

DIEGO CERVEIRA DE SOUZA

**AVANÇOS, DESAFIOS E DIRETRIZES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
POR SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

**Botucatu
2023**

DIEGO CERVEIRA DE SOUZA

**AVANÇOS, DESAFIOS E DIRETRIZES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
POR SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS**

Tese apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus
de Botucatu para a obtenção do título de
Doutor em Ciência Florestal

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Vera Lex Engel

Botucatu

2023

S729a Souza, Diego Cerveira de
Avanços, desafios e diretrizes para a restauração ecológica
por semeadura direta de espécies arbóreas / Diego Cerveira de
Souza. -- Botucatu, 2023
170 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu
Orientadora: Vera Lex Engel

1. Restauração ecológica. 2. Revisão sistemática. 3.
Atributos funcionais. 4. Trajetórias sucessionais. 5. Riqueza de
espécies. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: AVANÇOS, DESAFIOS E DIRETRIZES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA POR SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS

AUTOR: DIEGO CERVEIRA DE SOUZA

ORIENTADORA: VERA LEX ENGEL

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciência Florestal, pela Comissão Examinadora:


Prof.^a Dr.^a VERA LEX ENGEL (Participação Virtual)
Departamento de Ciência Florestal Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu/UNESP


Pesquisador Dr. LUIZ FERNANDO DUARTE DE MORAES (Participação Virtual)
. / Embrapa Agrobiologia


Pesquisadora Dr.^a JULIANA MÜLLER FREIRE (Participação Virtual)
. / Embrapa Agrobiologia


Pesquisador Dr. DANIEL LUIS MASCIA VIEIRA (Participação Virtual)
. / Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia


Prof. Dr. DIEGO SOTTO POPADERA (Participação Virtual)
Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Botucatu, 12 de abril de 2023

AGRADECIMENTOS

À minha família, que sempre me apoiou, com muito amor e carinho, em toda a minha jornada acadêmica, especialmente à minha mãe, que fez tantos sacrifícios para que eu pudesse realizar os meus sonhos.

À minha orientadora, Vera Lex Engel, pelos ensinamentos e pela paciência em me orientar por todos estes anos, desde o meu primeiro ano de graduação. Um exemplo de profissional, engenheira florestal e restauradora.

À Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA)/Universidade Estadual Paulista (UNESP), por meio de seus docentes, técnicos e demais servidores, que tanto contribuíram para a minha formação acadêmica.

A todos os membros do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, especialmente ao Pedro Ribeiro e ao Diego Podadera, que auxiliaram nas atividades de campo e na identificação das espécies, respectivamente.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Nas próximas décadas, milhões de hectares de florestas tropicais deverão ser restaurados para mitigar os efeitos adversos das mudanças climáticas e da perda da biodiversidade. Para que estas ações de restauração possam ser economicamente viáveis, especialmente em regiões com menos recursos financeiros, métodos de restauração mais baratos precisam ser desenvolvidos. Atualmente, a restauração de florestas tropicais ocorre principalmente por meio do plantio de mudas, que possui custos iniciais elevados, mas a semeadura direta tem se mostrado uma técnica capaz de reduzir estes custos. Vários estudos foram implantados nos últimos anos, no Brasil, para testar o potencial de uso da semeadura direta, mas os resultados destes estudos nunca foram compilados e analisados de maneira conjunta, o que poderia fornecer ferramentas importantes para o aprimoramento da técnica. Uma importante lacuna também é a correta escolha de espécies para serem semeadas, bem como o conhecimento dos atributos funcionais que afetam o desempenho das espécies na semeadura direta. Além disso, os estudos já desenvolvidos no país são predominantemente avaliados somente nos primeiros anos pós-semeadura, sendo raros estudos que acompanham o processo de sucessão destas áreas, a fim de analisar se os objetivos básicos da restauração vêm sendo efetivamente alcançados. Objetivamos, com este trabalho, analisar de forma ampla o uso da semeadura direta para fins de restauração florestal no Brasil, para compreender melhor os desafios e fatores de sucesso, buscando fornecer subsídios para o aprimoramento e a ampliação do uso desta técnica para a restauração das florestas tropicais. Para isso, estruturamos este trabalho em três capítulos. No Capítulo 1, analisamos o estado da arte do uso de técnicas de semeadura direta para restauração das florestas brasileiras, por meio de uma revisão sistemática, visando identificar as tendências, os avanços e as lacunas de conhecimento, bem como fornecer diretrizes para pesquisas futuras. No Capítulo 2, levantamos as espécies arbóreas já testadas em projetos de semeadura direta no Brasil e os seus atributos funcionais, visando verificar quais espécies apresentam bom desempenho e quais atributos funcionais explicam este desempenho. No Capítulo 3, descrevemos as mudanças temporais de um projeto de restauração implantado há 25 anos via semeadura direta, com baixa diversidade de espécies, para verificar se os parâmetros estruturais vêm se assemelhando aos de florestas nativas. Os nossos resultados mostram que (1) os experimentos conduzidos no país são implantados principalmente nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, em pastagens abandonadas, no período de chuvas, com a semeadura de um número baixo de espécies e uma quantidade alta de sementes por hectare; (2) as taxas médias de estabelecimento e crescimento são baixas para a maioria dos estudos, mas as taxas médias de sobrevivência são elevadas; (3) poucas espécies mostram-se adaptadas a projetos de semeadura direta; (4) espécies com sementes grandes e cotilédones de armazenamento apresentam maiores taxas de estabelecimento quando diretamente

semeadas no campo; e (5) florestas em restauração por semeadura direta com baixa diversidade de espécies conseguem se assemelhar em riqueza, diversidade e área basal a florestas nativas próximas, mas não quanto à estrutura vertical e estratificação, com baixa densidade de indivíduos no estrato intermediário e baixa diversidade nos estratos intermediário e superior. As baixas taxas de estabelecimento e de crescimento verificadas na maioria dos estudos conduzidos no país levariam à necessidade de uso de uma grande quantidade de sementes para o alcance de densidades e coberturas de solo semelhantes aos obtidos pelo plantio de mudas. Atualmente, não há disponibilidade de sementes para suprir esta demanda na maior parte das regiões do país, o que dificulta a aplicação da semeadura direta em larga escala. Poucas espécies conseguem se adaptar ao método, mas a semeadura direta em baixa diversidade pode ser uma alternativa promissora para a restauração de florestas tropicais, desde que haja fragmentos de vegetação nativa próximos, capazes de propiciar a colonização por novas espécies. Neste caso, em situações práticas, a seleção de espécies que apresentam melhor desempenho, bem como daquelas com sementes grandes e cotilédones de armazenamento, pode auxiliar no aumento das taxas médias de estabelecimento das espécies e reduzir as chances de insucesso e o desperdício de sementes. Estudos futuros referentes a ações de implantação e manejo inicial pós-semeadura são essenciais, principalmente para aumentar as taxas médias de estabelecimento das espécies, assim como o número de espécies indicadas para serem utilizadas. Devem ser testadas, em casos de semeadura direta com baixa diversidade, novas combinações de espécies, de diferentes grupos funcionais. Também precisa ser mais bem analisado, neste tipo de projetos, implantados com baixa diversidade, os efeitos do surgimento de pragas e doenças e seus impactos na comunidade; os riscos de monodominância na estrutura horizontal e vertical das florestas, os seus impactos e as ações de manejo indicadas; e, ainda, o papel da matriz na qual as áreas estão inseridas no aumento da riqueza e da diversidade das comunidades.

Palavras-chave: restauração ecológica; revisão sistemática; atributos funcionais; trajetórias sucessionais; riqueza de espécies.

ABSTRACT

In the coming decades, millions of hectares of tropical forests will have to be restored to mitigate the adverse effects of climate change and the loss of biodiversity. To be economically viable, especially in regions with less financial resources, cost-effective restoration methods need to be developed. Currently, the restoration of tropical forests has been made mainly through the planting of seedlings, with higher implantation costs, where direct seeding is expected to be a technique capable of reducing these costs. Several studies have been implemented in recent years in Brazil to test the potential of direct seeding techniques, but the results have never been compiled and analyzed systematically, which could help improving restoration practice. An important gap is also the correct choice of species to be sown, as well as the knowledge of the functional traits that affect the performance of the species in direct seeding techniques. In addition, most studies predominantly include evaluations only during the first years after sowing, with rare studies accompanying the succession process afterwards, in order to analyze whether the basic objectives of ecological restoration have been effectively achieved. The objective of this study is to make a comprehensive analysis of direct seeding for forest restoration in Brazil, to better understand the challenges and success factors, to provide background for improving and upscaling the use of this technique for ecological restoration of tropical wooded ecosystems. We structured this study in three chapters. In Chapter 1, we analyzed the state of the art of direct seeding techniques for restoring Brazilian forests and wooded savannas, through a systematic review, aiming at to identify trends, advances and knowledge gaps, as well as to provide guidelines for future research. In Chapter 2, we surveyed the tree species already tested in direct seeding projects in Brazil and investigated some of their functional traits, aiming at to verify species with best performance and functional traits explaining it. In Chapter 3, we described the temporal changes in forest structure and diversity of forests restored by direct seeding, implemented 25 years ago with low species diversity, to verify whether how similar the structural parameters are with those of a native forest nearby. Our results showed that (1) most of the experiments carried out in Brazil have been undertaken mainly in the Atlantic Forest and Cerrado biomes, implanted in abandoned pastures, during the rainy season, using a low number of species and a high amount of seeds per hectare; (2) mean establishment and growth rates are low for most studies, but mean survival rates are high; (3) a few species are adapted to direct seeding techniques in different regions of Brazil; (4) species with large seeds and storage cotyledons have higher establishment rates when directly sown in field; and (5) forests restored by direct seeding with low species diversity can resemble native forests in richness, diversity and basal area, but not in canopy layering, with low density of individuals in the intermediate layer and low diversity in the intermediate and upper layer. The low establishment and growth rates verified in most of the studies carried out in the country will demands a large amount of seeds

to reach density and soil coverage levels similar to those obtained by planting seedlings. Currently, there is no availability of seeds to meet this demand in most of the country's regions, and the harvesting of large amount of seeds could generate seed loss, which potentially hampers the upscaling of direct seeding for ecological restoration. Few species are well adapted to this technique, but even with low initial species diversity direct seeding can be a promising alternative for tropical forest restoration, in case that there are native vegetation remnants nearby which could guarantee further colonization by native species. The correct species selection, including those classified as having high potential, as well as those with large seeds and storage cotyledons, can increase average establishment rates and reduce failure and seed waste chances. Future studies addressing implantation and initial post-seeding management are essential to increase the average establishment rates, as well as the number of species that can be recommended for direct seeding. New species combinations, including different functional groups, should be tested in direct seeding projects. Pest outbreaks and diseases and their impacts on the community shall be better explored in future studies, as well as the risks of monodominance in n forest structure, , their impacts and the indicated management actions; and the role of landscape in providing propagule sources for further colonization.

