, foram realizados procedimentos de quebra de dormência, seguindo as orientações de Brasil (2013) e Souza et al. (2014), conforme Quadro 4, abaixo.

Quadro 4 - Procedimentos de quebra de dormência das sementes das onze espécies arbóreas testadas

Espécie	Procedimento para quebra de dormência
<i>Aegiphila verticillata</i>	Sem tratamento.
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i>	Sem tratamento.
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Escarificação com lixa do lado oposto à micrópila.
<i>Dipteryx alata</i>	Sem tratamento.
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Escarificação mecânica com lixa.
<i>Mabea fistulifera</i>	Sem tratamento.
<i>Plathymenia reticulata</i>	Despontamento do tegumento na parte oposta da micrópila.
<i>Platypodium elegans</i>	Escarificação mecânica com lixa.
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	Despontamento do tegumento com cortador, na lateral do terço superior da semente, com corte pequeno e profundo.
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	Despontamento do tegumento com cortador, na lateral do terço superior da semente, com corte pequeno e profundo.
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Sem tratamento.

4.4 Testes de germinação e procedimentos de semeadura

Foram efetuados testes de germinação em laboratório para conhecer o potencial de germinação do lote utilizado, em condições ideais, para cada uma das espécies arbóreas semeadas em campo. Os testes de germinação foram realizados no Laboratório de Sementes de Mudas (LASEM) da Universidade de São Carlos, Câmpus de Sorocaba, e tiveram início duas semanas antes da instalação do experimento em campo. As sementes foram previamente desinfestadas e, posteriormente, submetidas aos mesmos procedimentos de quebra de dormência realizados para as sementes semeadas em campo (Quadro 4). No laboratório, foram instaladas 4 (quatro) repetições com 25 sementes cada uma delas e a emergência acompanhada durante aproximadamente 30 (trinta) dias. Foi utilizado substrato de vermiculita para espécies com sementes maiores. No Quadro 5, abaixo, encontram-

se as principais informações sobre os testes, conforme Brasil (2013) e Filho et al. (1992). Na foto 3 é ilustrado o teste de germinação realizado em laboratório para três espécies: *Platymenia reticulata*; *Platypodium elegans* e *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*.

Quadro 5 - Procedimentos de teste de germinação em laboratório para cada espécie arbórea utilizada no experimento

Espécies	Desinfestação	T °C	Fotoperíodo	Substrato
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> , <i>Copaifera langsdorffii</i> , <i>Mabea fistulifera</i> , <i>Platymenia reticulata</i> , <i>Stryphnodendron adstringens</i> , <i>Stryphnodendron polyphyllum</i> , e <i>Zeyheria tuberculosa</i>	Detergente. 5 gotas para 100 ml água. 5-10 minutos, seguido por lavagem em água corrente.	25	12/12horas	Rolo de Papel
<i>Aegiphila verticillata</i> , <i>Dipteryx alata</i> , <i>Hymenaea stigonocarpa</i> e <i>Platypodium elegans</i>				Vermiculita expandida

Foto 3 – Ilustração do teste de germinação em laboratório



Legenda - Da esquerda para a direita: *Platymenia reticulata* em rolo de papel, *Platypodium elegans* em vermiculita expandida, *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* em rolo de papel. Foto: Alexandre Carneiro – 2016.

Para a semeadura em campo, as sementes das espécies arbóreas foram depositadas manualmente, uma a uma, em cavidades com profundidade compatível ao tamanho da semente, de forma que as sementes ficaram cobertas por uma camada de solo com altura semelhante à espessura da semente. As cavidades foram abertas por meio de gabarito com superfície de 2 x 1 m (1 m²) (Fotos 4, 5 e 6). O mix de gramíneas nativas (8,53 gramas por subparcela) foi misturado com substrato da marca Vivatto Slim Plus, composto por casca de pinus, vermiculita, carvão vegetal moído, espuma fenólica, aditivos (NPK) leves, e semeado a lanço (Foto 7). A

semeadura ocorreu de 02 a 04 de março de 2016. Na foto 8 é ilustrada a germinação em campo para cinco espécies arbóreas.

Foto 4 - Gabarito utilizado para a abertura de pequenas cavidades para facilitar e padronizar a semeadura de espécies arbóreas, município de Botucatu, estado de São Paulo



Foto 5. Equipe de campo abrindo covas no Bloco 5 do experimento com o uso de gabaritos, município de Botucatu, estado São Paulo



Foto 6 - Vista da parcela após a abertura das cavidades para a semeadura das de espécies arbóreas, município de Botucatu, estado São Paulo

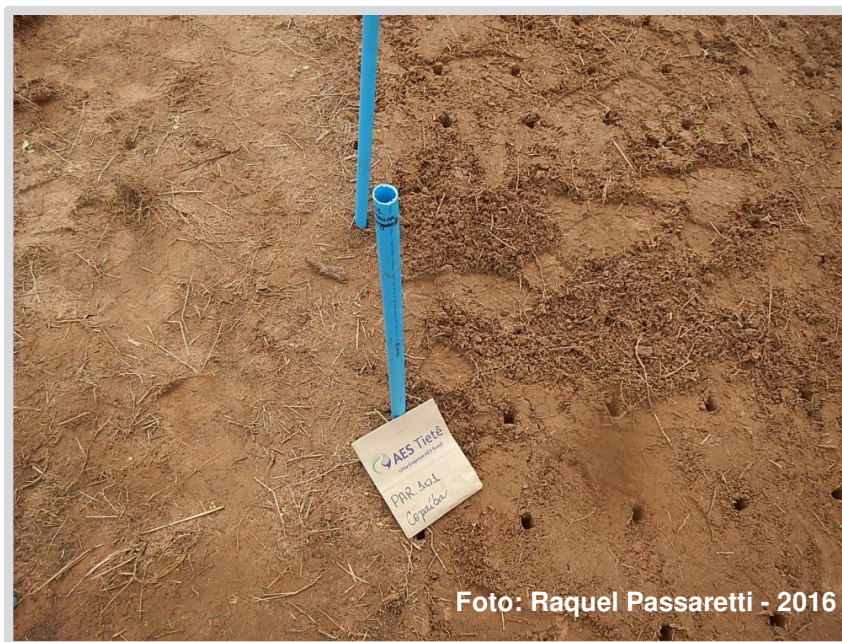


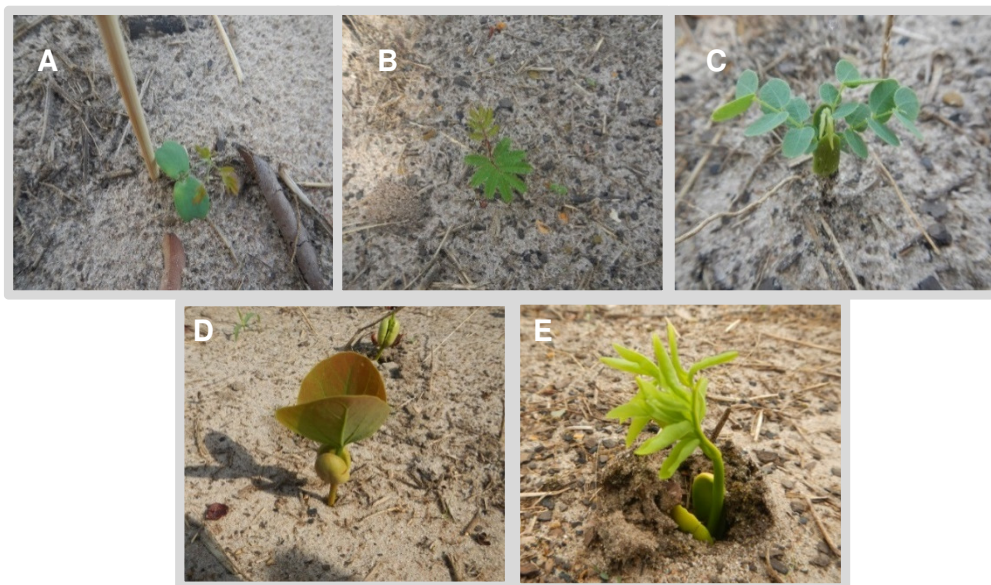
Foto: Raquel Passaretti - 2016

Foto 7 - Subparcelas semeadas a lanço com mix de gramíneas nativas + substrato (cor preta), no município de Botucatu, estado de São Paulo



Foto: Raquel Passaretti – 2016

Foto 8 – Indivíduos de espécies arbóreas emergidos em campo



Legenda - A: *Platymenia reticulata* (esq.), B: *Anadenanthera peregrina falcata*, C: *Stryphnodendron polyphyllum*, D: *Hymenaea stigonocarpa*, E: *Dipteryx alata*. Foto: Raquel Aparecida Passaretti – 2016.

Para evitar a predação das sementes por formigas, foram aplicadas iscas (MIREX-S) no entorno dos blocos, cerca de vinte dias antes da implantação do experimento e após o procedimento de semeadura.

4.5 Coleta e análise de dados

Foi realizada a contagem de indivíduos emergidos (emergência em campo = EC) e mortos (M) nas seguintes ocasiões: aos 10, 20 e 30 dias após a semeadura; ao final das estações chuvosa (abril/2016) e seca (setembro/2016), e após um ano desde a instalação do experimento (março/2017), totalizando seis avaliações. Após um ano, as plantas sobreviventes (S) tiveram medida a altura, com o uso de fita métrica, e o diâmetro do caule, tomado a 5 cm acima da superfície do solo, com o uso de paquímetro digital. Para os indivíduos que não apresentaram comprimento suficiente para medição do diâmetro a 5 cm do solo, medimos na altura máxima antes da ramificação (isto ocorreu com 8 indivíduos dentre 1.925 sobreviventes).

O uso do gabarito para a semeadura (Figuras 5 e 6) possibilitou a codificação dos indivíduos por parcela, linha e coluna, tornando precisas as contagens de emergência e mortalidade.

Comparamos o desempenho das espécies com base na emergência, no estabelecimento e no crescimento nos diferentes tratamentos. Estimamos visualmente a cobertura das subparcelas (%) por plantas indesejáveis (matocompetição) e por gramíneas nativas. Para a estimativa, subdividimos visualmente as subparcelas em quatro quadrantes de 25% cada. Foram consideradas as seguintes classes: solo exposto, *Schizachyrium microstachyum* e/ou *Eustachys distichophylla*, *Urochloa decumbens*, *Panicum maximum*, *Crotalaria micans*, espécies arbóreas semeadas e outros, conforme Kent e Coker (1992). Também identificamos em campo as espécies que compunham a matocompetição com a ajuda de especialistas, visando melhor caracterizar os tratamentos.

Ao término das observações de sobrevivência e crescimento, foram arrancados, aleatoriamente, onze indivíduos de cada espécie arbórea, com uso de pás e cavadeiras. Foi medido o comprimento da parte aérea e da parte subterrânea, para determinação da proporção entre essas duas partes da planta. As plantas foram secas em estufa de circulação forçada, a 60°C por 72 horas, e posteriormente pesadas em balança de precisão (da marca Gehaka, modelo BG 4000), para determinação da biomassa seca e para partição da biomassa aérea e subterrânea.

A emergência, as taxas médias de sobrevivência e crescimento das espécies arbóreas (altura e diâmetro) foram comparadas entre os tratamentos por análise de variância (ANOVA) considerando três fontes de variação: i) bloco, ii) espécies e iii) tratamentos. Quando detectada diferenças estatísticas, realizamos o teste *post-hoc* de Tukey.

Para investigar os atributos funcionais que influenciam o sucesso da semeadura direta, obtivemos valores médios para cada variável por espécie. Realizamos análise de correlações entre as variáveis preditoras (altura, diâmetro, massa da semente, comprimento da raiz, comprimento da parte aérea, razão comprimento raiz:parte aérea, biomassa radicular, biomassa aérea, razão biomassa raiz:parte aérea) e as variáveis resposta (emergência em campo, sobrevivência e sucesso da emergência em campo), por meio de uma matriz de correlação, para detectar redundância entre variáveis e, assim, eliminar correlações espúrias. Na decisão sobre qual variável manter, baseamo-nos nos conhecimentos já existentes sobre processos de germinação e desenvolvimento de plântulas. Para representar o sucesso da emergência em campo calculamos a razão entre a porcentagem de emergência em campo e a porcentagem de emergência em laboratório (EC/EL). Com base nessas

análises, selecionamos as variáveis preditoras a serem submetidas à análise de regressão em busca dos atributos funcionais que explicam o desempenho das espécies na semeadura direta. Testamos diferentes modelos lineares para representar as relações entre essas variáveis, considerando-se que o melhor modelo seria o que resultasse em maior valor de R^2 . Para a sobrevivência, efetuamos análise de regressão múltipla, com variáveis preditoras não autocorrelacionadas (massa da semente, razão da biomassa raiz:parte aérea e comprimento da raiz). Dessa maneira, apenas variáveis com correlação menor que $r^2=0.7$ foram consideradas nos modelos, a fim de eliminar problemas de multicolinearidade. Testamos diferentes modelos para representar as relações entre essas variáveis, considerando as variáveis de maneira isolada e a interação entre elas. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2014).

Para a estimativa dos custos de aquisição de sementes, foram obtidos orçamentos em duas empresas. A densidade da semeadura foi calculada a partir da taxa de sobrevivência de cada espécie a cada uma mil sementes semeadas em campo.