Keywords: ecological restoration; systematic review; functional traits; successional trajectories; species richness.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 1 - Restauração florestal via semeadura direta: lições aprendidas em uma revisão sistemática sobre o uso da técnica no Brasil

	Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão	
Figura 1 -	segundo o ano de publicação (a), o mês de semeadura (b) e o bioma (c).....	29
Figura 2 -	Distribuição dos 53 estudos de semeadura direta encontrados em nossa revisão entre os biomas brasileiros.....	30
Figura 3 -	Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão segundo o uso da terra antes da semeadura (a), o número de espécies semeadas (b) e a densidade de semeadura (c).....	31
Figura 4 -	Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão segundo as taxas de estabelecimento (a), sobrevivência (b) e crescimento (c).....	32

Capítulo 2 - Quais espécies semear e atributos funcionais considerar na seleção de espécies em projetos de semeadura direta no Brasil?

Figura 1 -	Taxas médias de estabelecimento das espécies para cada atributo funcional estudado. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o test t-independente (nível de significância: $p < 0,05$).....	66
------------	--	----

Capítulo 3 – Trajetória sucessional de uma floresta em restauração por semeadura direta: vale a pena semear poucas espécies?

Figura 1 -	Localização dos sítios experimentais (florestas em restauração em vermelho e florestas nativas em amarelo).....	86
Figura 2 -	Comparação da riqueza rarefeita (a), da diversidade (b), da densidade de indivíduos (c) e da área basal (d) entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).....	92

Figura 3 -	Proporção dos indivíduos das espécies plantadas (<i>E. contortisiliquum</i> e <i>S. parahyba</i>) e das demais espécies em relação à densidade total de indivíduos (a) e a área basal (b) por hectare nos três inventários realizados nas áreas de semeadura direta.....	93
Figura 4 -	Comparação da densidade de indivíduos nos estratos superior, intermediário e inferior entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).....	96
Figura 5 -	Comparação da diversidade de espécies nos estratos superior, intermediário e inferior entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).....	97
Figura 6 -	Proporção dos indivíduos das espécies semeadas (<i>E. contortisiliquum</i> e <i>S. parahyba</i>) e das demais espécies em relação à densidade total de indivíduos nos estratos superior (a), intermediário (b) e inferior (c) nos três inventários realizados nas áreas de semeadura direta.....	98
Figura 7 -	Perfil esquemático com a representação da estrutura vertical das florestas nativas de referência e das áreas de semeadura direta nos três inventários realizados. Destaque para a densidade de indivíduos (DE) e a diversidade de espécies (DI) nos estratos superior (SUP), intermediário (INT) e inferior (INF), bem como a proporção de indivíduos semeados (<i>E. contortisiliquum</i> e <i>S. parahyba</i>) e das demais espécies.....	99

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 - Quais espécies semear e atributos funcionais considerar na seleção de espécies em projetos de semeadura direta no Brasil?

Tabela 1 -	Espécies, famílias, atributos funcionais, número de estudos testados, taxas médias de estabelecimento e biomas de ocorrência natural das 76 espécies testadas em três ou mais estudos.....	61
------------	--	----

Capítulo 3 - Trajetória sucessional de uma floresta em restauração por semeadura direta: vale a pena semear poucas espécies?

Tabela 1 -	Relação das dez espécies com os maiores IVI's nos inventários realizados na semeadura direta e nos ecossistemas de referência.....	94
Tabela 2 -	Proporção de espécies e indivíduos em relação ao ritmo de crescimento, à síndrome de dispersão e à tolerância à sombra nos inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Letras diferentes indicam diferença estatística significativa de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$).....	100

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	19
CAPÍTULO 1 – RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA VIA SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS: LIÇÕES APRENDIDAS EM UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE O USO DA TÉCNICA NO BRASIL.....	22
1.1 INTRODUÇÃO.....	23
1.2 MÉTODOS.....	25
1.2.1 Pesquisa e seleção dos estudos.....	25
1.2.2 Extração e análise dos dados.....	26
1.3 RESULTADOS.....	27
1.4 DISCUSSÃO.....	33
1.4.1 Cronologia e resultados das publicações.....	33
1.4.2 Qual a área geográfica e o uso predominante do solo antes da semeadura?.....	34
1.4.3 Existe uma época de semeadura preferida?.....	35
1.4.4 Quantas espécies vêm sendo semeadas?.....	36
1.4.5 Há sementes disponíveis para suportar técnicas de semeadura direta em larga escala?.....	36
1.4.6 Coletar sementes para semeadura direta ou para produção de mudas?.....	38
1.4.7 O uso da semeadura direta pode comprometer a conservação das espécies em seus ecossistemas naturais?.....	39
1.4.8 Limitações e potencialidades do uso da semeadura direta.....	41
1.5 CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	45
CAPÍTULO 2 – QUAIS ESPÉCIES SEMEAR E ATRIBUTOS FUNCIONAIS CONSIDERAR NA SELEÇÃO DE ESPÉCIES EM PROJETOS DE SEMEADURA DIRETA NO BRASIL?	54
2.1 INTRODUÇÃO.....	55
2.2 MÉTODOS.....	57
2.2.1 Seleção dos estudos.....	57

2.2.2	Coleta e análise dos dados.....	58
2.3	RESULTADOS.....	59
2.4	DISCUSSÃO.....	67
2.4.1	Desempenho das espécies.....	67
2.4.2	Efeitos dos atributos funcionais.....	69
2.4.2.1	Tamanho das sementes.....	69
2.4.2.2	Função dos cotilédones.....	71
2.5	CONCLUSÃO.....	73
	REFERÊNCIAS.....	75
	CAPÍTULO 3 – TRAJETÓRIA SUCESSIONAL DE UMA FLORESTA EM RESTAURAÇÃO POR SEMEADURA DIRETA: VALE A PENA SEMEAR POUCAS ESPÉCIES?.....	81
3.1	INTRODUÇÃO.....	82
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	85
3.2.1	Caracterização da região e das áreas de estudo.....	85
3.2.2	Coleta dos dados.....	87
3.2.3	Análise dos dados.....	88
3.3	RESULTADOS.....	90
3.4	DISCUSSÃO.....	100
3.4.1	Dinâmica da riqueza, da abundância e da diversidade total de espécies.....	101
3.4.2	Dinâmica da densidade de indivíduos e da área basal total.....	103
3.4.3	Dinâmica da diversidade de espécies e densidade de indivíduos nos diferentes estratos.....	104
3.4.4	Dinâmica dos grupos funcionais.....	105
3.4.5	Implicações para a prática.....	106
3.4.5.1	Precisamos considerar os riscos de monodominância.....	107
3.4.5.2	Precisamos considerar os riscos de surgimento de pragas e doenças.....	109
3.4.5.3	Precisamos testar outras combinações de espécies.....	111
3.4.5.4	Precisamos considerar a matriz.....	112
3.4.5.5	Precisamos focar na diversidade final, não na diversidade de semeadura.....	113

3.5	CONCLUSÃO.....	113
	REFERÊNCIAS.....	115
	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	123
	REFERÊNCIAS.....	129
	APÊNDICE A - Estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 1.....	132
	APÊNDICE B - Dados extraídos dos estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 1.....	140
	APÊNDICE C - Resultados encontrados nas buscas de estudos realizadas nos capítulos 1 e 2.....	143
	APÊNDICE D - Estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 2.....	144
	APÊNDICE E - Relação, por ordem alfabética, das 254 espécies arbóreas encontradas na revisão sistemática realizada no capítulo 2, com a descrição das respectivas famílias, das taxas médias de estabelecimento (E, %) e do número de estudos testados (Estudos).....	149
	APÊNDICE F - Descrição das fisionomias florestais de ocorrência natural das 76 espécies testadas em três ou mais estudos de acordo com a Flora e Funga do Brasil (disponível em https://floradobrasil.jbrj.gov.br).....	157
	APÊNDICE G - Relação do Índice de Valor de Importância (IVI) de todas as espécies amostradas nos inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência.....	163

INTRODUÇÃO GERAL

Para evitar os efeitos devastadores das mudanças climáticas e da perda da biodiversidade, a humanidade deve proteger os ecossistemas naturais remanescentes e restaurar aqueles já degradados (CHAZDON; BRANCALION, 2019). Acordos internacionais e regionais estabeleceram metas de restaurar milhões de hectares nas próximas décadas, as quais somente poderão ser efetivamente alcançadas se houver a participação dos proprietários rurais e das comunidades locais, a disponibilização de recursos financeiros suficientes e a aplicação de métodos simples de implantação e com baixos custos (HOLL, 2017).

A restauração ecológica é o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Atualmente, as ações de restauração no mundo baseiam-se principalmente na condução da regeneração natural (restauração passiva) ou no plantio de mudas produzidas em viveiros (restauração ativa), a depender das condições de degradação e resiliência das áreas a serem restauradas, bem como dos aspectos socioeconômicos dos agentes envolvidos (CHAZDON *et al.*, 2017).

A restauração passiva é uma técnica barata, mas inviável em situações em que há barreiras bióticas e/ou abióticas à germinação e ao estabelecimento inicial de espécies vegetais (PIAIA *et al.*, 2020), bem como baixa chegada de propágulos externos (ENGEL; PARROTTA, 2008). Nestes casos, onde a restauração ativa se faz necessária, o método mais utilizado para florestas tropicais é o plantio de mudas produzidas em viveiros, o qual, embora em geral apresente bons resultados, possui custos iniciais elevados e dificuldades operacionais para implantação em larga escala (RODRIGUES *et al.*, 2011). Portanto, o desenvolvimento de métodos alternativos de restauração, mais baratos e de simples aplicação, torna-se essencial para viabilizar as ações de restauração nas próximas décadas (MOLIN *et al.*, 2018).

A semeadura direta – que consiste na distribuição das sementes diretamente no solo das áreas que serão restauradas – tem se mostrado uma alternativa promissora para a redução dos custos e a implantação de projetos de restauração de grandes áreas em menor tempo, devido à possibilidade de mecanização das ações de implantação (ENGEL; PARROTTA, 2001; CAMPOS FILHO *et al.*, 2013; RAUPP *et al.*, 2020). Os custos de implantação via semeadura direta podem ser até 40% inferiores em relação ao plantio de mudas (CAVA *et al.*, 2016).