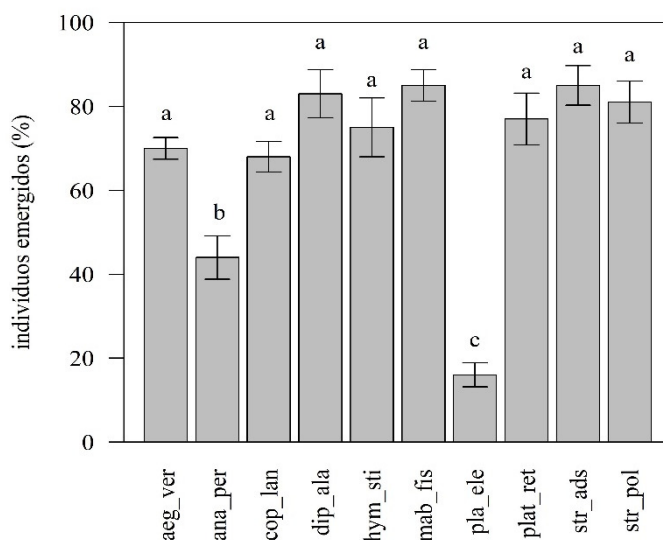
5 RESULTADOS

5.1 Emergência em laboratório

O teste de germinação em laboratório apresentou maior valor médio percentual (85%) de sementes germinadas para as espécies *Mabea fistulifera* e *Stryphnodendron adstringens* e menor valor médio percentual para *Platypodium elegans* (16%) (Gráfico 1). Comparando os resultados entre espécies, apenas *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, e *Platypodium elegans*, diferiram de todas as demais espécies testadas, com valores inferiores a 44% e 16% de germinação, respectivamente ($F=20,58$; $p<0.001$), Gráfico 1.

A espécie *Zeyheria tuberculosa* não foi considerada nas comparações, pois apenas uma semente emergiu em campo e foi visualizada apenas 20 dias após a semeadura.

Gráfico 1 - Porcentagem de indivíduos germinados (de um total de 25 em cada réplica) em laboratório, por espécie

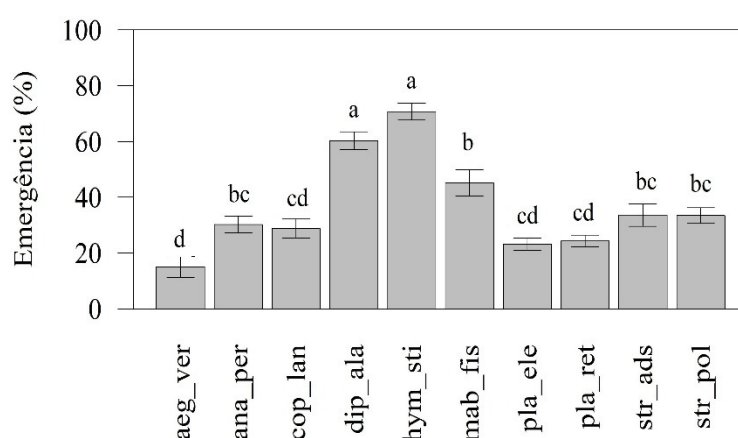


Legenda - Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras representam o erro padrão da média amostral. $F=20,58$; $p<0.001$. **aeg_ver** = *Aegiphila verticillata* Vell.; **ana_per** = *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Benth.) Altschul; **cop_lan** = *Copaifera langsdorffii* Desf. **dip_ala** = *Dipteryx alata* Vogel; **hym_sti** = *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne; **mab_fis** = *Mabea fistulifera* Mart.; **pla_ret** = *Plathymenia reticulata* Benth.; **pla_ele** = *Platypodium elegans* Vogel; **str_ads** = *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville; **str_pol** = *Stryphnodendron polyphyllum* Mart.

5.2 Emergência em campo

A comparação da emergência em campo entre as espécies (Gráfico 2) resultou nos maiores valores médios de emergência por subparcela para *Hymenaea stigonocarpa* (71%) e *Dipteryx alata* (60%). O menor valor médio foi observado para *Aegiphila verticillata* (15%), que diferiu de todas as demais espécies ($F= 27,50$; $p<0.001$).

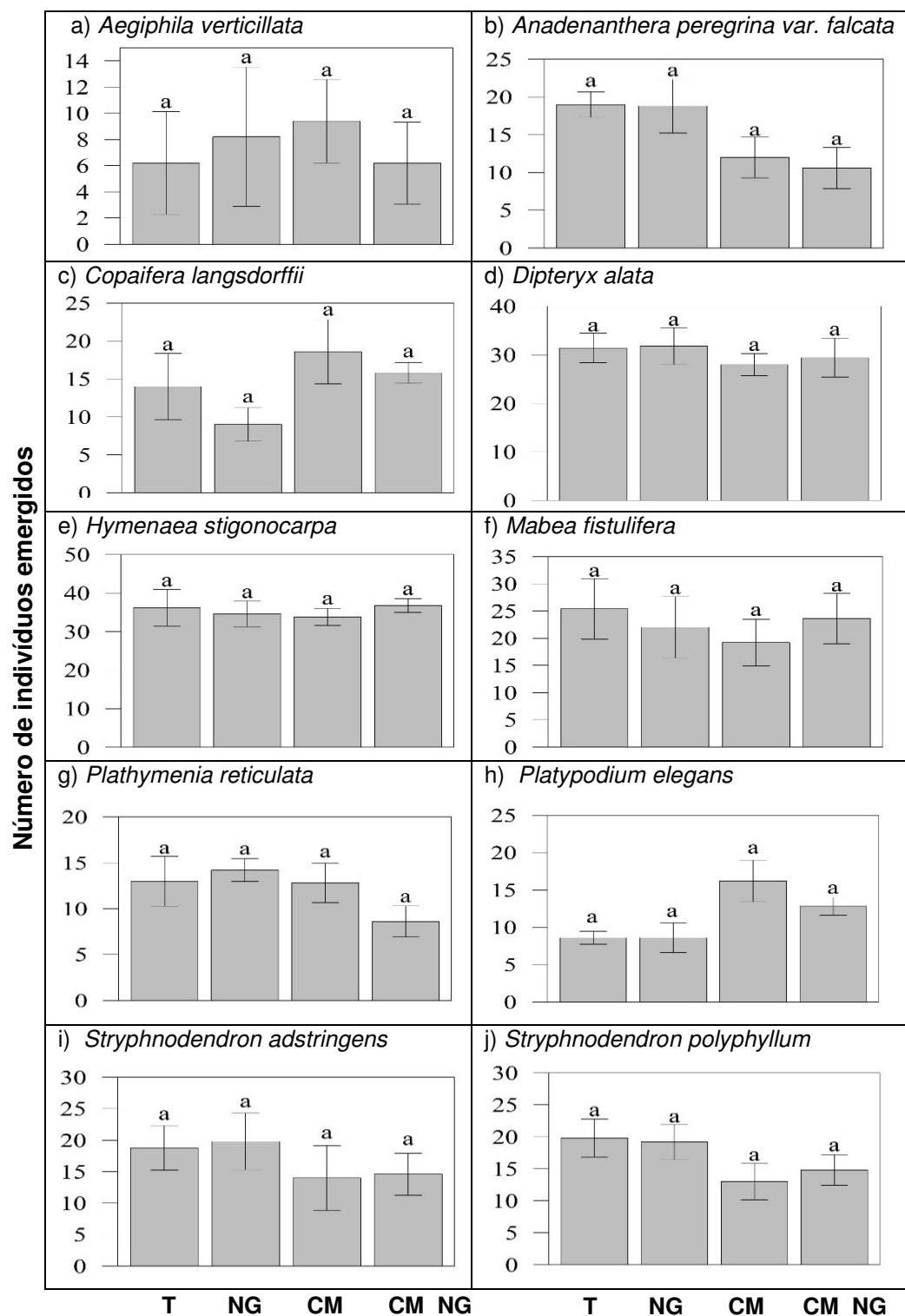
Gráfico 2 - Porcentagem de indivíduos emergidos em campo, aos 12 meses após a semeadura



Legenda - Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras representam o erro padrão da média amostral. $F= 27,50$; $p<0.001$. **aeg_ver** = *Aegiphila verticillata* Vell.; **ana_per** = *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Benth.) Altschul; **cop_lan** = *Copaifera langsdorffii* Desf. **dip_alata** = *Dipteryx alata* Vogel; **hym_sti** = *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne; **mab_fis** = *Mabea fistulifera* Mart.; **pla_ret** = *Plathymenia reticulata* Benth.; **pla_ele** = *Platypodium elegans* Vogel; **str_ads** = *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville; **str_pol** = *Stryphnodendron polyphyllum* Mart.

A comparação da emergência em campo entre tratamentos (Gráfico 3) não apresentou diferença significativa para nenhuma das dez espécies testadas ($F=0,81$; $p=0.74$).

Gráfico 3 - Número de indivíduos emergidos (de um total de 50 sementes semeadas em cada réplica) de cada espécie nos diferentes tratamentos, aos 12 meses após a semeadura



Legenda - T = Testemunha (Sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consorciação com gramíneas nativas; CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas. Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras representam o erro padrão da média amostral. $F=0,81$; $p=0.74$.

No quadro 6 é apresentado o sucesso de emergência para cada espécie, obtido pela razão entre a emergência em campo e a emergência em laboratório, com destaque para as espécies *Hymenaea stigonocarpa* e *Platypodium elegans* que apresentaram 95% e 144% de sucesso de emergência em campo, respectivamente.

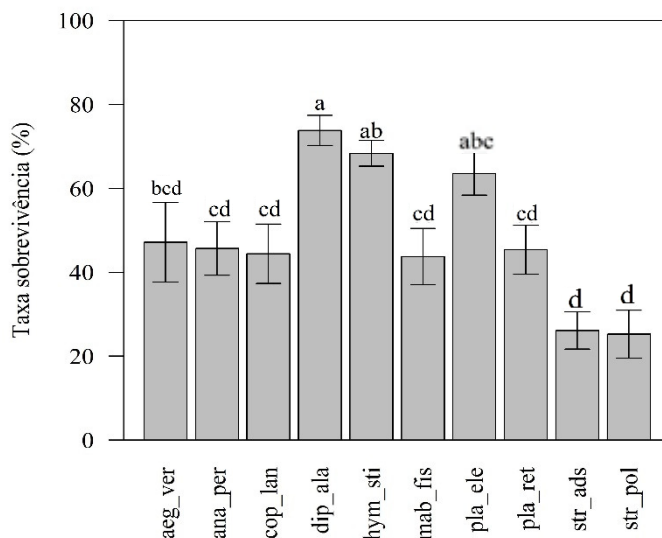
Quadro 6 - Sucesso da emergência em campo (Emergência em campo “EC”/Emergência em Laboratório “EL”, valores expressos em porcentagem)

Espécie	EC/EL (%)
<i>Aegiphila verticillata</i>	21
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i>	68
<i>Copaifera langsdorffii</i>	43
<i>Dipteryx alata</i>	72
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	95
<i>Mabea fistulifera</i>	53
<i>Plathymenia reticulata</i>	31
<i>Platypodium elegans</i>	144
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	40
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	41

5.3 Sobrevivência

A porcentagem de indivíduos sobreviventes aos doze meses após a semeadura, (calculada pela razão entre os indivíduos sobreviventes após um ano de semeadura e os indivíduos emergidos) entre as espécies (Gráfico 4) resultou em maiores valores médios de taxa de sobrevivência em campo para as espécies *Dipteryx alata* (74%), *Hymenaea stigonocarpa* (68%) e *Platypodium elegans* (64%), que não diferiram estatisticamente entre si. Os menores valores médios foram observados para *Stryphnodendron adstringens* (26%) e *Stryphnodendron polyphyllum* (25%). *Aegiphila verticillata*, *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Plathymenia reticulata*, *Copaifera langsdorffii* e *Mabea fistulifera* não diferiram entre si estatisticamente, apresentando as seguintes taxas médias de sobrevivência, respectivamente, 47%, 46%, 45%, 44% e 44% ($F=10,69$; $p<0.001$).