A semeadura direta dispensa a produção e o transporte de mudas florestais; permite a mecanização das ações de implantação, o que facilita a restauração de grandes áreas em menor espaço de tempo e com menor uso de mão-de-obra; e favorece a formação de uma comunidade vegetal mais bem adaptada às condições das áreas, com o estabelecimento de interações interespecíficas e o desenvolvimento de sistemas radiculares de maneira mais natural (BAUMHAUER; MADSEN; STANTURF, 2005; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). No entanto, existem barreiras para a sua aplicação em larga escala, especialmente devido às baixas taxas de germinação e estabelecimento das espécies diretamente semeadas, ao insucesso da maioria das espécies utilizadas e ao conhecimento incipiente acerca das condições ideais de semeadura e manutenção inicial das áreas (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008; SILVA; VIEIRA, 2017; MELI *et al.*, 2018; SOUZA; ENGEL, 2018; PASSARETTI; PILON; DURIGAN, 2020; SOUZA; ENGEL; MATTOS, 2021).

Embora já tenham sido realizados diversos experimentos de campo com o uso da semeadura direta para fins de restauração dos ecossistemas florestais brasileiros, os dados gerados nestes experimentos nunca foram compilados e analisados de maneira conjunta, o que poderia auxiliar os restauradores a conhecer o que já foi realizado sobre o tema no país e o que ainda precisa ser feito.

No Brasil, os primeiros relatos do uso da semeadura direta para fins de restauração ecológica são da década de 1990, com a semeadura de poucas espécies, geralmente menos de 15 (ENGEL; PARROTTA, 2001; CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002; GUERIN *et al.*, 2015). Estudos mais recentes aumentaram o número de espécies semeadas, mas reportaram o insucesso da maioria delas, o que tende a também resultar na formação de comunidades vegetais com baixa diversidade (CAVA *et al.*, 2016; PELLIZZARO *et al.*, 2017; SOUZA; ENGEL; MATTOS, 2021). Em ambos os casos, as espécies introduzidas funcionariam como facilitadoras para a chegada e o estabelecimento de outras espécies, a fim de se alcançar a composição, a estrutura e as funcionalidades características de ecossistemas tropicais (DURIGAN *et al.*, 2010).

Todavia, até o presente, os projetos de restauração por semeadura direta têm sido avaliados somente durante os seus primeiros anos de implantação, sendo raros estudos que monitoram o alcance dos objetivos a médio e longo prazo, o que é essencial para a determinação de eventuais mudanças de implantação e manejo

necessárias para o aprimoramento da técnica (SOUZA, 2022). Uma das razões é o pequeno número de áreas em estágio avançado de desenvolvimento no país (mais de 20 anos pós-semeadura), e a maioria dos projetos tendo sido delineados com parcelas de dimensões reduzidas, de modo que análises futuras ficam comprometidas.

Considerando a potencialidade do uso da semeadura direta para diminuir os custos da restauração florestal, o presente estudo foi conduzido para analisar de forma ampla o uso da semeadura direta para fins de restauração florestal no Brasil, visando compreender melhor os desafios e fatores de sucesso, para subsidiar o aprimoramento e a ampliação do uso desta técnica para fins de restauração. Para tanto, o trabalho foi estruturado em três capítulos:

- i. No Capítulo 1, apresentamos uma revisão sistemática sobre o uso da semeadura direta para restauração ecológica de florestas no Brasil, para avaliar os principais avanços, as tendências e as lacunas já observadas nos experimentos de campo conduzidos no Brasil; propor diretrizes para pesquisas futuras de aprimoramento dos resultados da semeadura direta; e analisar a viabilidade técnica e ecológica do uso da técnica em maior escala no país;
- ii. No Capítulo 2, analisamos os estudos de projetos de restauração via semeadura direta já publicados no Brasil com a utilização de espécies arbóreas, visando verificar o desempenho das espécies já testadas e a influência de diferentes atributos funcionais no desempenho destas espécies, a fim de auxiliar na escolha direta e/ou indireta (por meio da análise de atributos funcionais) de espécies para aumentar o sucesso de projetos futuros;
- iii. No Capítulo 3, descrevemos a trajetória sucessional de uma floresta em restauração, implantada por semeadura direta com baixa diversidade de espécies, mediante a análise da variação da riqueza, da diversidade e da estrutura horizontal e vertical ao longo do tempo, comparando estes parâmetros aos observados em floresta nativa utilizada como ecossistema de referência. Esperamos verificar se a semeadura direta com o uso de poucas espécies pode ser considerada uma técnica promissora para a restauração de florestas tropicais.

CAPÍTULO 1
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA VIA SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES
ARBÓREAS: LICÕES APRENDIDAS EM UMA REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE
O USO DA TÉCNICA NO BRASIL¹

RESUMO – A semeadura direta tem sido considerada uma técnica de baixo custo para restauração florestal quando comparado ao plantio de mudas, e vários experimentos de campo têm sido conduzidos no Brasil para testar o seu potencial. No entanto, os resultados desses experimentos nunca foram compilados e analisados em conjunto, o que poderia facilitar o entendimento dos avanços já alcançados e das lacunas ainda existentes, bem como fornecer diretrizes para o futuro. Realizamos uma revisão sistemática acerca do uso da semeadura direta para restauração florestal no Brasil, para (1) sintetizar os principais avanços, tendências, lacunas e resultados já relatados; (2) propor diretrizes para pesquisas futuras; e (3) analisar a viabilidade técnica e ecológica da aplicação do método em larga escala no país. Nosso estudo indicou que a semeadura direta vem sendo implantada principalmente nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, em áreas dominadas por gramíneas exóticas, com o uso de alta quantidade de sementes por hectare, mas baixo número de espécies. Constatamos que as taxas de estabelecimento e crescimento são muito baixas para a maioria dos estudos, o que torna necessário o uso de uma grande quantidade de sementes para a obtenção de densidade de indivíduos e cobertura do solo satisfatórias, bem como para eliminar espécies exóticas invasoras que restringem o processo de restauração das áreas. Atualmente, na maior parte das regiões do país, não há estoque de sementes suficiente para apoiar o uso da semeadura direta em larga escala. Além disso, a grande quantidade necessária pode representar maiores perdas de sementes, em comparação a plantios por mudas, e superexploração de populações naturais, com potencial de comprometer a conservação das espécies em seus ecossistemas naturais. Embora a semeadura direta possa ser considerada uma técnica de baixo custo para a restauração florestal, nossos resultados indicam que essa técnica ainda precisa ser aprimorada, antes de sua aplicação em larga escala, principalmente para

¹ A versão em inglês deste capítulo foi submetida à análise para publicação no periódico *Biological Conservation*.

aumentar as taxas de estabelecimento das espécies semeadas e, consequentemente, reduzir a quantidade de sementes a ser utilizada.

PALAVRAS-CHAVE – restauração florestal, sementes, florestas tropicais, espécies arbóreas, ecologia da restauração.

1.1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos séculos, boa parte dos ecossistemas tropicais foi convertida em áreas urbanas, agrícolas ou pecuárias, o que compromete a conservação da biodiversidade e a prestação de serviços ecológicos à sociedade (CARDINALE *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2012; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016). Para reduzir esses impactos ambientais e sociais, é necessário criar áreas protegidas para a conservação da biodiversidade remanescente, aumentar a produtividade dos campos agrícolas para evitar a conversão de novas áreas para fins econômicos e restaurar áreas já alteradas ou degradadas (LAMB; ERSKINE; PARROTTA 2005).

Quando um ecossistema degradado mantém parte de sua resiliência, sem fortes limitações impostas por filtros bióticos e/ou abióticos que dificultam ou impedem a germinação e o estabelecimento natural de indivíduos regenerantes, a restauração pode ser realizada de forma passiva (WHISENANT, 1999; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Nesse caso, a área pode apenas ser isolada e abandonada para permitir que o processo de sucessão secundária ocorra naturalmente (CHAZDON; URIARTE, 2016; STANTURF *et al.*, 2019), o que reduz significativamente os custos, mas aumenta o tempo para atingir os objetivos finais da restauração (HOLL; AIDE, 2011; PIAIA *et al.*, 2020).

Quando a restauração não é viável por meio somente da regeneração natural, é necessária a adoção de técnicas ativas, como a semeadura direta ou o plantio de mudas, sendo esta última a técnica mais utilizada em regiões tropicais para ecossistemas florestais (RODRIGUES *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2017; BRANCALION *et al.*, 2019). As principais vantagens do plantio de mudas são a rápida cobertura do solo, com a melhoria das condições edáficas e microclimáticas dos ambientes, e, consequentemente, a rápida redução dos impactos negativos das espécies invasoras (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Apesar de suas vantagens, essa

técnica apresenta custos elevados de implantação (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; CAVA *et al.*, 2016; MELI *et al.*, 2018).

A expansão das áreas a serem restauradas em regiões tropicais, onde se concentra a maioria dos países menos desenvolvidos economicamente, leva à necessidade de adoção de métodos de restauração com menores custos de implantação (BRANCALION *et al.*, 2016; MOLIN *et al.*, 2018). No Brasil, após a promulgação da Lei Federal nº 12.651, em 2012, mais de 21 milhões de hectares de áreas alteradas ou degradadas deverão ser restauradas nas próximas décadas pelos proprietários rurais (SOARES FILHO *et al.*, 2014). No entanto, muitas dessas áreas estão localizadas em propriedades de pequeno ou médio porte, onde os recursos financeiros para restauração são escassos, o que impede a efetiva execução dessas medidas (SCHMIDT *et al.*, 2019). Como o Brasil pode ser considerado o país mais biodiverso do mundo (MAGNUSSON *et al.*, 2018) e um país chave para alcançar as metas globais de restauração (GUERRA *et al.*, 2019), é essencial que este obstáculo para restauração pela falta de recursos financeiros seja superado.

Como alternativa ao plantio de mudas, a semeadura direta tem se mostrado uma técnica de menor custo (ENGEL; PARROTTA, 2001; SOUZA; ENGEL, 2018; RAUPP *et al.*, 2020). Nos projetos de restauração por semeadura direta, em vez de as sementes serem utilizadas para produzir mudas em viveiros, elas são semeadas diretamente no campo, seja manual ou mecanicamente, o que pode ser de 10 a 30 vezes mais barato que a restauração por plantio de mudas (COLE *et al.*, 2011).

As principais vantagens da semeadura direta, além dos menores custos, são a facilidade de mecanização, o que permite a implantação de grandes áreas em menor tempo; o estabelecimento de indivíduos em microssítios apropriados para a formação do sistema radicular; e o desenvolvimento da vegetação em condições mais semelhantes àsquelas dos processos naturais de sucessão (GUERIN *et al.*, 2015). Por outro lado, o uso da semeadura direta também apresenta obstáculos, como a dificuldade na obtenção de sementes viáveis em grande quantidade (URZEDO *et al.*, 2020); a falta de conhecimento sobre as melhores densidades e épocas de semeadura (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; 2008; MELI *et al.*, 2018); baixas taxas de emergência e estabelecimento; e a não adaptação de boa parte das espécies ao método (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; SILVA; VIEIRA,

2017; SOUZA; ENGEL, 2018). As incertezas sobre os resultados da semeadura direta reduzem sua escolha por restauradores (MELI *et al.*, 2018).

Vários experimentos de campo têm sido conduzidos no Brasil nas últimas décadas para melhor compreender as técnicas de semeadura direta visando aumentar o seu sucesso e, conseqüentemente, o seu uso em escalas maiores. Porém, pelo nosso conhecimento, os resultados desses experimentos de campo nunca foram combinados e analisados por meio de uma revisão sistemática, a qual tem sido considerada um método promissor para combinar dados e gerar conclusões gerais de maior aplicabilidade (LOCATELLI; VIGNOLA, 2009). A revisão sistemática oferece muitas vantagens sobre outras técnicas de síntese de pesquisa frequentemente utilizadas em ecologia da restauração, pois seus resultados podem ser avaliados, investigados e atualizados com maior precisão (MEADOR *et al.*, 2017).

Realizamos uma revisão sistemática acerca do uso da semeadura direta de espécies arbóreas para restauração ecológica no Brasil, a fim de avaliar os principais avanços, as tendências e as lacunas já observados nos experimentos de campo; propor diretrizes para pesquisas futuras de aprimoramento dos resultados da semeadura direta; e discutir a viabilidade técnica e ecológica do uso do método em maior escala no país.

1.2 MÉTODOS

1.2.1 Pesquisa e seleção dos estudos

A busca de estudos foi feita em três bases de dados online (*Web of Science*, *Scopus* e *Google Scholar*), no mês de janeiro de 2022, sem limitação do ano de publicação, com a seguinte combinação de termos: “semeadura direta” e “restauração” e “Brasil”, nas versões em português e inglês (“direct seeding” and “restoration” and “Brazil”). Previamente, testamos outras combinações de termos (por exemplo, com o uso de termos como “recuperação”, “reflorestamento” e “semeadura”), mas estas outras combinações não resultaram em alterações na escolha dos estudos que satisfaziam todos os nossos critérios de inclusão.

Foram incluídos em nossas análises artigos, dissertações e teses. Apesar de artigos revisados por pares terem informações mais confiáveis, pois são avaliados

pelos revisores e editores das revistas, decidimos considerar também dissertações e teses para evitar um viés em nossa análise, uma vez que estudos com resultados considerados “negativos” (por exemplo, com taxas de emergência e estabelecimento das espécies muito baixas, ou sem efeitos significativos dos tratamentos testados) tendem a não ser publicados como artigos periódicos (KNIGHT, 2003; FANELLI, 2010; 2012).

Foram incluídos em nossa revisão os estudos que atenderam aos seguintes critérios de inclusão: (1) serem conduzidos no Brasil; (2) estabelecidos em áreas alteradas ou degradadas, usando espécies arbóreas (não consideramos estudos cujo objetivo era o enriquecimento de florestas nativas ou em processo de restauração e/ou estudos conduzidos utilizando apenas espécies não arbóreas), e (3) relatar medições de campo das taxas de estabelecimento por espécies ou tratamentos. Quando os estudos utilizaram espécies arbóreas e não arbóreas, consideramos apenas os dados sobre espécies arbóreas. Não incluímos estudos publicados apenas como capítulos de livros ou apresentados em eventos científicos, assim como artigos de revisão. Nos casos em que a dissertação ou tese resultou em um artigo revisado por pares, consideramos apenas o artigo em nossa revisão.

1.2.2 Extração e análise dos dados

Extraímos as seguintes informações de textos, tabelas, figuras e arquivos suplementares dos estudos selecionados: (1) publicação: tipo de estudo (artigo ou dissertação/tese), ano e revista de publicação; (2) local: localização (coordenadas geográficas); bioma (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pampa, Pantanal), conforme o Mapa de Biomas Brasileiros elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019); e uso do solo antes da semeadura (agricultura, solo exposto ou pastagem); (3) métodos: mês de semeadura; número de espécies semeadas; e densidade de semeadura; e (4) resultados: taxas de estabelecimento, sobrevivência e crescimento (Apêndice B). Quando necessário, foi utilizado o programa *Plot Digitalizer* (<http://plotdigitizer.sourceforge.net/>) para extração de informações mais precisas das figuras.

Estabelecimento (porcentagem de indivíduos estabelecidos no campo em relação às sementes semeadas aos 12 meses pós-semeadura, sempre que esta informação estava disponível, ou considerando o último período de monitoramento

apresentado), sobrevivência (porcentagem de indivíduos estabelecidos no campo em relação às plântulas emergidas aos 12 meses pós-semeadura, sempre que esta informação estava disponível, ou considerando o último período de monitoramento apresentado; e considerando as taxas de emergência aos 3 meses pós-semeadura, sempre que esta informação estava disponível, ou considerando o primeiro período de monitoramento apresentado) e crescimento (altura) foram considerados como o valor médio entre espécies, tratamentos e/ou condições de semeadura. Quando não disponível diretamente nos estudos, as taxas de estabelecimento e sobrevivência foram calculadas com base nas densidades de semeadura e nas taxas de emergência de plântulas.

Os estudos foram agrupados de acordo com as taxas de estabelecimento (E), sobrevivência (S) e crescimento (C) em cinco categorias: muito baixo ($E \leq 10\%$, $S \leq 20\%$, $C \leq 20$ cm), baixo ($10 < E \leq 20\%$, $20 < S \leq 40\%$, $20 < C \leq 40$ cm), médio ($20 < E \leq 30\%$, $40 < S \leq 60\%$, $40 < C \leq 60$ cm), alto ($30 < E \leq 40\%$, $60 < S \leq 80\%$, $60 < C \leq 80$ cm) e muito alto ($E > 40\%$, $S > 80\%$, $C > 80$ cm). Este agrupamento se baseou na análise da amplitude de variação e frequência de distribuição dos dados apresentados nos estudos dados coletados, uma vez que não encontramos na literatura disponível um padrão para esta categorização.

1.3 RESULTADOS

Encontramos 53 estudos que atenderam aos nossos critérios de inclusão: 29 artigos revisados por pares e 24 dissertações/teses (Apêndice A). As principais causas de não inclusão de estudos em nossa revisão foram a não apresentação das taxas de estabelecimento por espécies ou tratamentos. O número de estudos encontrados e selecionados nas buscas em cada plataforma de dados está indicado de maneira pormenorizada no Apêndice C.

Os artigos revisados por pares foram publicados em 19 periódicos, com apenas seis periódicos publicando mais de um artigo. As duas revistas com mais artigos publicados foram a *Restoration Ecology* e a *Revista Árvore*, com quatro artigos cada. A maioria dos estudos que tiveram resultados considerados “negativos” (por exemplo, taxas de estabelecimento inferiores a 1%) não foi publicada como artigos revisados por pares.

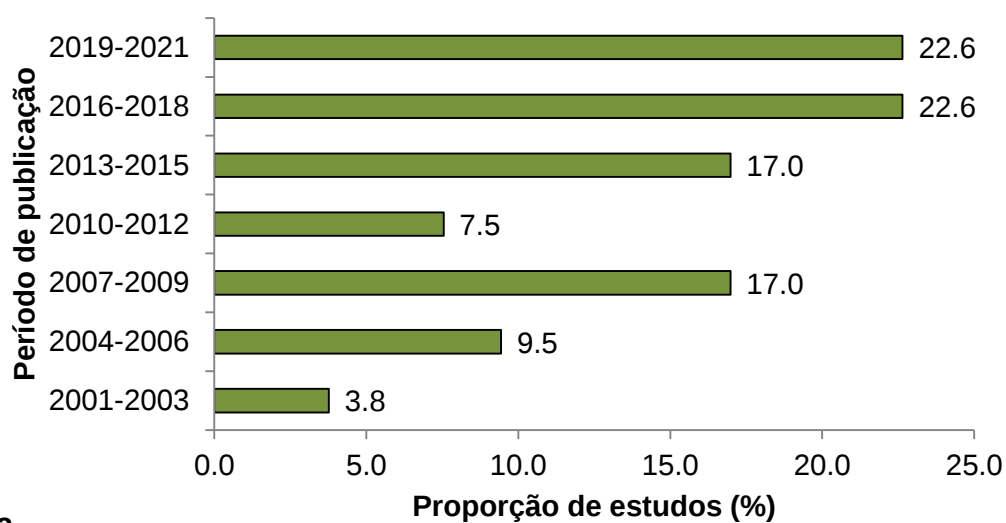
O primeiro experimento de campo encontrado em nossa revisão foi instalado em 1997 e os resultados publicados em 2001 (ENGEL; PARROTTA, 2001). Desde então, o número de estudos publicados vem aumentando, sendo que quase metade dos estudos encontrados em nossa pesquisa foi publicada nos últimos seis anos (Figura 1a).

As ações de semeadura foram realizadas principalmente entre os meses de novembro e fevereiro (Figura 1b). Os estudos estão concentrados nos dois *hotspots* brasileiros (Cerrado e Mata Atlântica), e dois biomas não tiveram nenhum estudo conduzido em suas áreas (Caatinga e Pantanal) (Figura 1c e Figura 2).

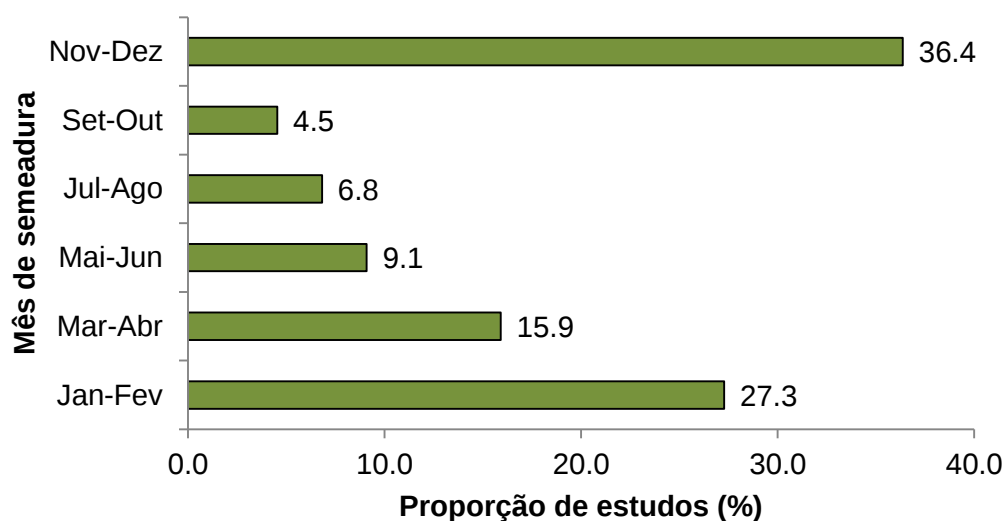
Pastagens abandonadas foram o principal uso do solo antes da semeadura, seguido pela agricultura e solo exposto (Figura 3a). Apesar dos ecossistemas tropicais apresentarem alta diversidade de espécies, a maioria dos estudos foi implantada com menos de 10 espécies. Em média, foram utilizadas 13 espécies por estudo. Menos de 16% utilizaram mais de 30 espécies (Figura 3b). A maior parte dos estudos utilizou densidades de semeadura entre 10.000 e 50.000 e entre 101.000 e 500.000 sementes por hectare (Figura 3c.). Em média, a densidade de semeadura foi de 25.190 sementes por hectare.