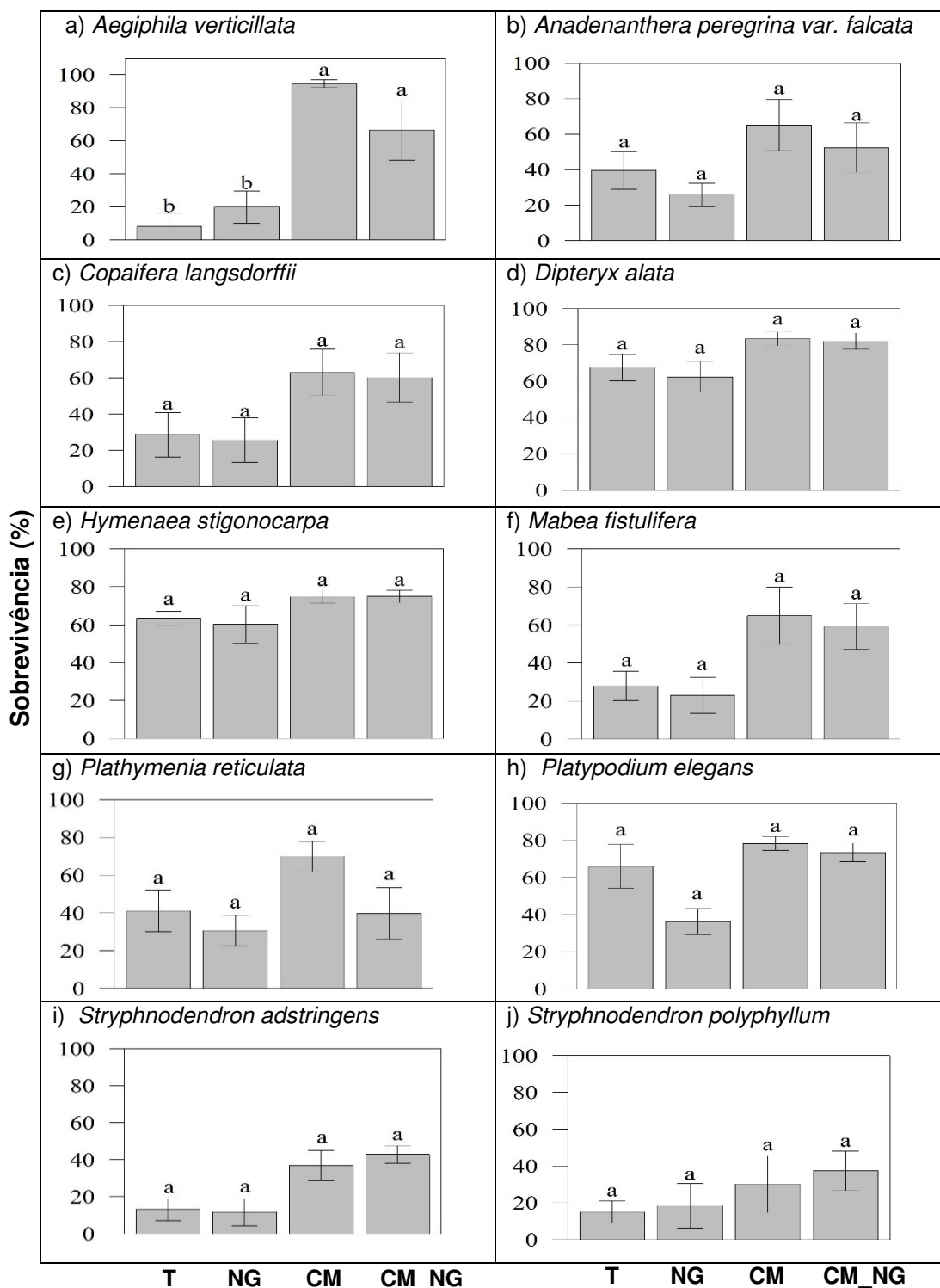
Gráfico 4 - Taxa de sobrevivência em campo entre as dez espécies arbóreas testadas (porcentagem de plantas sobreviventes entre as que germinaram)



Legenda - Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras representam o erro padrão da média amostral. $F=10,69$; $p<0.001$. **aeg_ver** = *Aegiphila verticillata* Vell.; **ana_per** = *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Benth.) Altschul; **cop_lan** = *Copaifera langsdorffii* Desf. **dip_ala** = *Dipteryx alata* Vogel; **hym_sti** = *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne; **mab_fis** = *Mabea fistulifera* Mart.; **pla_ret** = *Plathymenia reticulata* Benth.; **pla_ele** = *Platypodium elegans* Vogel; **str_ads** = *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville; **str_pol** = *Stryphnodendron polyphyllum* Mart.

Na comparação entre os tratamentos de semeadura direta dentro de cada uma das espécies, verificamos que apenas a espécie *Aegiphila verticillata* (Gráfico 5 a) apresentou diferença significativa entre tratamentos, sendo os tratamentos T (8%) e NG (20%), ambos sem controle de matocompetição, com as menores taxas médias de sobrevivência e CM+NG (66%) e CM (94%), ambos com controle de matocompetição, com taxas maiores ($F=4,03$; $p<0.001$).

Gráfico 5 - Taxa de sobrevivência de cada espécie nos diferentes tratamentos, aos doze meses após a semeadura



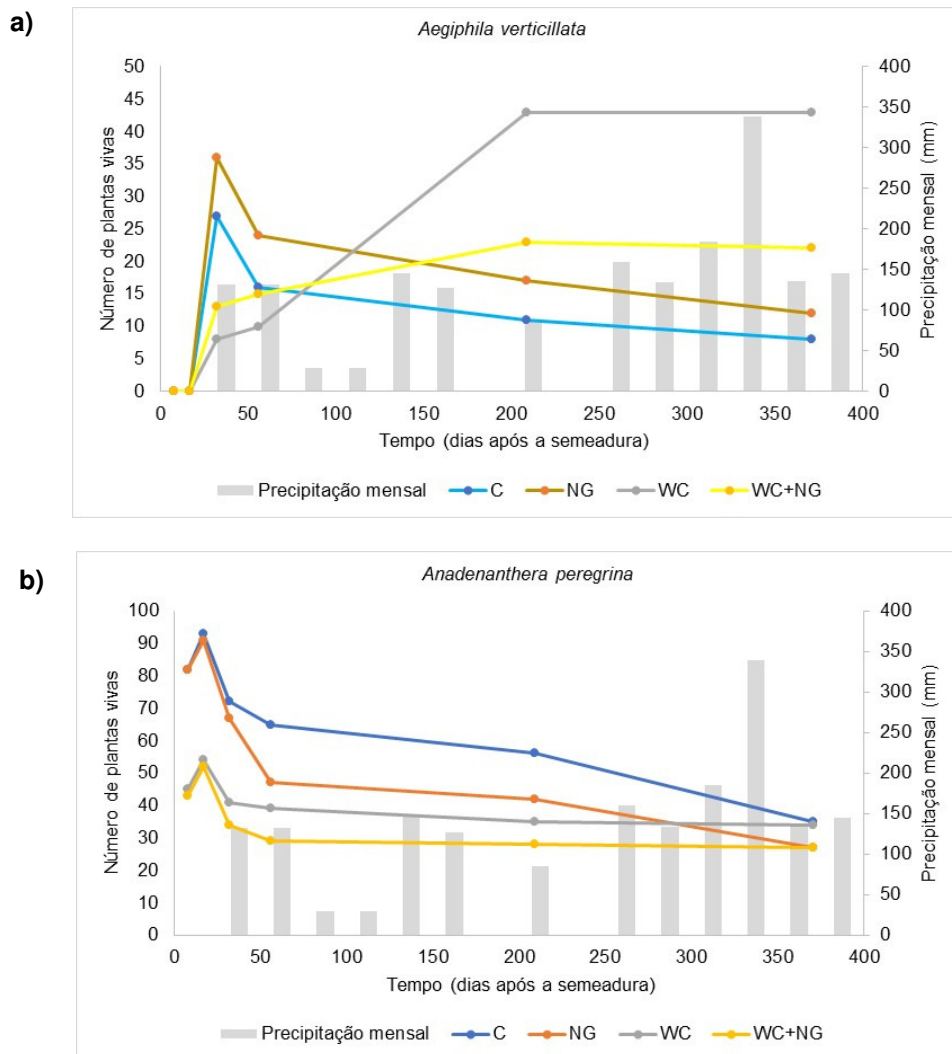
No Gráfico 6, são representados os números de indivíduos sobreviventes (total de plantas vivas) ao longo do tempo, no período do experimento, para cada espécie, em cada tratamento, e os dados de precipitação pluviométrica mensal.

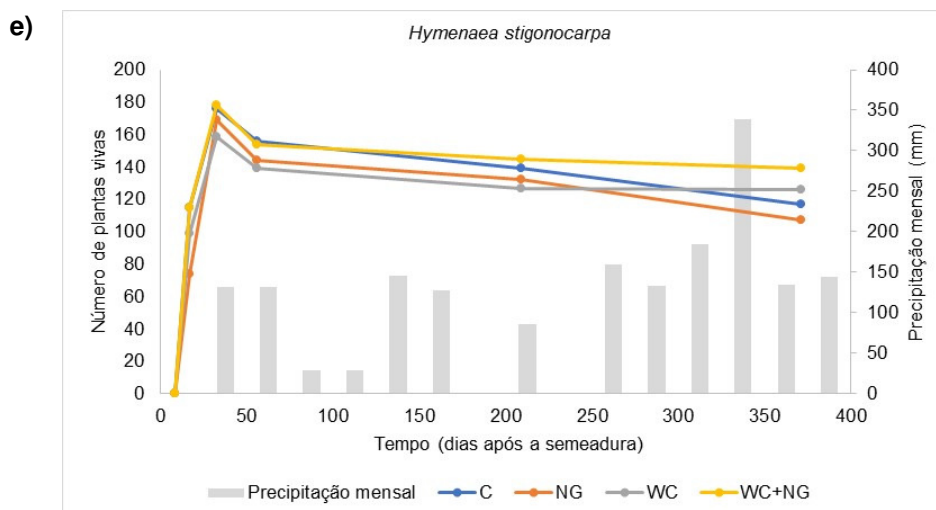
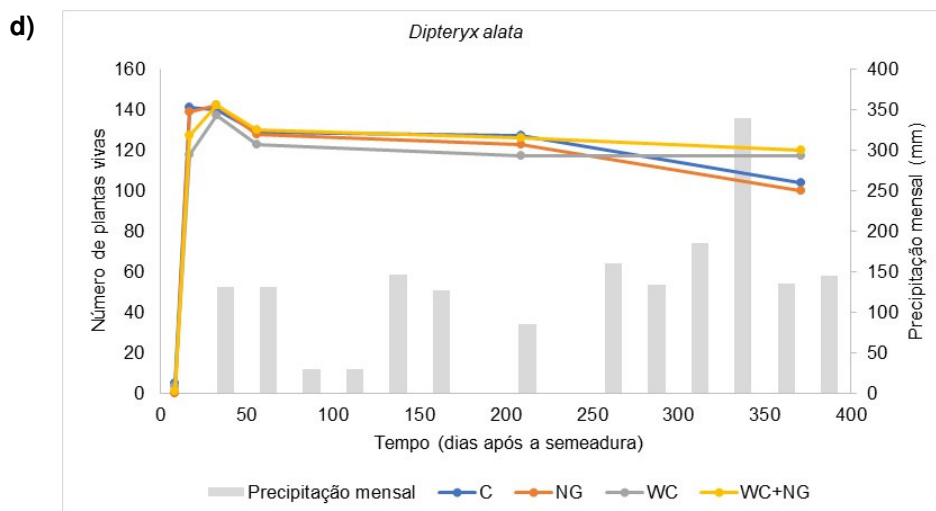
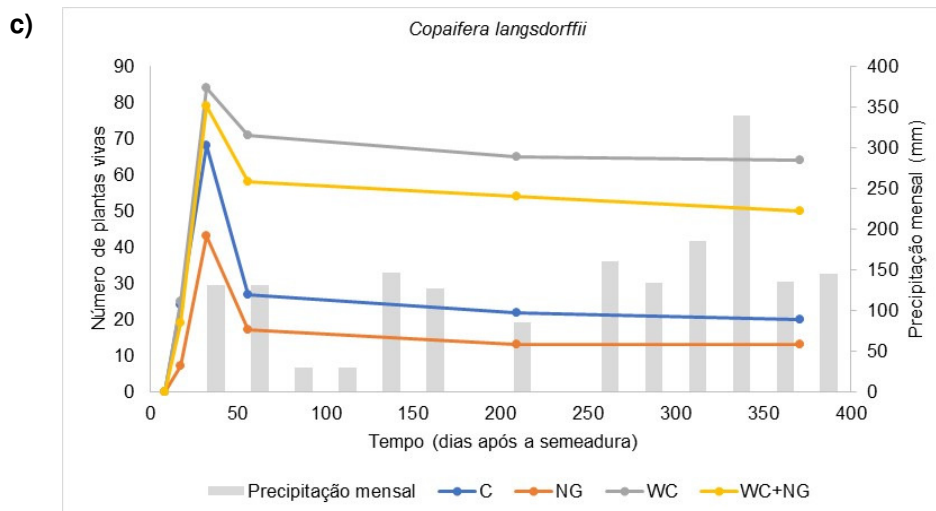
O número de sementes emergidas foi maior, para todas as espécies, nos trinta primeiros dias após a semeadura, exceto para *Aegiphila verticillata*, que apresentou aumento no número de indivíduos emergidos cerca de 200 dias após a semeadura, nas subparcelas com controle de matocompetição (CM) e com controle de matocompetição e gramíneas nativas (CM+NG).