A maioria dos estudos apresentou taxas baixas ou muito baixas de estabelecimento e (Figura 4a) e crescimento (Figura 4b), mas taxas de sobrevivência altas e muito altas (Figura 4c). Em média, as taxas de estabelecimento, crescimento e sobrevivência foram de 13,96%, 45,91cm e 65,61%, respectivamente.

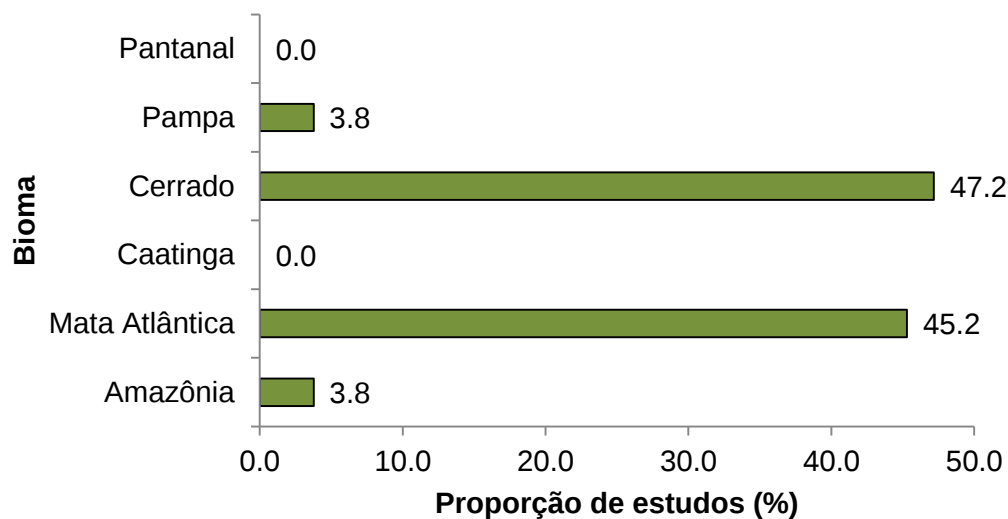
Figura 1 - Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão segundo o ano de publicação (a), o mês de semeadura (b) e o bioma (c)



a



b



c

Figura 2 - Distribuição dos 53 estudos de semeadura direta encontrados em nossa revisão entre os biomas brasileiros

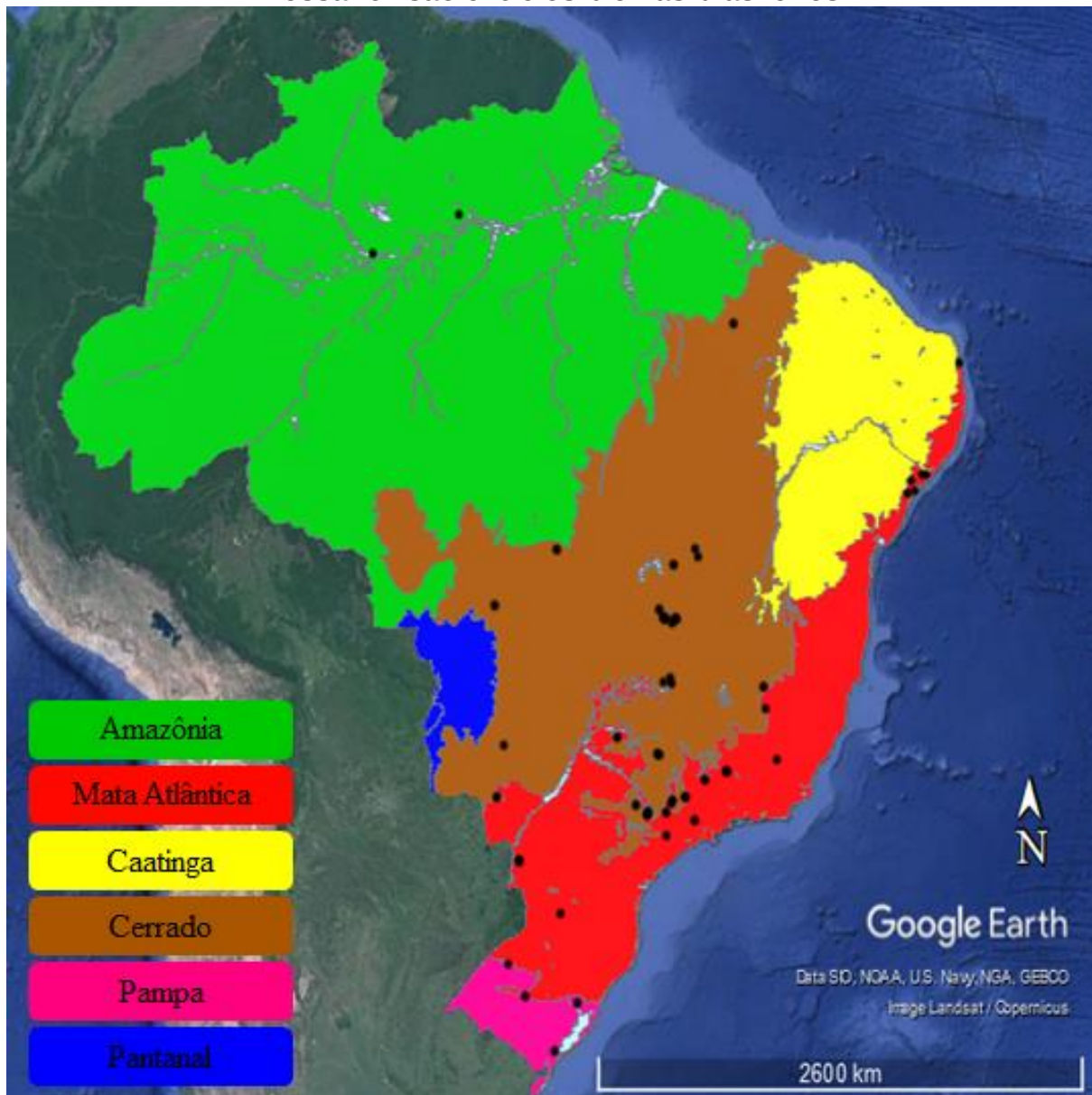


Figura 3 - Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão, segundo o uso da terra antes da semeadura (a), o número de espécies semeadas (b) e a densidade de semeadura (c)