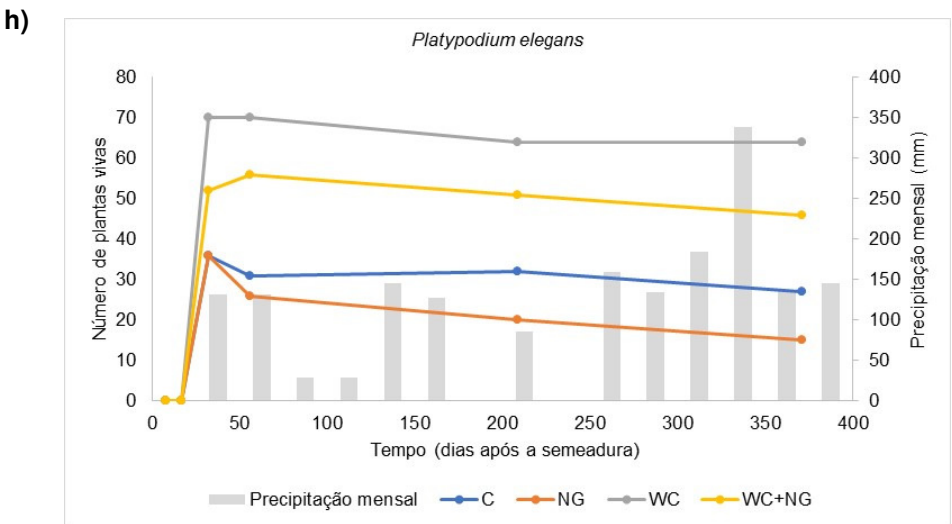
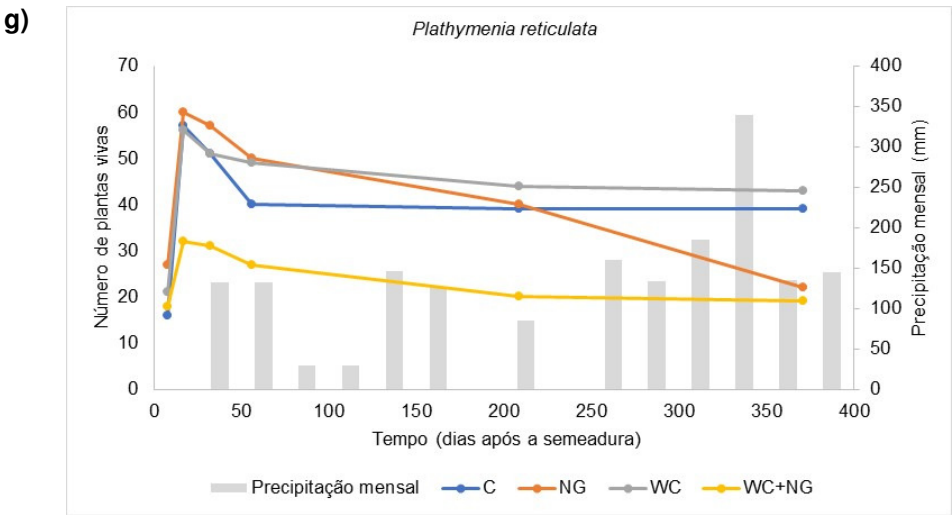
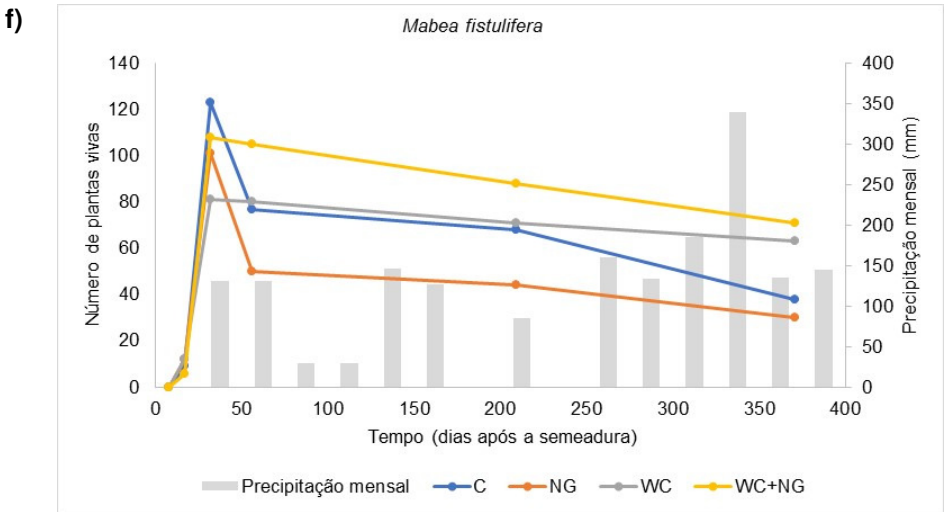
Os maiores valores de mortalidade foram registrados no decorrer da primeira e da segunda estações chuvosas (50 primeiros dias e após 209 dias de semeadura).

Em geral, a maior quantidade de plantas vivas no final do experimento foi observada nas subparcelas com controle de matocompetição (CM e CM+NG), exceto no caso de *Plathymenia reticulata*, que apresentou maior quantidade de plantas vivas nas subparcelas sem a presença de gramíneas nativas (T e CM).

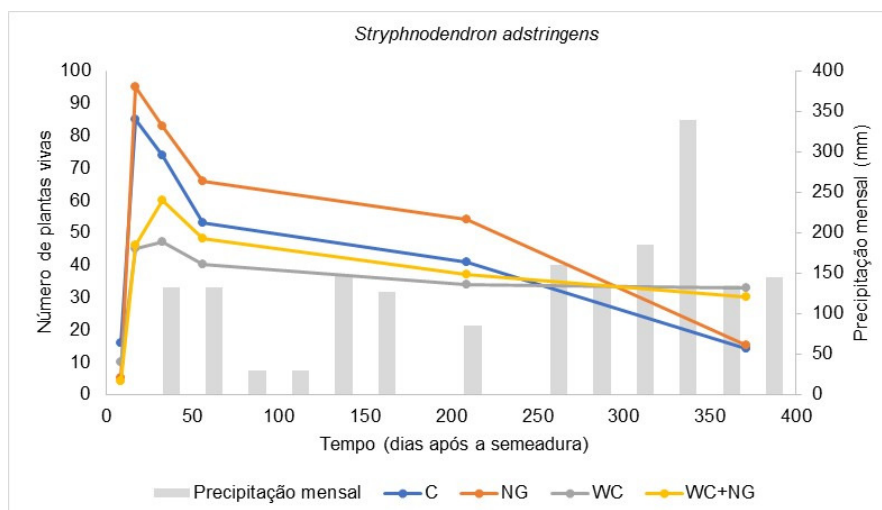
Gráfico 6 - Número de indivíduos sobreviventes (total de plantas vivas) ao longo do tempo após a semeadura, para cada espécie, em cada tratamento (soma de todas as cinco réplicas), e dados de precipitação pluviométrica mensal ao longo do período de observações



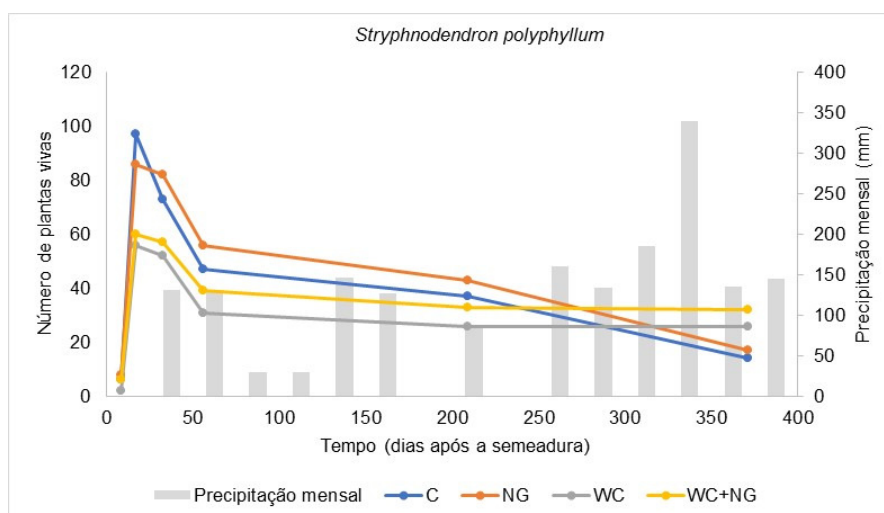




i)



j)

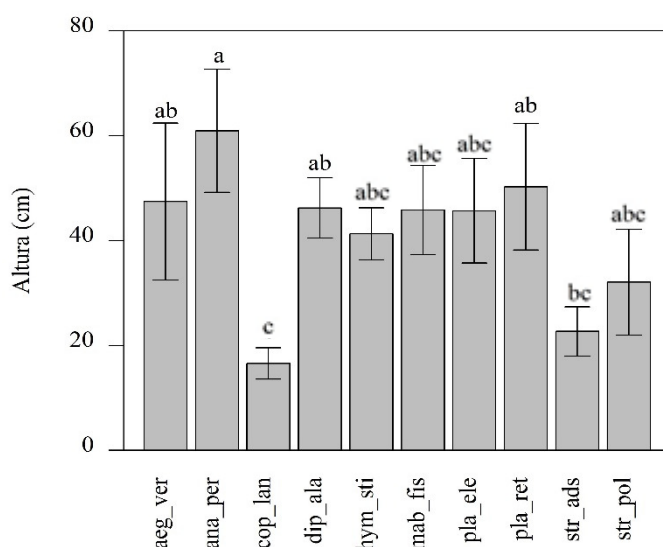


Legenda - Número de indivíduos sobreviventes (total de plantas vivas) ao longo do tempo após a semeadura, para cada espécie, em cada tratamento, e dados de precipitação pluviométrica mensal ao longo do período de observações. Pontos nas linhas correspondem ao evento de contagem das plantas vivas em campo, no total de 6 levantamentos (1ª contagem em 8 dias após a semeadura; 2ª contagem, 17 dias; 3ª contagem, 32 dias; 4ª contagem, 56 dias; 5ª contagem, 209 dias; 6ª contagem, 371 dias). T = Testemunha; NG = Consortiação com gramíneas nativas; CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas.

5.4 Crescimento (altura e diâmetro)

A comparação dos valores médios de altura após um ano desde a semeadura entre as espécies (Gráfico 7) mostrou maior valor médio de altura para a espécie *Anadenanthera peregrina var. falcata* (61 cm) e menor valor médio observado para *Copaifera langsdorffii* (17 cm), ($F=4,29$; $p<0.001$).

Gráfico 7 - Média de altura por espécie arbórea testada, aos 12 meses após a semeadura



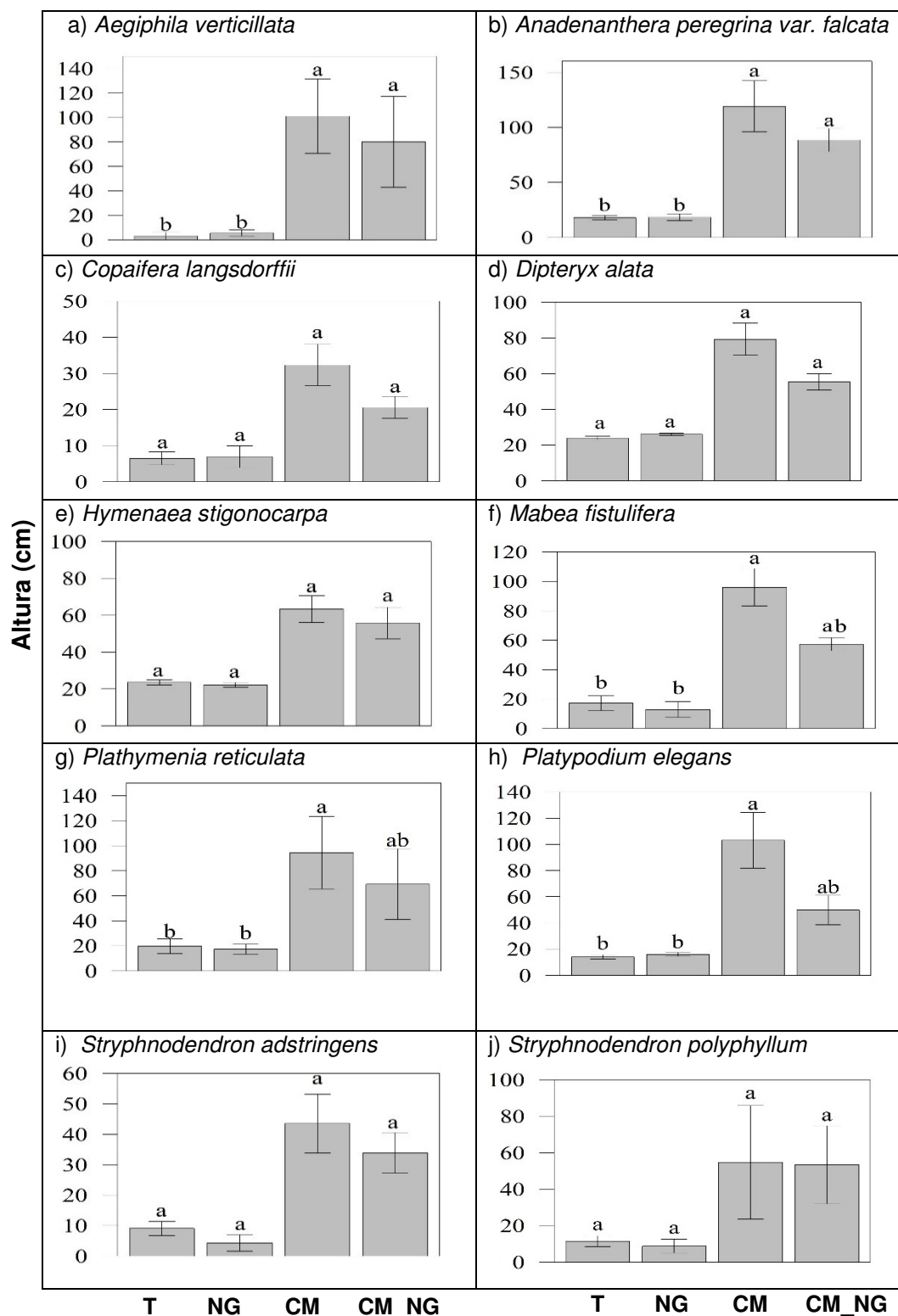
Legenda - Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras ao alto de cada coluna representam o erro padrão da média amostral. $F=4,29$; $p<0.001$.

Na comparação da média de altura (cm) das plantas de cada espécie entre os diferentes tratamentos ($F=7,30$; $p<0.001$), *Aegiphila verticillata* (Gráfico 8a) e *Anadenanthera peregrina var. falcata* (Gráfico 8b) apresentaram diferença significativa entre os conjuntos com (CM e CM+NG) e sem (T e NG) controle de matocompetição, com menores valores médios de altura para os tratamentos sem controle de matocompetição (T e NG).

Para as espécies *Mabea fistulifera* (Gráfico 8f), *Plathymenia reticulata* (Gráfico 8g) e *Platypodium elegans* (Gráfico 8h), a altura média das plantas foi maior com controle de matocompetição e sem semeadura de gramíneas nativas, seguida pelo tratamento com controle de matocompetição e com semeadura de gramíneas nativas, o qual não diferiu dos demais tratamentos (T e NG).