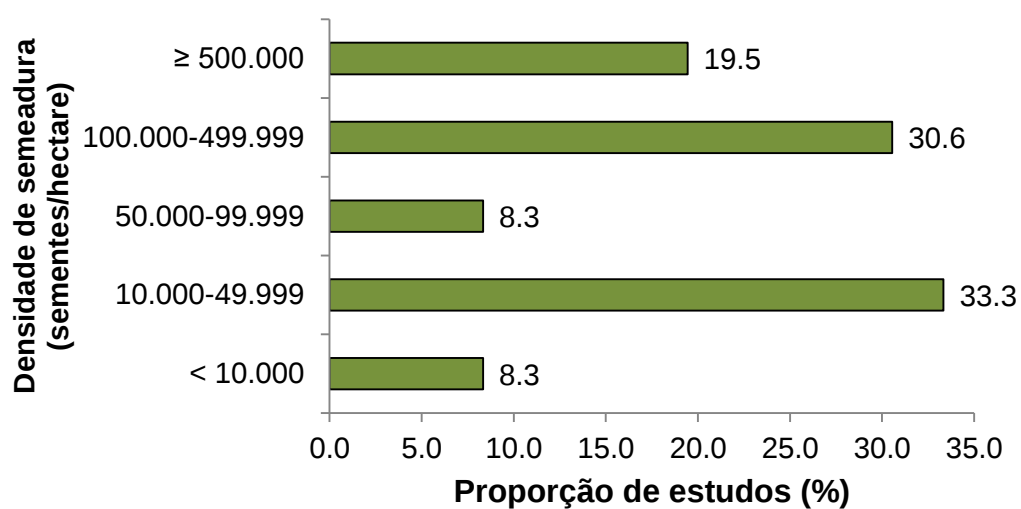
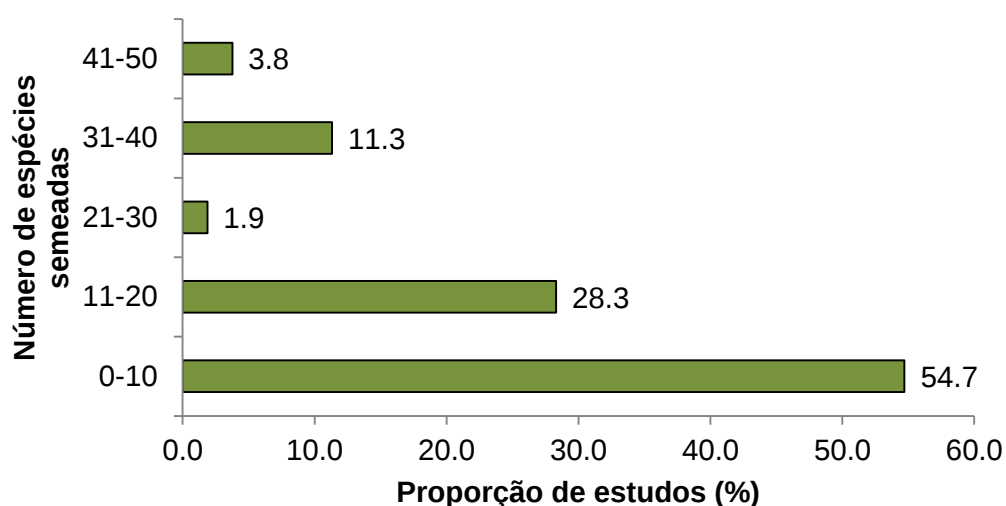
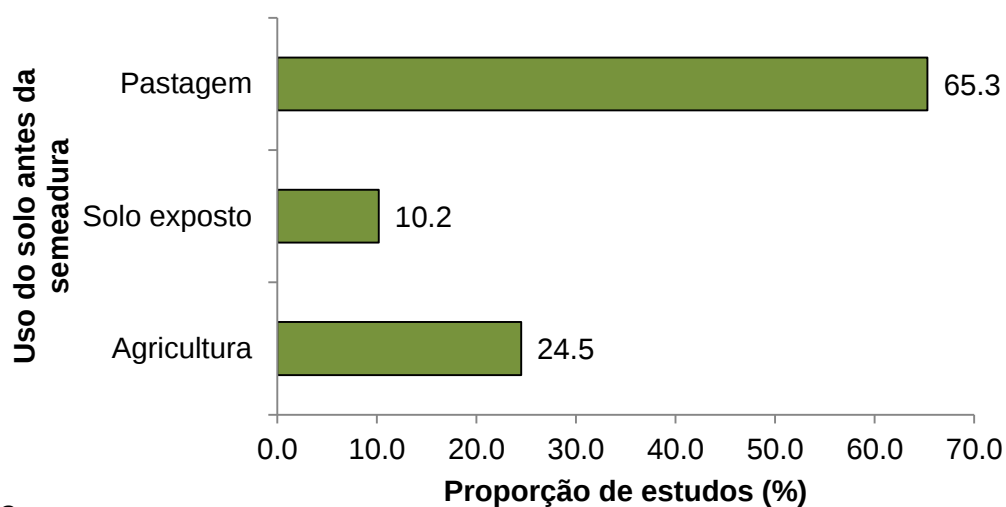
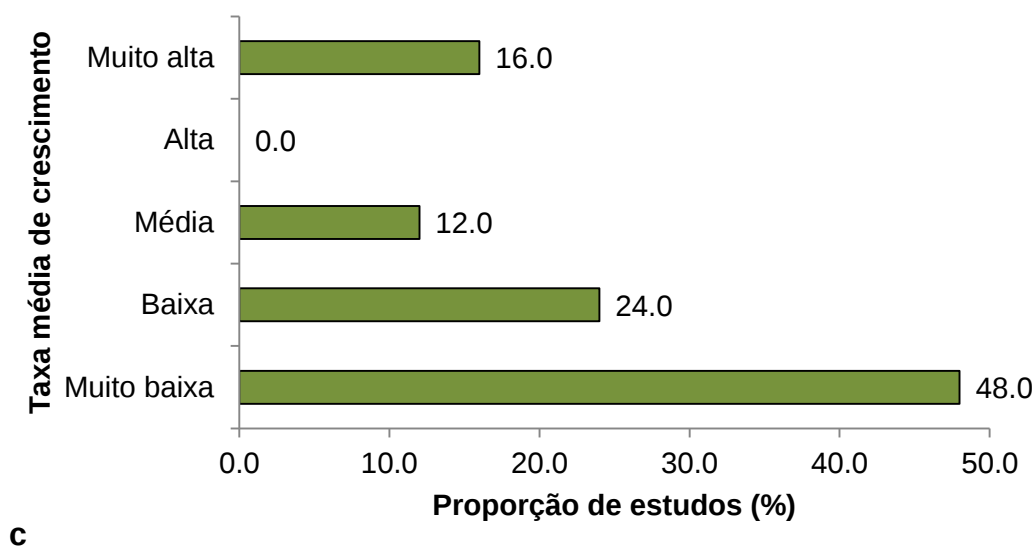
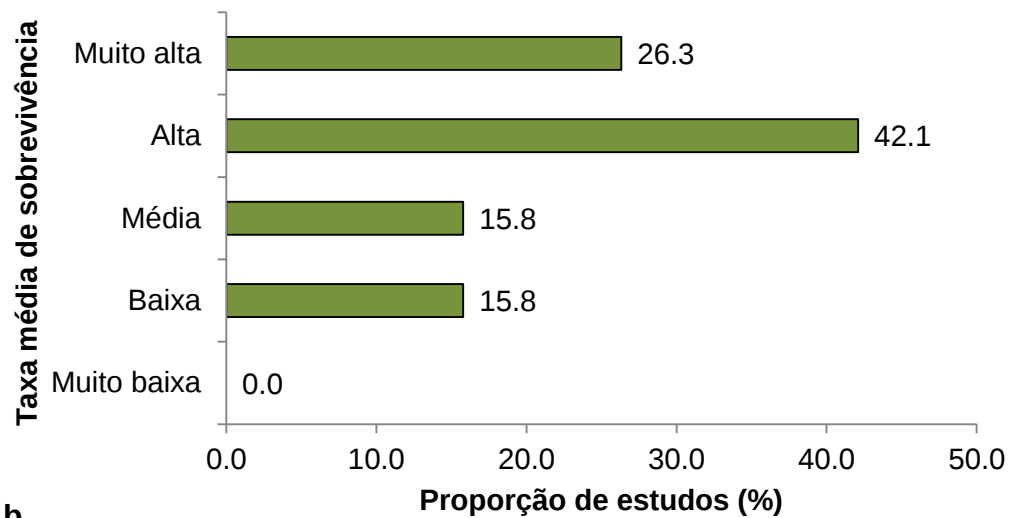
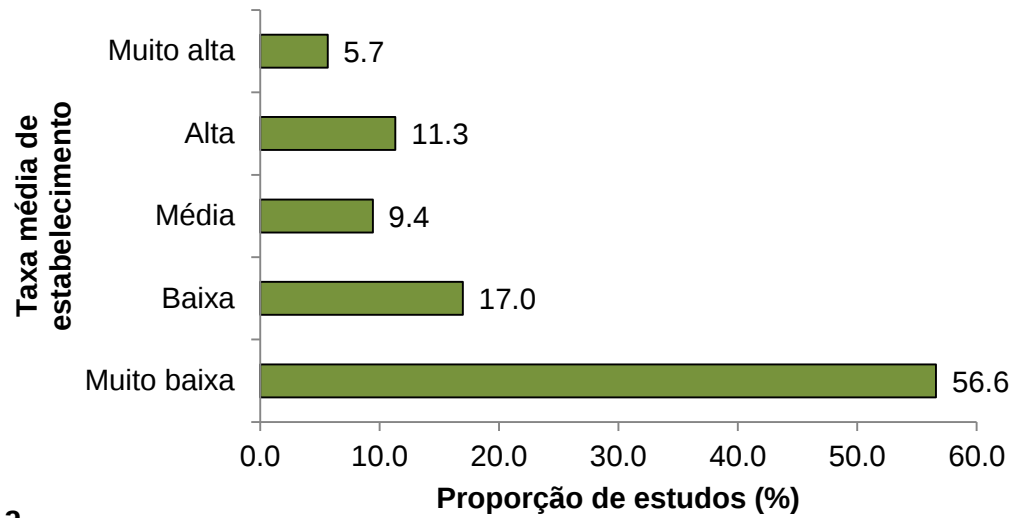


Figura 4 – Distribuição dos estudos encontrados em nossa revisão segundo as taxas de estabelecimento (a), sobrevivência (b) e crescimento (c)



1.4 DISCUSSÃO

1.4.1 Cronologia e resultados das publicações

Embora a semeadura direta com espécies arbóreas já seja utilizada em vários países há décadas, para fins diversos (DALMACIO; BARANGAN, 1976; CAMPBELL, 1981; KINNUNEN, 1982), o primeiro estudo de semeadura direta para restauração florestal no Brasil encontrado em nossa revisão foi implantado apenas em 1997 e publicado em 2001 (ENGEL; PARROTTA, 2001). Os poucos estudos anteriores, implantados na década de 1980, não foram incluídos em nossa revisão, por terem sido publicados apenas em eventos científicos ou por não apresentarem taxas de estabelecimento das espécies semeadas (PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE JÚNIOR 1997; PARROTTA; KNOWLES, 1999). O período de maior número de publicações foi após 2016, conforme mostra a Figura 1a, o que demonstra que a pesquisa acerca do uso da semeadura direta para restauração florestal vem crescendo no Brasil.

A maioria dos experimentos de campo em que os autores relataram taxas muito baixas de emergência e/ou estabelecimento e/ou não demonstraram efeitos significativos dos tratamentos testados não foram publicados como artigos revisados por pares, mas apenas apresentados como dissertações/teses (ARAKI, 2005; CARTAXO, 2009; MARTINS, 2009; BELLEMO, 2017; MAGALHÃES, 2017; ANDRADE, 2019; entre outros). Se tivéssemos analisado apenas artigos revisados por pares, como fazem muitas revisões sistemáticas, nossos resultados provavelmente teriam mostrado um viés para efeitos positivos, o que comprometeria a qualidade e a reprodutibilidade de nossa pesquisa.

Há uma tendência de revisores e editores de periódicos rejeitarem estudos que apresentam resultados considerados “negativos”, ou há casos em que os autores sequer os submetem para publicação por causa dessa rejeição esperada (KNIGHT, 2003; FANELLI, 2012). No entanto, esses estudos também apresentam informações relevantes, com diretrizes para futuras pesquisas, que podem ajudar a evitar a replicação de estudos (FANELLI, 2010).

No planejamento de novas pesquisas, o primeiro passo deve ser uma revisão dos resultados já encontrados sobre o tema para evitar a duplicação de estudos e entender melhor os principais avanços já alcançados e as lacunas remanescentes.

Porém, se os resultados “negativos” não forem publicados, experimentos de campo semelhantes, muitas vezes caros e demorados, podem ser conduzidos e frequentemente produzirem os mesmos resultados (KOTZE *et al.*, 2004).

1.4.2 Qual a área geográfica e o uso predominante do solo antes da semeadura?

Nossos resultados mostraram que os experimentos de campo com o uso de semeadura direta para restauração florestal no Brasil concentram-se nos biomas Mata Atlântica e Cerrado (Figura 1c e Figura 2), que são os dois *hotspots* brasileiros (MITTERMEIER *et al.*, 2011) e cobrem cerca de 36,5% do território do país (IBGE, 2019). Considerando todos os métodos de restauração ecológica disponíveis, Guerra *et al.* (2020) também relataram que mais de 70% dos experimentos de restauração ocorrem nesses dois biomas, principalmente na Mata Atlântica (cerca de 56%). Como o Cerrado e a Mata Atlântica são os biomas com maiores percentuais de áreas naturais já degradadas, convertidas para fins agrícolas, pecuários ou urbanos (STRASSBURG *et al.*, 2017; REZENDE *et al.*, 2018), ambos efetivamente devem ser considerados como áreas prioritárias para ações de restauração ecológica.