As espécies *Copaifera langsdorffii* (Gráfico 8c), *Dipteryx alata* (Gráfico 8d), *Hymenaea stigonocarpa* (Gráfico 8e), *Stryphnodendron adstringens* (Gráfico 8i) e *Stryphnodendron polyphyllum* (Gráfico 8j) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos.

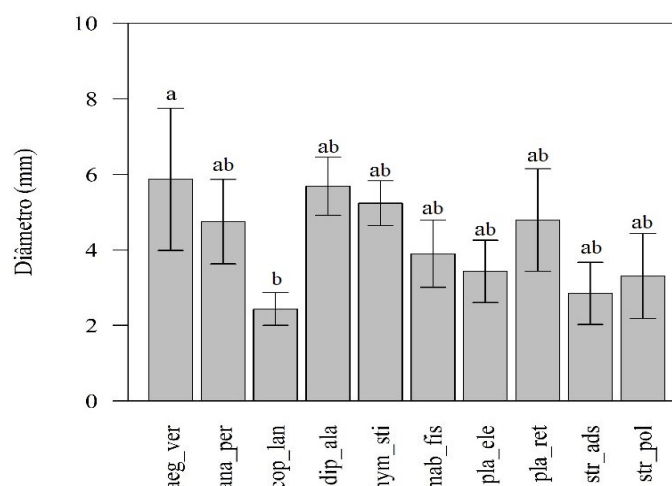
Gráfico 8 - Valores médios de altura de cada espécie arbórea nos diferentes tratamentos, aos 12 meses após a semeadura



Legenda - T = Testemunha (Sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consorciação com gramíneas nativas; CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas. Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras representam o erro padrão da média amostral. $F=7,30$; $p<0.001$.

Comparando os valores médios de diâmetro após um ano da semeadura, *Aegiphila verticillata* (6mm) foi a espécie com maior diâmetro, diferindo apenas de *Copaifera langsdorffii* (2.5mm), que apresentou o menor diâmetro dentre as espécies estudadas (Gráfico 9) ($F= 2,71$; $p=0.006$).

Gráfico 9 - Média de diâmetro por espécie arbórea testada, aos 12 meses após a semeadura

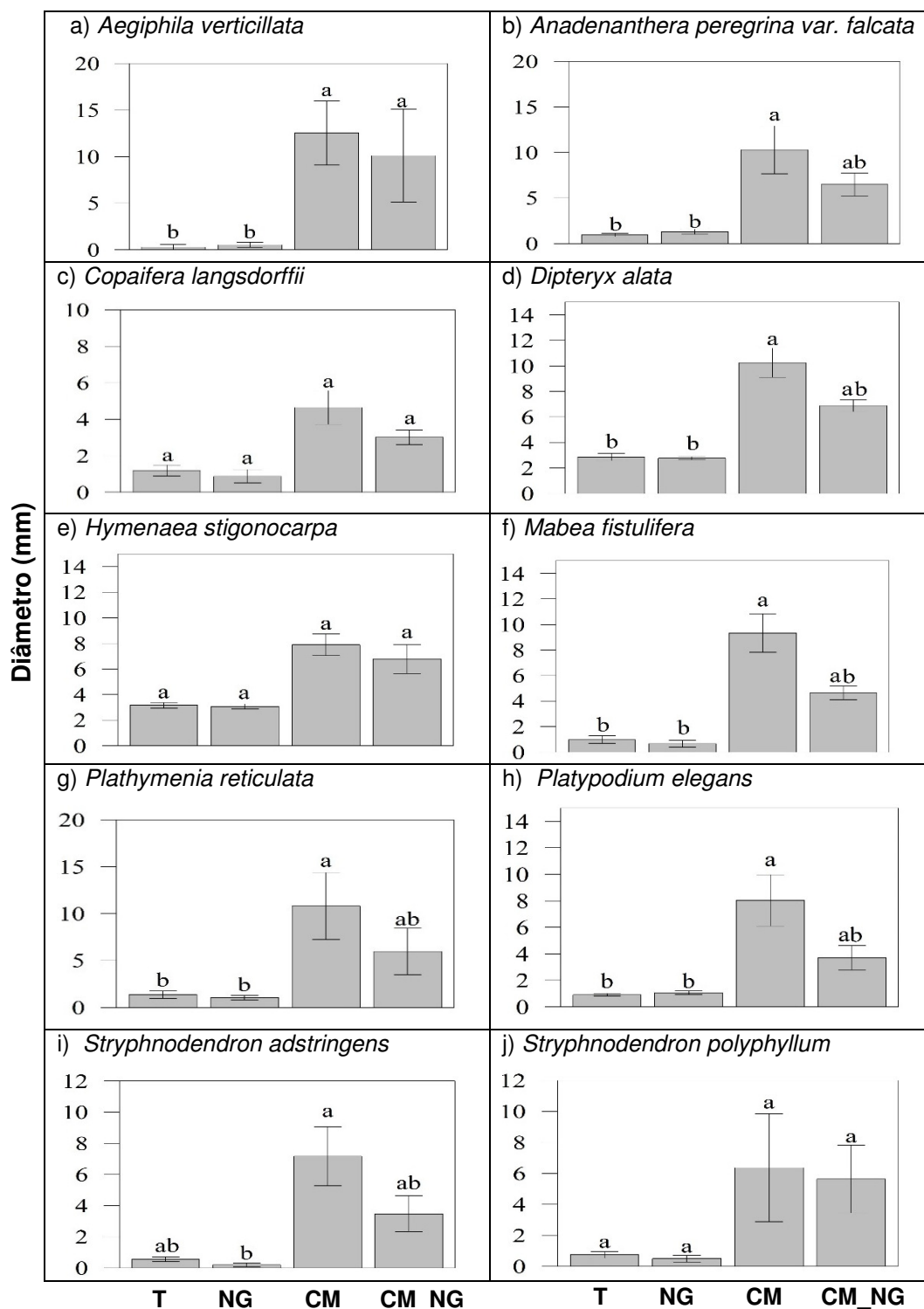


Legenda - Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras ao alto de cada coluna representam o erro padrão da média amostral. $F= 2,71$; $p=0.006$.

Em comparação da média de diâmetro (mm) entre os diferentes tratamentos para cada espécie ($F=7,30$; $p<0.001$), *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (Gráfico 10b), *Dipteryx alata* (Gráfico 10d), *Mabea fistulifera* (Gráfico 10f), *Plathymenia reticulata* (Gráfico 10g) e *Platypodium elegans* (Gráfico 10h), apresentaram diâmetro superior no controle de matocompetição sem semeadura de gramíneas nativas em relação aos tratamentos sem controle de matocompetição, mas não diferiu do tratamento com controle matocompetição + plantio de gramíneas. Para *Aegiphila verticillata* (Gráfico 10a), o conjunto de tratamentos com controle de matocompetição resultou em diâmetro superior aos dois tratamentos sem controle de matocompetição. Para *Stryphnodendron adstringens* (Gráfico 10i), o tratamento sem controle de matocompetição e com presença de gramíneas nativas resultou no menor valor médio de diâmetro, mas não diferiu estatisticamente dos tratamentos T e CM+NG.

As espécies *Copaifera langsdorffii* (Gráfico 10c), *Hymenaea stigonocarpa* (Gráfico 10e) e *Stryphnodendron polyphyllum* (Gráfico 10j) não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos.

Gráfico 10 - Diâmetro médio do caule (mm), medido a 5 cm acima do solo, aos 12 meses após a semeadura direta em campo, para cada espécie entre os diferentes tratamentos



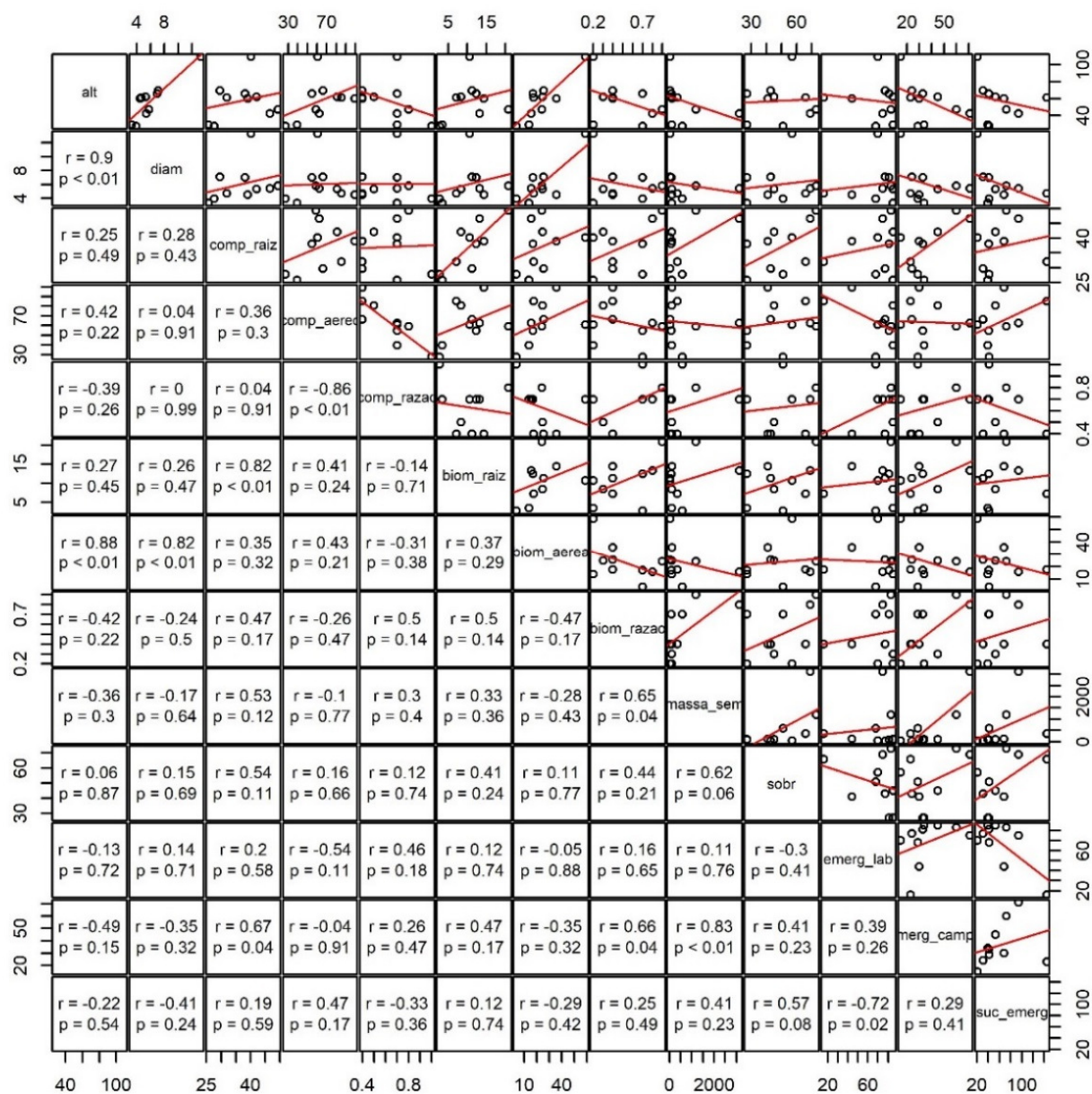
Legenda - T = Testemunha (sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consórcio com gramíneas nativas; CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas. Colunas seguidas por letras iguais não diferem entre si ao nível de 95% de probabilidade; as barras ao alto de cada coluna representam o erro padrão da média amostral. $F=7,30$; $p<0.001$.

5.5 Atributos funcionais

A matriz de correlações (Figura 4) entre as variáveis preditoras (altura, diâmetro, massa da semente, comprimento da raiz, comprimento da parte aérea, razão comprimento raiz: parte aérea, biomassa radicular, biomassa aérea, razão biomassa raiz: parte aérea) e as variáveis resposta (emergência em campo, sobrevivência e sucesso da emergência em campo), mostrou que:

- a) a emergência em campo está relacionada com a massa das sementes, comprimento radicular e a razão da biomassa raiz: parte aérea. Porém, não se pode considerar que a emergência seja efeito do comprimento ou partição de biomassa radicular (não faria sentido biológico), de modo que tais relações não foram investigadas.
- b) a sobrevivência em campo está marginalmente relacionada com a massa das sementes.

Figura 4 - Matriz de correlações de Pearson entre as variáveis preditoras e variáveis resposta, relacionadas com a emergência, o crescimento e a sobrevivência das espécies estudadas, aos 12 meses após a semeadura



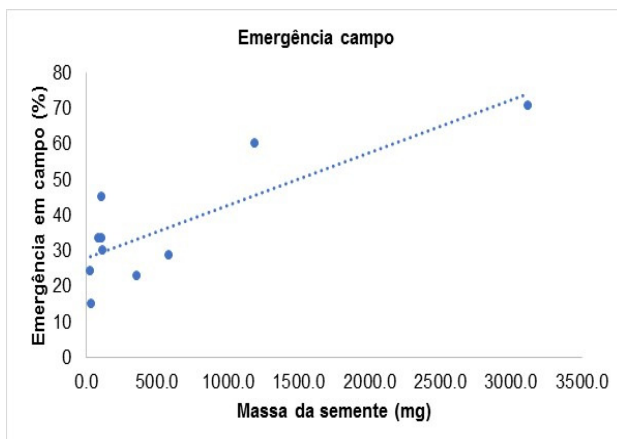
Legenda - a) Matriz de correlações de Pearson entre as variáveis preditoras e variáveis resposta, relacionadas com a emergência, o crescimento e a sobrevivência das espécies estudadas, aos 12 meses após a semeadura. Abreviaturas das variáveis: diam = diâmetro, comp_raiz = comprimento do sistema radicular, comp_aereo = comprimento da parte aérea, comp_razão = razão comprimento parte aérea:raiz, biom_raiz = biomassa do sistema radicular, biom_aerea = biomassa da parte aérea, biom_razão = razão da biomassa parte aérea:parte subterrânea, massa_sem = massa da semente, sobr = taxa de sobrevivência (percentual de indivíduos sobreviventes por indivíduos emergidos), emerg_lab = emergência em laboratório, emerg_campo = emergência em campo, suc_emerg = sucesso da emergência (EC/EL).

Os modelos lineares, elaborados com o conjunto de todas as espécies semeadas, mostraram que 86% da variação na porcentagem de emergência em campo são explicados pela massa da semente. Quanto maior a massa da semente, maior a

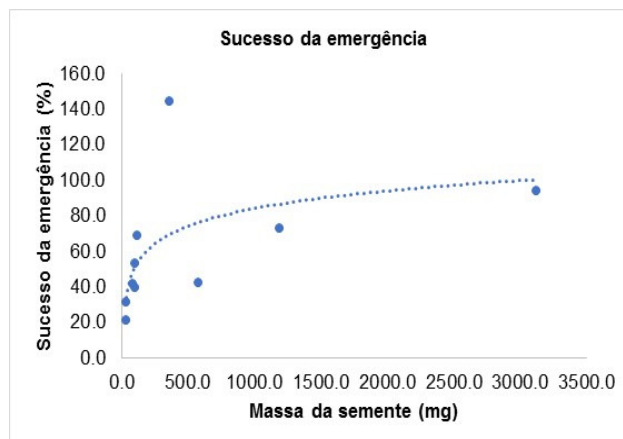
emergência em campo (Gráfico 11). O sucesso da emergência em campo, para este conjunto de espécies, mostrou-se relacionado apenas com a massa da semente, que explicou 60% da variação entre as espécies (modelo logarítmico, Gráfico 11).

Gráfico 11 – a: Relação da massa da semente com a emergência em campo ($y = 0.0148x + 27.943$; $p < 0,01$ e $R^2 = 0,86$); b: sucesso da emergência ($y = 11.87 \ln(x) - 10.18$; $p = 0,008$ e $R^2 = 0,60$)

a)

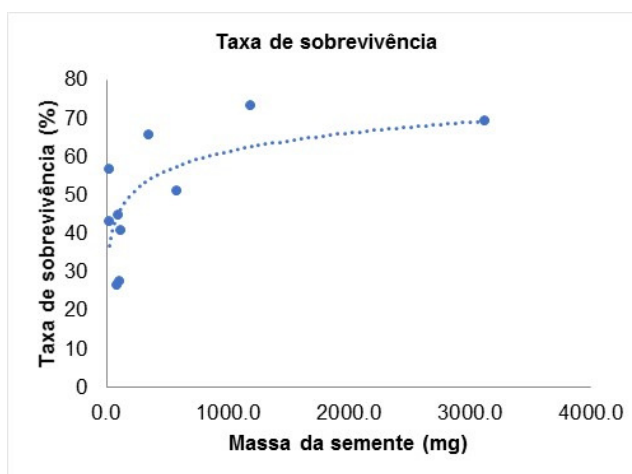


b)



Apenas a massa da semente apresentou influência como fator isolado na sobrevivência das plântulas, explicando 30% da variação entre as espécies (Gráfico 12).

Gráfico 12 - Modelo linear representativo da relação entre taxa de sobrevivência e a massa das sementes de espécies arbóreas semeadas diretamente em campo ($y = 0.14 \ln(x) + 0.07$; p valor = 0,05 e $R^2 = 0,30$)



Porém, por meio de regressão múltipla, verificamos que a interação entre as três variáveis – massa das sementes, biomassa raiz: parte aérea e comprimento da raiz

resultou em modelo com elevado poder preditivo ($F=18.22$, $R^2 = 0.93$, $p = 0.05$). Ou seja, a sobrevivência foi melhor explicada pela interação entre os três atributos funcionais, que, juntos, explicam 93% da variação na sobrevivência das plântulas oriundas de semeadura direta em campo.

5.6 Cobertura por gramíneas exóticas e ervas ruderais (matocompetição) e gramíneas nativas

No Quadro 7 são apresentadas as espécies de plantas exóticas e ruderais (matocompetição) na área experimental. As subparcelas que abrigaram os tratamentos T e NG começaram a ser invadidas por espécies indesejadas (matocompetição) logo nos primeiros dias após a semeadura. As gramíneas nativas foram observadas cerca de 2 meses após a semeadura. Na Foto 9 é possível observar a diferença de cobertura entre tratamentos aos 7 meses após a implantação do experimento.

Para as parcelas que abrigaram os testes com gramíneas nativas, apenas as espécies *Eustachys distichophylla* e *Schizachyrium microstachyum* emergiram. *Schizachyrium microstachyum* dominou todas as subparcelas do tratamento CM+NG, com média de 77,3% de cobertura e desvio padrão de 18,7%. *Eustachys distichophylla* cobriu apenas 1% em uma subparcela (CM+NG).

Em todas as subparcelas do tratamento NG (sem controle de matocompetição e com semeadura de gramínea nativa), as gramíneas nativas apresentaram baixa porcentagem média de cobertura (1,9% de cobertura e desvio padrão de 2,8%) e valor máximo de 10% de cobertura. Nas 55 subparcelas T (sem controle de matocompetição e sem a semeadura de gramíneas nativas), *Schizachyrium microstachyum* também emergiu, apresentando cobertura média de 0,9%, desvio padrão de 2% e cobertura máxima de 10%.

Na Tabela 1 constam as porcentagens médias de cobertura pelas diferentes espécies distribuídas nas classes; solo exposto, *Schizachyrium microstachyum* e/ou *Eustachys distichophylla*, *Urochloa decumbens*, *Panicum maximum*, *Crotalaria micans*, arbórea e outros. Nesta análise consideramos o conjunto de todas as espécies semeadas em cada um dos tratamentos. A classe denominada “Arbórea” refere-se, essencialmente, às árvores que foram semeadas.

Foto 9 - Vista do Bloco 3 com os diferentes tratamentos (CM, CM+NG, T e NG), no município de Botucatu, estado de São Paulo



Legenda - Vista do Bloco 3 com os diferentes tratamentos (CM, CM+NG, T e NG), no município de Botucatu, estado de São Paulo. CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas; T = Testemunha (Sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consorciação com gramíneas nativas.

Quadro 7 - Composição específica das plantas exóticas e ruderais (matocompetição), respectivas famílias e formas de vida, aos 11 meses após a instalação do experimento

Família	Espécie	Forma de Vida
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Subarbusto
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Arbusto
Asteraceae	<i>Lepidaploa chamissonis</i> (Less.) H.Rob.	Arbusto
Asteraceae	<i>Lepidaploa remotiflora</i> (Rich.) H.Rob.	Arbusto
Asteraceae	<i>Vernonanthura</i> sp.	Arbusto
Fabaceae	<i>Aeschynomene selloi</i> Vogel	Arbusto
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Subarbusto
Fabaceae	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Erva
Fabaceae	<i>Crotalaria micans</i> Link	Arbusto
Fabaceae	<i>Mimosa polycarpa</i> Kunth	Arbusto
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.	Subarbusto
Fabaceae	<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	Subarbusto
Fabaceae	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Subarbusto
Malvaceae	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Erva
Malvaceae	<i>Gaya pilosa</i> K.Schum.	Erva
Malvaceae	<i>Sida cordifolia</i> L.	Subarbusto
Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i> K.Schum.	Subarbusto
Malvaceae Juss.	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	Subarbusto
Smilacaceae	<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	Trepadeira
Solanaceae	<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Erva
Fabaceae	<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	Subarbusto
Convolvulaceae	<i>Merremia macrocalyx</i>	Trepadeira
Malvaceae	<i>Pavonia</i> sp.	Arbusto

Tabela 1 - Cobertura do solo em porcentagem dentro de cada tratamento, valores médios seguidos pelo desvio padrão distribuídos nas classes “Solo Exposto”, “Gramíneas nativas” (*Schizachyrium microstachyum* e/ou *Eustachys distichophylla*), “*Urochloa decumbens*”, “*Panicum maximum*”, “*Crotalaria micans*”, “Arbórea (semeadas)” e “Outros”

Tratamento	Solo Exposto (%)	Gramíneas nativas (%)	<i>Urochloa decumbens</i> (%)	<i>Panicum maximum</i> (%)	<i>Crotalaria micans</i> (%)	Arbórea (%)	Outros (%)
	M	M	M	M	M	M	M
T	0±1	1±2	77±23	5±22	6±11	0±1	10±10
NG	0±1	2±3	76±23	5±22	6±11	0±1	10±10
CM	61 ± 38	0	0	0	0	39±38	0
CM+NG	12 ±16	77±19	0	0	0	11±13	0

Legenda - CM = Controle de matocompetição; CM+NG = Controle de matocompetição + gramíneas nativas; T = Testemunha (Sem controle de matocompetição e sem gramíneas nativas); NG = Consorciação com gramíneas nativas. Avaliação realizada aos 12 meses após a semeadura.

5.7 Estimativa de custos das sementes para a semeadura direta para cada espécie arbórea

Com base nos dados de emergência e estabelecimento (sobrevivência) das espécies testadas, é apresentada a estimativa de custos para compra de sementes por espécie, no Quadro 8, considerando uma situação hipotética de 1.667 plantas a serem obtidas por hectare um ano após a semeadura, que é a densidade usualmente utilizada nos plantios por mudas (HAHN et al., 2004).

Quadro 8 - Estimativas de densidade de semeadura e custos para semeadura direta das espécies arbóreas testadas

Espécie	Nº sementes para 1667 mudas ha ⁻¹	Massa média por semente (kg)	Massa (kg) sementes para 1667 mudas ha ⁻¹	Valor do kg (R\$)	Custo semente (R\$ ha ⁻¹)
<i>Aegiphila verticillata</i>	19.384	0,0000313	0,61	380,00	230,55
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i>	13.553	0,0001163	1,58	600,00	945,72
<i>Copaifera langsdorffii</i>	11.271	0,0005814	6,55	420,00	2.752,27
<i>Dipteryx alata</i>	3.806	0,0011905	4,53	400,00	1.812,39
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	3.403	0,003125	10,63	460,00	4.891,43
<i>Mabea fistulifera</i>	8.232	0,0001042	0,86	250,00	214,45
<i>Plathymenia reticulata</i>	16.153	0,0000301	0,49	470,00	228,52
<i>Platypodium elegans</i>	10.982	0,0003571	3,92	400,00	1.568,61
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	18.159	0,0001053	1,91	450,00	860,47
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	18.709	0,000087	1,63	400,00	651,08

6 DISCUSSÃO

6.1 Emergência e sucesso da emergência em campo

Todas as espécies estudadas apresentaram emergência em campo menor que 50%, exceto *Dipteryx alata* e *Hymenaea stigonocarpa* que apresentaram, respectivamente, 60% e 71%. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva et al. (2015), com taxas de emergência em campo acima de 52% para as espécies *Dipteryx alata* e *Hymenaea stigonocarpa*, estando o sucesso provavelmente relacionado com o fato de essas espécies possuírem maior massa de semente (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013). O tamanho da semente tem importante papel na sobrevivência das plântulas (METZ et al., 2010), principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento, quando ainda utilizam suas reservas nutricionais (LEISHMAN et al., 2000).

Zeyheria tuberculosa apresentou 29% de emergência média no teste de germinação em laboratório, mas teve apenas uma semente emergida em campo. Apesar de a semente de *Z. tuberculosa* ser classificada como ortodoxa, há recomendação técnica de armazenamento em câmara fria por, no máximo, 30 dias após a colheita das sementes (ARBOCENTER). No presente estudo, as sementes de *Z. tuberculosa* ficaram armazenadas por aproximadamente 5 meses em câmara fria e cerca de 7 dias em temperatura ambiente no intervalo entre a preparação do solo e a semeadura efetiva, o que pode ter contribuído com a perda rápida de viabilidade das sementes. O enterramento da semente para evitar predação, remoção e dessecação também pode ter afetado negativamente a germinação desta espécie. Para a produção de mudas de *Z. tuberculosa* é indicado que as sementes sejam colocadas sob fina camada de solo ou de palha (LUZ; FERREIRA; KAGEYAMA, 1985). Conforme Silva; Vieira (2017), em pesquisa com 16 espécies de cerrado, o surgimento das plântulas foi negativamente influenciado pelo enterramento para as sementes com forma plana. Desse modo, a ausência ou menor quantidade de luz devido ao enterramento pode ter sido crucial para o insucesso da espécie em campo. Todas as restrições observadas levam à conclusão de que esta espécie não se adapta à semeadura direta para fins de restauração.