Algumas das razões para a falta de estudos sobre restauração florestal por semeadura direta nos demais biomas brasileiros podem ser: (1) a maior cobertura florestal ainda intacta e o maior percentual de áreas protegidas na região amazônica, quando comparado aos demais biomas, o que faz com que a restauração possa não ser vista como prioridade na região (SOBRAL-SOUZA *et al.*, 2018); (2) a menor área de abrangência do Pampa e Pantanal, que juntos representam apenas 4,1% do território brasileiro (IBGE, 2019); (3) as condições ambientais mais severas para o estabelecimento de sementes no Pantanal e na Caatinga, já que o Pantanal é uma grande várzea inundada durante 4 a 8 meses ao ano (MARENGO; OLIVEIRA; ALVES, 2015), e o Caatinga tem um clima semiárido quente e seco, com períodos de estiagem superiores a 11 meses por ano em algumas regiões (OLIVEIRA *et al.*, 2012); e (4) a predominância de vegetação não florestal na Caatinga, Pampa e Pantanal (IBGE, 2019); (5) a maior concentração populacional e de instituições de pesquisa nas áreas do Cerrado e da Mata Atlântica (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). Pesquisas futuras devem considerar a expansão do uso

de técnicas de semeadura direta nos diferentes biomas, especialmente nas lacunas geográficas existentes.

O principal uso do solo antes da semeadura nos estudos encontrados em nossa revisão foram as pastagens (Figura 3a), sempre dominadas por gramíneas exóticas invasoras, como *Urochloa decumbens* Stapf., *Panicum maximum* Jacq., *Melinis minutiflora* P. Beauv., *Andropogon gayanus* Kunth, *Urochloa humidicola* (Rendle.) Morrone & Zuloago, entre outras. Mesmo nos demais usos da terra que não pastagem houve a presença dessas gramíneas em suas áreas, ou foram infestadas por elas após o preparo do solo (SILVA *et al.*, 2015; HÜLLER *et al.*, 2017; SILVA, 2019). Essas gramíneas são um dos principais filtros restritivos à germinação de sementes e ao crescimento de indivíduos em projetos de restauração no Brasil, de modo que o seu controle é essencial para o sucesso destes projetos (SAMPAIO; HOLL; SCARIOT, 2007; DURIGAN *et al.*, 2013; PASSARETTI, PILON; DURIGAN, 2020). Assim, é essencial avaliar melhor a influência e o controle de plantas daninhas, principalmente de gramíneas exóticas, no desempenho das espécies em projetos de semeadura direta.

1.4.3 Existe uma época de semeadura preferida?

Por ser um país de dimensão continental, a estação chuvosa varia muito no Brasil, dependendo da região. Alguns biomas apresentam um período de chuvas mais prolongado, como a Amazônia, enquanto outros são caracterizados por longas estações secas, como a Caatinga. Em geral, a estação chuvosa brasileira concentra-se nos meses de novembro a abril.

Considerando que a semeadura direta é altamente dependente da disponibilidade hídrica para garantir a germinação das sementes e a sobrevivência inicial dos indivíduos (CABIN *et al.*, 2002), como esperado, a maioria dos estudos teve as épocas de semeadura concentradas neste período (Figura 1b). Experimentos implantados na estação seca geralmente utilizaram irrigação para garantir o sucesso da semeadura (SANTOS JÚNIOR; BOTELHO; DAVIDE, 2004; SANTOS, 2010; OLIVEIRA, 2013), o que aumenta os custos de implantação e manutenção e pode inviabilizar o uso da técnica.

Faltam estudos sobre diferentes períodos de semeadura nas taxas de emergência, estabelecimento, sobrevivência e crescimento das espécies. As

sementes semeadas no início da estação chuvosa contarão com um período de maior disponibilidade hídrica, mas também de maior competição com as gramíneas. Por outro lado, as sementes semeadas no meio ou no final da estação chuvosa contarão com uma menor competição com as gramíneas, apesar do período de menor disponibilidade de água. A determinação da melhor época para a semeadura - no início, no meio ou no fim da estação chuvosa - ainda está em aberto para novos estudos.

1.4.4 Quantas espécies vêm sendo semeadas?

Verificamos que mais de 90% dos estudos analisados em nossa revisão utilizaram um número baixo de espécies na implantação (menos de 20), conforme mostrado na Figura 3b. Além disso, em muitos deles, boa parte das espécies semeadas não emergiu ou se estabeleceu no campo, resultando em um ecossistema inicialmente ainda menos diverso (ENGEL; PARROTTA, 2001; ARAKI, 2005; MARTINS, 2009; MELI *et al.*, 2018). Nesses casos, para se atingir a riqueza de espécies desejada, típica de ecossistemas de florestas tropicais, espera-se que as espécies introduzidas atuem como facilitadoras para a chegada e o estabelecimento de propágulos externos, por meio da redução ou eliminação de filtros bióticos ou abióticos que dificultem ou impeçam a regeneração natural em ecossistemas degradados (ENGEL; PARROTTA, 2001; DURIGAN *et al.*, 2010).

Entretanto, ainda não há estudos de longo prazo que indiquem que a semeadura direta com poucas espécies é eficaz para a restauração de florestas tropicais, o que limita o uso dessa técnica em escalas maiores. Ademais, como muitas espécies utilizadas possuem ciclos de vida curtos, a autoperpetuação dos ecossistemas em restauração pode ser ameaçada, se o estabelecimento de outras espécies não ocorrer antes da morte das semeadas (BELLEMO, 2017). No futuro, experimentos de campo implantados com um baixo número de espécies devem demonstrar se são capazes de atingir os principais objetivos da restauração ecológica, e garantir a sustentabilidade futura do ecossistema, para que este tipo de abordagem possa ter aplicação prática em maior escala.

1.4.5 Há sementes disponíveis para suportar técnicas de semeadura direta em larga escala?

Todos os estudos que compararam os custos de implantação entre a semeadura direta e o plantio de mudas concluíram que a semeadura direta é uma técnica de restauração mais barata (ENGEL; PARROTTA, 2001; CARTAXO, 2009; CAVA *et al.*, 2016; BELLEMO, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018). Todavia, a maioria dos estudos encontrados em nossa revisão relatou taxas de estabelecimento baixas ou muito baixas (Figura 4a). Apesar disso, os autores costumam concluir que a semeadura direta é uma técnica viável para restauração, pois pode reduzir os custos de implantação e atingir densidades de mudas semelhantes, ou até superiores, quando comparadas às técnicas de plantio de mudas (ALMEIDA, 2004; ARAKI, 2005; AGUIRRE *et al.*, 2015).

Embora haja uma grande variação, dependendo das características edáficas do local e das ações de manejo pós-plantio, o plantio de mudas em viveiro resulta em uma expectativa de sobrevivência de cerca de 70% no primeiro ano após o plantio (BARBOSA, 2008; ARAGÃO, 2009; CARTAXO, 2009; OLIVEIRA, 2013; CORDEIRO, 2018; SILVA, 2019; BOURLEGAT, 2020). Logo, por exemplo, para se atingir 1.000 mudas no campo, seriam necessárias 1.429 mudas produzidas em viveiro (considerando tanto o plantio inicial quanto o replantio de mudas mortas). Uma vez que a média de germinação de sementes de espécies florestais em viveiros está em torno de 60% (SOUZA JÚNIOR; BRANCALION, 2016), para a obtenção dessas 1.429 mudas, seriam necessárias 2.001 sementes, em média. Já para a obtenção da mesma densidade de mudas no campo em projetos de semeadura direta um ano após a semeadura, considerando o percentual médio de estabelecimento encontrado em nosso estudo (13,96%), seriam necessárias cerca de 7.163 sementes, o que representa um aumento de mais de 300% no número utilizado de sementes para o mesmo resultado.

Vários estudos relatam o uso de uma quantidade ainda maior de sementes para atingir densidades semelhantes àsquelas obtidas mediante o plantio de mudas. Por exemplo, para atingir 1.417 e 1.793 mudas por hectare, Araki (2005) e Bellemo (2017) utilizaram 299.600 e 442.222 sementes por hectare, respectivamente. Mais de 40% dos estudos encontrados em nossa revisão utilizaram mais de 100.000 sementes por hectare (Figura 3c). Embora os sistemas de coleta e produção de sementes nativas no Brasil tenham avançado nas últimas duas décadas (URZEDO *et al.*, 2020), devido às Redes de Sementes da Mata Atlântica e do Cerrado, a

escassez de sementes ainda é um obstáculo aos projetos de restauração no país (SCHMIDT *et al.*, 2019).

Uma das principais barreiras para a produção de mudas para uso em programas de restauração é a baixa oferta de sementes (SILVA *et al.* 2017). Silva (2019) relatou que pretendia usar um número maior de espécies em seu estudo de semeadura direta, mas teve que utilizar apenas 36, por não haver disponibilidade de sementes, ou por custos muito altos das disponíveis. Portanto, se não há sementes suficientes para experimentos de campo em pequena escala ou produção de mudas em viveiros, pode-se inferir que, nas condições atuais, também não haverá sementes para o uso da semeadura direta em larga escala, considerando a alta quantidade de sementes necessárias.

1.4.6 Coletar sementes para semeadura direta ou para produção de mudas?

Existem muitas barreiras que restringem a disponibilidade de sementes e aumentam o custo da coleta em ecossistemas naturais, incluindo um número limitado de indivíduos e populações, períodos curtos de disponibilidade de sementes viáveis, sementes facilmente dispersas, sementes com maturidade em períodos diferentes, populações localizadas em locais de difícil acesso e alta variabilidade interanual na produção de sementes (BROADHURST *et al.*, 2016). Portanto, a coleta de sementes é um processo desafiador e as sementes coletadas devem ser usadas com cuidado para evitar desperdício de tempo, dinheiro e material genético.

Quando a germinação é testada em condições controladas antes da semeadura no campo, os autores costumam reportar taxas de germinação de sementes variáveis, mas sempre superiores às alcançadas no campo (OLIVEIRA, 2013; BELLEMO, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018; PASSARETTI; PILON; DURIGAN, 2020). Esses mesmos estudos relatam que as coletas de sementes ocorreram nos meses anteriores à semeadura e foram armazenadas considerando as melhores práticas de armazenamento de sementes disponíveis, mas as sementes ainda perderam parte significativa de seu vigor, o que é normal e esperado para sementes florestais. Segundo Santos Júnior e Brancalion (2016), geralmente em menos de seis meses de armazenamento, parte das sementes florestais, mesmo armazenadas em boas condições, perdem consideravelmente o vigor.

Isso significa que, para garantir maiores taxas de germinação, é necessário semear imediatamente após a coleta da semente, o que é difícil de ser realizado para sistemas de semeadura direta, pois as sementes das diferentes espécies são coletadas ao longo do ano todo, e a semeadura deve ser feita preferencialmente durante a estação chuvosa. Portanto, para a aplicação da semeadura direta em larga escala, haveria uma grande perda de sementes por armazenamento, e muitas espécies, cujas sementes amadurecem na estação seca teriam seu uso inviabilizado para semeadura na estação chuvosa.

Por outro lado, uma vez semeadas imediatamente após a coleta, e transformadas em mudas em viveiros, o que normalmente pode ocorrer durante todo o ano, devido aos sistemas de irrigação, ocorreria menor perda de sementes e, conseqüentemente, menores custos relacionados à coleta. Os coletores de sementes são movidos por considerações econômicas e produzem o que esperam vender (THOMAS *et al.*, 2014), o que torna mais vantajoso para eles semear e produzir mudas do que armazenar as sementes e perder boa parte delas.