O sucesso de emergência em campo das espécies (EC/EL), que corresponde à emergência observada em campo em relação à emergência esperada com base nos

testes de laboratório, também apresentou, em geral, valores abaixo ou próximos de 50%, com exceção de *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (68%), *Dipteryx alata* (72%), *Hymenaea stigonocarpa* (95%) e *Platypodium elegans* (144%). Em outras palavras, a germinação em campo foi, na maioria dos casos, menos da metade da germinação obtida em laboratório. Merece reflexão o caso de *Platypodium elegans*, que apresentou maior emergência em campo do que em laboratório, resultando em 144% de sucesso de emergência em campo. Devido aos objetivos da pesquisa e dados coletados, não foi possível diagnosticar com exatidão o motivo desse resultado. Assim como observado por Kolb et al. (2016) com algumas espécies de gramíneas do cerrado, fatores bióticos ou abióticos desconhecidos e não controlados talvez tenham favorecido a germinação desta espécie em campo,

Os principais fatores que influenciam o processo germinativo são: água, temperatura e oxigênio (PÁSZTOR, 1959). A luz também pode ser imprescindível para a germinação de algumas espécies (POPINIGIS, 1977; TOLEDO, FILHO, 1977; CARVALHO, NAKAGAWA, 2000). É esperado que as espécies arbóreas apresentem maiores taxas de germinação em laboratório em comparação às taxas de campo, assim como observamos em quase todas as espécies testadas (10 de 11). Embora tenham sido realizados procedimentos para minimizar os filtros iniciais do campo (quebra de dormência, enterramento das sementes, controle de formigas), vários outros fatores podem estar relacionados com o baixo sucesso de emergência (EC/EL). Em ambiente controlado, as sementes são protegidas de desafios enfrentados em campo, tais como como predação, ataque de patógenos, competição interespecífica, remoção, recursos limitantes (luz, água, temperatura), entre outros (SALAZAR et al., 2012). Porém, não observamos predação, remoção e/ou ataque de patógenos, e a competição interespecífica se tornou mais intensa apenas após o período de maior emergência das plântulas (30 dias após a semeadura), de modo que a quantidade de água disponível e/ou a temperatura podem ter sido os principais fatores limitantes para a emergência em campo. No entanto, é importante ressaltar que pudemos registrar apenas as plântulas que tiveram capacidade de ultrapassar a camada de solo colocada sobre a semente na semeadura em campo, tornando-se visíveis. Tomamos o cuidado de cobrir cada semente com uma camada de solo proporcional ao seu tamanho, mas ainda assim não é possível afirmar que a germinação não ocorreu para todas as sementes que não foram contadas, sendo possível que a semente tenha tido os recursos essenciais suficientes para a germinação (água, temperatura, luz e

oxigênio), mas não tenha tido reservas nutritivas suficientes para transpor a camada de solo. *Aegiphila verticillata* apresentou boa germinação em laboratório (70%) e baixa germinação em campo (15%), assim como *Plathymenia reticulata* (77% e 24%). Essas duas espécies possuem as menores massas de semente dentre as espécies estudadas (*Aegiphila verticillata* com média de 30 mg por semente e *Plathymenia reticulata*, 31 mg), indicando que a menor reserva nutritiva pode ter sido um fator determinante para a superação de filtros ecológicos iniciais enfrentados em campo, como, por exemplo, a dificuldade para a absorção de água devido ao menor calibre ou comprimento (superfície de contato) da radícula nas fases iniciais de desenvolvimento.

6.2 Desenvolvimento e estabelecimento das espécies arbóreas nativas semeadas (sobrevivência)

As espécies *Copaifera langsdorffii*, *Dipteryx alata*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Platypodium elegans* e *Aegiphila verticillata* apresentaram taxas de sobrevivência acima de 50%. *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Plathymenia reticulata* e *Mabea fistulifera* apresentaram entre 40 e 44% de taxa de sobrevivência, enquanto que *Stryphnodendron adstringens* e *Stryphnodendron polyphyllum* apresentaram as menores taxas (cerca de 25% para ambas). Nas savanas tropicais, a dessecação do solo é considerada o principal fator que limita a sobrevivência de plântulas e sementes (KHURANA, SING, 2004; KOS, POSCHLOD, 2008). Embora a semeadura tenha sido feita na estação chuvosa, houve grandes variações na precipitação diária nos primeiros trinta dias após a semeadura (0 a 27,4 mm), sendo que em 19 dias não houve precipitação. Nesse mesmo período foram constatadas as maiores taxas de germinação e também as maiores taxas de morte das plântulas devido, provavelmente, à dessecação. Ainda, é importante ressaltar que a fase inicial de desenvolvimento é crítica para o estabelecimento da planta, pois os seus mecanismos de defesa (fisiológicos e morfológicos) não estão totalmente maduros, tornando-a mais vulnerável não apenas à dessecação, mas também a outras ameaças, como a predação, remoção ou patógenos. A maioria dos indivíduos sobreviventes no final da primeira estação chuvosa se manteve viva até o final da estação seca.

Para a prática da restauração é interessante não apenas que a semente germine, mas, especialmente, que consiga se estabelecer. Dessa forma, espécies que

apresentam baixa taxa de germinação em campo, mas altas taxas de sobrevivência, podem ser de interesse para a semeadura direta, apesar das implicações disso sobre o custo da restauração. No item 6.6 é apresentada a estimativa de densidade de semeadura por espécie e de custos para a compra de sementes.

6.3 Influência das gramíneas nativas e da matocompetição no desempenho das espécies arbóreas

Não foi observada diferença significativa entre tratamentos para a emergência em campo em nenhuma das espécies arbóreas testadas. A competição interespecífica (entre as espécies semeadas e as plantas indesejáveis) não foi intensa no período de maior emergência (30 primeiros dias). Embora a colonização das subparcelas sem controle de matocompetição tenha começado a ocorrer logo nos primeiros dias após a semeadura, a dominância das ervas daninhas e gramíneas exóticas nas subparcelas foi maior a partir do segundo mês desde a instalação do experimento.

Quanto à sobrevivência apenas *Aegiphila verticillata* apresentou diferença significativa entre tratamentos. No entanto, o crescimento em altura e/ou diâmetro foi claramente comprometido pela matocompetição, para a maioria das espécies, exceto *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Stryphnodendron polyphyllum* que não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos para nenhuma das duas variáveis (altura e diâmetro).

Os tratamentos com gramíneas nativas não demonstraram padrões que sugerissem interferência negativa ou positiva dessas no crescimento em altura e diâmetro ou na taxa de sobrevivência das espécies arbóreas.

6.4 Gramíneas nativas x ervas ruderais e gramíneas exóticas (matocompetição)

As gramíneas nativas semeadas não apresentaram vantagens competitivas suficientes para dominar as subparcelas sem o controle de matocompetição. Ainda que os recursos limitantes (água, luz, nutrientes, temperatura) tenham sido suficientes para o desenvolvimento das gramíneas nativas nas subparcelas, elas foram praticamente excluídas (menos de 1% de cobertura) na presença das espécies indesejáveis. Não verificamos, portanto, resultados satisfatórios com o uso de espécies de gramíneas nativas para prevenir o estabelecimento de gramíneas

exóticas e ervas ruderais. Por outro lado, é importante ressaltar que outras pesquisas tiveram sucesso com essa estratégia (FILGUEIRAS, FAGG, 2008; HULVEY, ZAVALITA, 2012; PELLIZZARO et al., 2017), indicando que mais estudos são necessários para elucidar os resultados contrastantes. A técnica tem potencial, desde que sejam utilizadas espécies que apresentem crescimento mais rápido do que as espécies invasoras e ainda alta proporção de cobertura de solo, bem como se conheça a densidade adequada de sementeira para os efeitos desejados.

6.5 Custos das sementes para restauração por sementeira direta

Com base nos dados de emergência e estabelecimento (sobrevivência) das espécies testadas em campo um ano após o plantio, e considerando a densidade esperada de 1.667 plantas por hectare adotada como padrão em plantios por mudas (HAHN et al., 2004), foi estimado o custo relativo à aquisição de sementes para a restauração de 1 ha. É importante ressaltar que para resultados semelhantes aos da presente pesquisa, deve-se, ao menos, realizar os mesmos procedimentos de quebra de dormência e enterramento das sementes em campo, que implicam também em custos. Verifica-se que os custos irão depender do desempenho das espécies, que é muito variável, e do valor de mercado das sementes. Adicionalmente, ainda que não tenha sido constatada diferença significativa entre a taxa de sobrevivência para os diferentes tratamentos, a decisão de controle ou não da matocompetição requer cautela. É importante levar em consideração que, em prazo mais longo que um ano, a presença de matocompetição pode comprometer a sobrevivência das árvores em desenvolvimento, já que prejudica o crescimento da maioria das espécies. Em condição de matocompetição as espécies irão demorar mais para alcançar o amadurecimento para a reprodução, porque irão crescer mais lentamente. Isso compromete diretamente o sucesso da restauração (PILON; DURIGAN, 2017).

Embora tenha apresentado o melhor desempenho em emergência e sobrevivência em campo, o custo relativo às sementes para obtenção de um indivíduo de *Hymenaea stigonocarpa* é elevado, sendo 22 vezes maior que para *Mabea fistulifera*. Há que se considerar que o valor de mercado das sementes, além de variável entre espécies é altamente variável também entre regiões e que o custo de restauração envolve outros componentes além da aquisição de sementes. Qualquer tentativa de comparar a

semeadura direta com o plantio de mudas, portanto, deve ser realizado caso a caso, não sendo recomendáveis generalizações.

6.6 Padrões funcionais e o estabelecimento das espécies arbóreas no cerrado

A massa da semente apresentou influência positiva sobre a emergência em campo (explicando 86% da variação) e sobre o sucesso da emergência em campo (explicando 60% da variação), que é a comparação da emergência observada com a esperada com base na emergência em laboratório. Também a sobrevivência em campo após um ano foi influenciada pela massa das sementes. Porém, para este indicador de desempenho a massa das sementes explicou apenas 30% da variação, demonstrando menor poder preditivo do que para a emergência das sementes. A importância da massa da semente tem sido constatada em diversos estudos em busca de explicar o sucesso das espécies na semeadura direta, em diferentes regiões do mundo (CAMARGO, FERRAZ, IMAKAWA, 2002; DOUST, ERSKINE, LAMB, 2006, TUNJAI, ELLIOTT, 2012; PEREIRA, LAURA, SOUZA, 2013; ST-DENIS, MESSIER, KNEESHAW, 2013; CECCON, GONZÁLEZ, MARTORELL, 2015). Dessa forma, verifica-se que as espécies com sementes maiores apresentam vantagens para o uso da técnica de semeadura direta.

Porém, especialmente para a sobrevivência, que é o que mais importa para avaliar o desempenho das espécies em plantios de restauração, 70% da variação nos resultados não são explicados pela massa das sementes isoladamente. Também não encontramos, em nenhum dos demais atributos analisados, isoladamente, a explicação para a sobrevivência das plântulas. No entanto, a investigação das interações entre atributos apresentou resultados surpreendentes. A interação entre três atributos – massa das sementes, biomassa raiz:parte aérea e comprimento da raiz resultou em elevado poder preditivo, explicando 93% da variação na sobrevivência das espécies em campo. Espécies que reúnam esses três atributos funcionais, portanto, têm elevadas chances de sucesso na semeadura direta.

Este resultado é compreensível, dadas as peculiaridades do Cerrado, relativas ao clima (estação seca prolongada) e ao solo (geralmente arenosos, profundos e com baixa disponibilidade de nutrientes) e, portanto, aos principais filtros atuantes no estabelecimento das espécies vegetais e, por que não dizer, na evolução dessas espécies. Investir em sistemas radiculares mais amplos e profundos significa melhorar

o acesso aos nutrientes escassos no Cerrado e, especialmente à água do solo nos períodos de seca. Baixo investimento em parte aérea em relação à biomassa subterrânea significa economia de água, por redução das perdas evaporativas. No Cerrado, o déficit hídrico é um dos principais filtros ecológicos para o estabelecimento das plântulas (KANEGAE; BRAZ; FRANCO, 2000). As espécies de savana tendem a investir mais biomassa em raízes profundas do que em parte aérea (baixas perdas evaporativas e maior capacidade de absorção de água do solo), configurando uma vantagem adaptativa nesses ambientes com restrição de água (HOFFMANN; ORTHEN; FRANCO, 2004). Moreira e Klink (2000), de fato, identificaram maior alocação de biomassa para a parte subterrânea em relação à parte aérea no crescimento inicial de espécies de cerrado.

A escolha de espécies com maiores chances de sucesso na semeadura direta no cerrado depende, portanto, de que se aprofunde o conhecimento sobre a partição de biomassa e a arquitetura do sistema radicular para o maior número possível de espécies, já que estas informações não estão disponíveis. Embora o estudo tenha sido realizado para espécies arbóreas, é possível que tais atributos sejam importantes também para outras formas de vida de plantas do cerrado igualmente importantes para a restauração.

7 CONCLUSÕES

O sucesso de espécies arbóreas em plantios de restauração por semeadura direta em cerrado pode ser previsto com base nos atributos funcionais das espécies. Espécies com sementes maiores, cujas plântulas emitem raízes profundas e que investem mais em raiz do que em parte aérea são as que têm maiores chances de sucesso. Tais atributos estão relacionados com a otimização da absorção de água do solo e com a redução das perdas por evapotranspiração, sendo desejáveis em um ecossistema caracterizado por estações secas prolongadas e solos com baixa capacidade de água disponível.

A técnica de semeadura direta de espécies arbóreas pode ser bem sucedida e representar economia nos projetos de restauração da vegetação de cerrado, desde que sejam considerados os seguintes aspectos: i) o cálculo da densidade de semeadura deve considerar a emergência e sobrevivência em campo para cada espécie e não apenas a taxa de germinação em laboratório. ii) as gramíneas nativas *Andropogon leucostachyus*, *Aristida jubata*, *Axonopus pressus*, *Eustachys distichophylla*, *Loudetiopsis chrysothrix* e *Schizachyrium microstachyum* não são indicadas para inibir a matocompetição; iii) todas as espécies arbóreas testadas, exceto *Zeyheria tuberculosa*, têm potencial para a semeadura direta em campo, desde em densidade de semeadura seja adequada aos objetivos do projeto, iv) sem controle de matocompetição, o crescimento das espécies arbóreas é prejudicado para a maioria das espécies, retardando os benefícios da restauração; v) as espécies *Copaifera langsdorffii*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Stryphnodendron polyphyllum* apresentam chances de sucesso mesmo sem o controle de matocompetição.

REFERÊNCIAS

- AERTS, R. et al. Restoring dry Afromontane forest using bird and nurse plant effects: Direct sowing of *Olea europaea* ssp. *cuspidata* seeds. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1, p. 23-31, 2006.
- AERTS, R.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. **BMC Ecology**, v. 11, n. 1, p. 29, 2011.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas** [dissertação]. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz; 2005.
- ACKERLY, D. D. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. **International Journal of Plant Sciences**, v. 164, n. S3, p. S165-S184, 2003.
- BEUCHLE, et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.
- BONILLA-MOHENA, M., HOLL, K. D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v.18, n. s2, p. 438–445, 2010.
- BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Época de maturação dos frutos, beneficiamento e germinação de sementes de espécies lenhosas do Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, Brasília, v. 8, n. 1-3, p. 78-90, 2001.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instruções para análise de sementes de espécies florestais**. Brasília: Secretaria de Defesa Agropecuária/Mapa/ACS. p. 98, 2013.
- BRUNO, J. F.; STACHOWICZ, J. J.; BERTNESS, M. D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 3, p. 119–125, 2003.
- BUISSON, et al. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas and grassy woodlands. **Biological Reviews**, pp. 000-000, 2018.
- CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, v.10, n. 4, p. 636–644, 2002.
- CARROLL, C.; MERTON, L.; BURGER, P. Impact of vegetative cover and slope on runoff, erosion, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines. **Soil Research**, v. 38, n. 2, p. 313-

328, 2000.

CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Campinas: Fundação Cargill. p.428., 2000.

CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 2, p. 15-25, 2006.

CAVA, M. G. B. et al. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301-3015, 2016.

CECCON, E.; GONZÁLEZ, E. J.; MARTORELL, C. Is Direct Seeding a Biologically Viable Strategy for Restoring Forest Ecosystems? Evidences from a Meta-analysis. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 511-520, 2015.

CHAMBERS, J. C.; MACMAHON, J. A. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. **Annual review of ecology and systematics**, v. 25, n. 1, p. 263-292, 1994.

COLE, R. J. et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.

COLE, R. J. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 3, p. 319-327, 2009.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology oh the Braziliam Cerrado. In: GOLDMMER, J. G. (Org.). **Fire in the tropical biota: Ecological process and Global Challenges**. Ecological Studies, Springer-Verlag, Berlin, Germany. p.82-105, 1990.

CRAVEN, D. et al. Impacts of herbicide application and mechanical cleanings on growt and mortality of two timber species in *Saccharum spontaneum* grasslands of the Panama Canal Watershed. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 6, p. 751-761, 2009.

DA CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. **Irriga**, v. 14, n. 1, p. 01, 2009.

DE CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of tropical ecology**, v. 14, n. 3, p. 263-283, 1998.

DIAZ, S.; CABIDO, M. Vive la diffe´rence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecol. Evol.**, 16, 646–655. 2001.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. 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**, v. 234, n. 1-3, p. 333-343, 2006.

DURIGAN, et al. **Manual para recuperação da vegetação do cerrado**. São Paulo. Páginas e Letras, 23 p. 2003.

DURIGAN, G. **Observations on the southern Cerrados and their relationship with the core area**. In Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation (PENNINGTON, R. T., LEWIS, G. P., RATTER, J.A. eds.). Taylor; Francis, London, p.67-77, 2006.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. **Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir?** In: Martins, S.V. (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Editora UFV, Viçosa. p.1-23. 2012.

DURIGAN, G. et al. Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 1, p. 23-30, 2013.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. **An overview of public policies and research on ecological restoration in the state of São Paulo, Brazil**. In: FIGUEIROA, E. B. Biodiversity conservation in the Americas: lessons and policy recommendations. Santiago: Editorial FEN - Universidad de Chile, 2011. p. 320-355.

DURIGAN, G. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. In: P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel, F.B. Gandara (orgs.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. FEPAF, Botucatu, pp. 185-204, 2003.

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

FILGUEIRAS, T. S.; FAGG, W. C. Gramíneas Nativas Para Recuperação de Áreas Degradadas no Cerrado. In: Felfili C.R.M.A; SAMPAIO J.M.; CORREIA J.C. (orgs). Bases para a recuperação de áreas degradadas na bacia do São Francisco. **Centro de Referência em Conservação da Natureza de Áreas degradadas** (CRAD). Brasília, pp. 89-10, 2008.

FILHO, N.L.; BORGES, E.E.D.L. Influência da temperatura e da luz na germinação de sementes de canudo de pito (*Mabea Fistulifera* Mart.). **Revista Brasileira de Sementes**. v.14, nº 1.1992

GARCÍA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micranta* (L.) Blume (Ulmaceae) saplings in tropical pastures. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 1, p. 24-34, 2011.

GRACE, J. et al. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 387-400, 2006.

GOTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**. pp. 000–000. 2011.

HIGGINS, S. I.; BOND, W. J.; TROLLOPE, W. S. W. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 2, p. 213-229, 2000.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.

HOFFMANN, W. A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 3, p. 422-433, 1998.

HOFFMAN, W. A.; FRANCO, A. C. Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. **Journal of Ecology**, v. 91, n. 3, p. 475-484, 2003.

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

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

HOLL, K.D. et al. Efficacy of exotic control strategies for restoring coastal prairie grasses. **Invasive Plant Science and Management**, v. 7, n. 4, p. 590-598, 2014.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 371, n. 1703, p. 1-9, 2016.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 371, n. 1703, p. 1-9, 2016.

HUBBELL, S. P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. **Princeton University Press**. Princeton, 2001. N. J. 375p.

HULVEY, K. B.; ZAVALITA, E. S. Abundance declines of a native forb have nonlinear impacts on grassland invasion resistance. **Ecology**, v. 93, n. 2, p. 378-388, 2012.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação De Áreas Ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão– Filho, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e**

recuperação. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/FAPESP, 2000. p. 249-270.

KANEGAE, M. F.; BRAZ, V. D. S.; FRANCO, A. C. 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**, v. 23, n.4, p. 459-468, 2000.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation Description and Analysis: A Practical Approach.** New York: John Wiley and Sons, 1992. p. 167-169.

KHURANA, E.; SING, J. S. Germination and seedling growth of five tree species from tropical dry forest in relation to water stress: impact of seed size. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 4, p. 385–96, 2004.

KLEIN A.D. (Org.). **Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois.** São Paulo: Editora UNESP; Imprensa Oficial do Estado, 2002.

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

KOLB, R. M.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. **Acta Botânica Brasílica**, v. 30, n. 1, p. 87-92, 2016.

KOS, M.; POSCHLOD, P. Correlates of inter-specific variation in germination response to water stress in a semi-arid savannah. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, n. 6, p. 645-652, 2008.

KRONKA, F. J. N. et al. Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo. **São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal, Imprensa Oficial do Estado**, 2005.

LANDIM, M. F.; HAY, J. D. Impacto do fogo sobre alguns aspectos da biologia reprodutiva de *Kielmeyera coriacea* Mart. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 1, p. 127-134, 1995.

LEHMANN, C. E. R. et al. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548-552, 2014.

LEISHMAN, M. R. et al. The evolutionary ecology of seed size. In: FENNER M. (Org., 2ªed). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities.** UK, CABI publishing, 2000. p. 31-57.

LUZ, H. F.; FERREIRA, M.; KAGEYAMA, P. Y. Teste de procedências de ipê felpudo (*Zeyhera tuberculosa* Bur.): resultados da primeira avaliação aos 12 meses. **IPEF**, n. 30, p. 55-58, 1985.

MATOS, D. M.; PIVELLO V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres – alguns casos brasileiros. **Espécies Invasoras/Artigos**, v. 61, n. 1, p. 27-30, 2009.

METZ, J. et al. Plant survival in relation to seed size along environmental gradients: a long-term study from semi-arid and Mediterranean annual plant communities. **Journal of Ecology**, v. 98, n. 3, p. 697-704, 2010.

MIRANDA, H. S.; SAITO, C. H.; DIAS, B. F. S. **Impactos de Queimadas em áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília: Universidade de Brasília, 1996. 187 p.

MOREIRA, A. G.; KLINK, C. A. Biomass allocation and growth of tree seedlings from two contrasting brazilian savannas. **Ecotropicos**, v. 13, n. 1, p. 43-51, 2000.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Org.). **Foundations of restoration ecology**, Whashington, Covelo, London: Island Press, 2006. p. 210-237.

NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. **Ecology Letters** 2003. 6:567-579.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: OLIVEIRA P. S.; MARQUIS R. J. (Org.) **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savana**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 91-120.

OLIVEIRA, M. C. et al. **Manual de viveiro e produção de mudas: espécies arbóreas nativas do Cerrado**. 1. ed. Brasília. Editora Rede de Sementes do Cerrado, 2016. 124 p.

OLIVEIRA, P. E. A. M. Fenologia e Biologia Reprodutiva das Espécies de Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Editores técnicos) **Cerrado: Ecologia e Flora**. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 1, cap. 9, p. 273-287.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Restauração ecológica em destaque: um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 2, p. 303-315. 2011.

OVERBECK, et al. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, p. 1-6, 2015.

PALMA, A. C.; LAURANCE, S. G. W. 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**, v. 18, n. 4, p. 561-568, 2015.

PÁSZTOR, Y. C. **Sementes Florestais - Apontamentos**. Serviço florestal do Estado, Secr. Agr. Do Estado de São Paulo. São Paulo, 15p., 1959.

PELLIZZARO, K. F. et al. "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 3, p. 681-693, 2017.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, A. L.T. Establishment of Fabaceae tree species in a tropical pasture: influence of seed size and weeding methods. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 1, p. 67-74, 2013.

PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. **Scientia Florestalis**, v. 41, n. 99, p. 389-399, 2013.

PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savana ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**.

PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Growing faster and colonizing first: Evolutionary and ecological advantages of the tallest individuals within a cohort. **Austral Ecology**. v. 3, n. 1, p. 10-14, 2017.

PINHEIRO, E. S; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, v. 87, n. 1-3, p. 127-138, 1996.

PIVELLO, V. R. et al. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 9, p. 1281-1294, 1999.

PODGAISKI, L.; JUNIOR, M. M. S. J.; PILLAR, V. D. O uso de Atributos Funcionais de Invertebrados terrestres na Ecologia: o que, como e por quê? **Oecologia Australis**. 15(4): 835-853, Dezembro 2011.

POPINIGIS, F. **Fisiologia da Semente**. Brasília: Agiplan, 289p., 1977.

POSADA, J. M. et al. Cattle and weedy shrubs as restoration tools for tropical mountain rainforest. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 370-379, 2000.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v.1 n.1, p. 28-36, 2003.

REY BENAYAS, J. M. et al. Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. **Applied Vegetation Science**, v. 6, n. 2, p. 213-222, 2003.

RIGINOS, C. Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demographic stages. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 335–340, 2009.

ROCHA, M. R.; GAEDKE, U.; VASSEUR, D. A. Functionally similar species have similar dynamics. **Journal of Ecology**, 9:1453-1459. 2011.

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

SALAZAR, A. et al. Differential seedling establishment of woody plants along a tree density gradient in Neotropical savannas. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1411-1421, 2012.

SAMPAIO, A. B. et al. **Guia de restauração do Cerrado: volume 1 – semeadura direta**. 1. ed. Brasília: Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, 2015. 40 p.

SENTELHAS, P.C. et al., 2003. **Banco de Dados Climáticos do Brasil**. Embrapa Monitoramento por satélite. Piracicaba, 2003. Disponível em <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima/autoria.html>> Acesso em: 7 set. 2018.

SILVA, R. R. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017.

SILVA, R. R. P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015.

SKARPE, C. Dynamics of savanna ecosystems. **Journal of vegetation Science**, v. 3, n. 3, p. 293-300, 1992.

SOCIETY OF ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP. 2004. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Society for Ecological Restoration International, Tucson, AZ.

SOUZA, M. H. A. O.; SOARES, J. J. **Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas, posteriormente a uma queimada, num cerradão**. In: Seminário Regional de Ecologia, 1983. Anais. p. 263-275.

ST-DENIS, A.; MESSIER, C.; KNEESHAW, D. Seed size, the only factor positively affecting direct seeding success in an abandoned field in Quebec, Canada. **Forests**, v. 4, n. 2, p. 500-516, 2013.

STEVENS, F. R. W.; THOMPSON, D. A.; GOSLING, P. G. **Research experience in direct sowing for lowland plantation establishment**. Forestry Commission Research Information Note No. 184. Forestry Commission, Edinburgh, 1990.

TOLEDO, F. F.; FILHO, J. M. **Manual das sementes: tecnologia da produção**. São Paulo: Agron. Ceres, 1977. p. 224.

TUNJAI, P.; ELLIOTT, S. Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 319-333, 2012.

VELDMAN, J. W. et al. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, v. 65, n. 10, p. 1011–1018, 2015.

VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional! **Oikos**. 116:882-892. 2007.

VIEIRA, D. L. M., SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006.

WALTER, M. B. T. et al. O conceito de savana e de seu componente Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Editores técnicos) **Cerrado: Ecologia e Flora**. 1. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 1, cap. 1, p. 19-41. 2008.

WEIHER, E. et al. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. **Journal of vegetation science**, v. 10, n. 5, p. 609-620, 1999.

WILLOUGHBY, I. et al. Factors affecting the success of direct seeding for lowland afforestation in the UK. **Forestry**, v. 77, n. 5, p. 467-482, 2004.