Caso haja algum atraso na demanda das mudas, devido a oscilações temporais no número e escala de projetos de restauração, essas podem continuar sendo armazenadas no viveiro para venda posterior. O mesmo não acontece com as sementes, pois os coletores ficariam à mercê de uma demanda rápida pelas sementes ou perderia tempo e recursos financeiros com as operações de coleta, processamento e armazenamento.

Além disso, esse desperdício de sementes durante o período de armazenamento pode ser outro problema ecológico para a conservação das espécies em ecossistemas naturais. Assim, pesquisas futuras devem estudar como garantir a viabilidade das sementes ao longo do armazenamento; como tornar mais interessante para os coletores de sementes venderem as sementes; e como planejar a implantação de projetos de semeadura direta de acordo com a disponibilidade e a esperada perda de viabilidade das sementes durante o período de armazenamento.

1.4.7 O uso da semeadura direta em larga escala pode comprometer a conservação das espécies em seus ecossistemas naturais?

É importante usar sementes localmente adaptadas em projetos de restauração para garantir o sucesso do estabelecimento e a sobrevivência das

espécies plantadas ou semeadas (MIJNSBRUGGE; BISCHOFF; SMITH, 2010). O uso de germoplasma de alta qualidade e de origem apropriada é essencial para garantir o sucesso de qualquer projeto de restauração, a fim de que novas populações se tornem funcionais, autossustentáveis e resilientes aos desafios ambientais (BROADHURST *et al.*, 2008). Se as sementes são coletadas de fontes limitadas, a diversidade genética insuficiente pode resultar em baixas taxas de estabelecimento e baixo vigor da população restaurada, o que pode ser detectável somente após muitos anos pós-implantação, especialmente em plantas de vida longa e crescimento lento (MIJNSBRUGGE; BISCHOFF; SMITH, 2010).

Sementes de espécies nativas usadas em projetos de restauração ecológica no Brasil e em muitos outros países tropicais são geralmente coletadas em ecossistemas naturais, usualmente já ameaçados por impactos antrópicos que alteram os seus processos ecológicos, demográficos e genéticos (HOBBS; YATES, 2000; BUZATO *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2017). Para a semeadura direta em larga escala, haverá uma enorme demanda de sementes viáveis, coletadas de diversas populações e indivíduos locais, o que pode não ser possível na maioria das paisagens brasileiras, que já são muito antropizadas. Além disso, uma vez que as populações naturais já estão fragmentadas e isoladas, principalmente no bioma Mata Atlântica, a coleta de grande quantidade de sementes também poderá ter impactos negativos na reprodução e na sustentabilidade destas populações naturais (PEDRINI *et al.*, 2020).

Não se recomenda coletar mais de 70% das sementes de um indivíduo para espécies com dispersão abiótica e 50% para espécies com dispersão biótica, para garantir a sustentabilidade das populações naturais, bem como para não prejudicar os recursos alimentares dos animais (PINÃ-RODRIGUES *et al.*, 2007). Peres *et al.* (2003) estudaram os impactos da coleta excessiva de sementes de *Bertholletia excelsa* Bonpl. na Amazônia e concluíram que populações submetidas à coleta intensiva ao longo do século passado carecem de árvores juvenis, o que pode levá-las a sucumbirem a um processo de senescência e colapso demográfico.

A coleta do grande número de sementes necessárias para o uso de técnicas de semeadura direta em larga escala poderia impactar negativamente as populações naturais, especialmente em ambos os *hotspots* brasileiros, onde mais ações de restauração são urgentes e as paisagens remanescentes são caracterizadas por pequenos fragmentos, muitas vezes isolados reprodutivamente,

com baixa produção de sementes. Os maiores fragmentos florestais destes ambientes estão, em sua maioria, em áreas de proteção integral, onde a coleta de sementes não é permitida (OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004; COSTA *et al.*, 2012).

Espera-se, ainda, que as mudanças climáticas influenciem significativamente a reprodução das plantas no futuro, afetando a disponibilidade de sementes, o que exigirá o uso criterioso destas (BROADHURST *et al.*, 2016). Assim, aumentar a demanda de sementes para serem utilizadas na restauração por semeadura direta pode não ser uma estratégia ecologicamente viável, pela necessidade de coleta de grande quantidade de sementes e, conseqüentemente, os riscos de perdas de material e comprometimento dos processos naturais de reprodução das espécies em seus ecossistemas naturais.

1.4.8 Limitações e potencialidade de uso da semeadura direta

Como as taxas de sobrevivência foram geralmente altas para a maioria dos estudos encontrados em nossa revisão (> 60%, Figura 4b), as baixas taxas de estabelecimento verificadas ocorreram principalmente devido a baixas taxas de emergência de plântulas, o que mostra que este período inicial pós-implantação, para garantia de condições adequadas de emergência, é o mais crítico para o sucesso da semeadura direta. Entre as prováveis razões para essas baixas taxas de emergência de plântulas estão as condições microclimáticas e edáficas inadequadas; a competição com espécies exóticas, principalmente gramíneas; a perda de umidade, predação e remoção de sementes; a baixa disponibilidade de água; a má qualidade das sementes; entre outras (CABIN *et al.*, 2002; MALAVASI; GASPARINO; MALAVASI, 2005; BALANDIER; FROCHOT; SOURISSEAU, 2009; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; 2008; GUARINO; SCARIOT, 2014; GIACOMINI, 2016; MAGALHÃES, 2016; SOUZA; ENGEL, 2018).

Muitos estudos têm relatado a presença e a competição com gramíneas invasoras como um dos principais filtros restritivos à emergência e ao estabelecimento de espécies arbóreas diretamente semeadas, sendo o controle dessas gramíneas a principal ação pós-semeadura necessária, nesses casos (PELLIZZARO *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2015; SILVA; VIEIRA, 2017). O sucesso dos projetos de restauração depende do rápido crescimento e da rápida capacidade

de cobertura do solo das espécies semeadas, para criação de microssítios desfavoráveis para a germinação e o estabelecimento destas gramíneas (DURIGAN *et al.*, 2013; DURIGAN; ENGEL, 2015). No entanto, os estudos encontrados em nossa revisão tiveram taxas médias de crescimento inferiores às observadas em períodos semelhantes pós-implantação de projetos de plantio de mudas (ARAGÃO, 2009; OLIVEIRA, 2013; SILVA, 2019).

Por exemplo, Aragão (2009) e Oliveira (2013) relataram alturas médias de 400 e 57 cm aos 60 e 10 meses após o plantio, respectivamente, para mudas produzidas em viveiro, e apenas 58 e 17 cm após o mesmo período para mudas obtidas por semeadura direta. Logo, o plantio de mudas produzidas em viveiros pode ser escolhido por profissionais de restauração para obter uma cobertura mais rápida do solo, com maior controle de gramíneas exóticas. Mudas produzidas em viveiros geralmente já apresentam altura de 20 a 40 cm quando plantadas em condições de campo (BUZATO *et al.*, 2015), de modo que se esperam alturas maiores, quando comparadas às mudas de indivíduos estabelecidos por semeadura direta, no mesmo período.

Nossos resultados estão de acordo com aqueles reportados por revisões sistemáticas sobre o uso da semeadura direta para restauração em ecossistemas globalmente, os quais concluíram que a semeadura direta (1) é um método mais barato do que o plantio de mudas, mas o plantio de mudas consiste em uma forma de restauração com resultados mais rápidos (PALMA; LAURANCE, 2015); e (2) não deve ser recomendada como única técnica de restauração por causa das baixas taxas de emergência e estabelecimento de indivíduos (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016).

Pelo nosso conhecimento, o uso de técnicas de restauração de semeadura direta em maior escala no Brasil ocorre na região de transição dos biomas Amazônia e Cerrado, no âmbito do projeto “Y Ikatu Xingu”, lançado em 2004 (DURIGAN *et al.*, 2013). Os estudos publicados referentes a estas ações não foram incluídos em nossa revisão, por não apresentarem as taxas de estabelecimento das espécies. O projeto tem apresentado resultados promissores, com o estabelecimento de uma grande variedade de espécies arbóreas e não arbóreas por meio de semeadura direta, e a participação de comunidades indígenas locais na coleta de sementes (CAMPOS FILHO *et al.*, 2013; FREITAS *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2019; SCHMIDT *et al.*, 2019). As duas principais características do projeto são a utilização

da semeadura mecanizada, o que reduz o tempo e os custos de implantação de grandes áreas; e a semeadura de muitas sementes de espécies nativas, cerca de 200.000 por hectare, para atingir densidade de mudas e cobertura do solo satisfatórias, considerando as baixas taxas de emergência e de estabelecimento reportadas (CAMPOS FILHO *et al.*, 2013).

Este projeto é viável para a região onde foi concebido, embora possa não ser aplicável na maioria das regiões do Brasil e outros países tropicais, principalmente por contarem com (1) disponibilidade de grande quantidade de sementes, devido à abundância de fontes de sementes presentes na paisagem; (2) o engajamento das comunidades indígenas para contribuir com a coleta de sementes, uma vez que essas comunidades estão concentradas principalmente na região amazônica; e (3) o maior tamanho das áreas a serem restauradas nesta região, devido à estrutura fundiária baseada em grandes fazendas e propriedades pecuárias, com terrenos planos facilmente mecanizáveis. Essa combinação de fatores raramente é observada em outras regiões.

1.5 CONCLUSÃO

Por meio da análise de nossos resultados verificado que, apesar do aumento no número de pesquisas sobre restauração florestal por semeadura direta no Brasil nos últimos anos, a abrangência geográfica destes ainda é estreita, com forte concentração de estudos nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Estes estudos vêm sendo desenvolvidos, predominantemente, em solos ocupados por gramíneas exóticas, com semeadura na época das chuvas, utilizando grande número de sementes por hectare, mas baixo número de espécies.

A semeadura direta pode ser uma técnica promissora para contribuir para o alcance dos objetivos futuros de restauração, por ser um método que, se comparado ao plantio de mudas, permite a implantação de projetos de restauração florestal com menos custos e em menor tempo. Porém, as baixas taxas de estabelecimento e crescimento das espécies gera a necessidade de utilização de uma grande quantidade de sementes viáveis, para atingir densidades de indivíduos e coberturas dos solos aptas a facilitar ou promover o adequado processo de restauração ecológica.

Até a presente data, não se pode afirmar que haja disponibilidade de sementes suficiente para apoiar a projetos de semeadura direta em larga escala, na maior parte dos biomas brasileiros, e principalmente onde as ações se fazem mais necessárias. Além disso, um aumento da demanda poderia significar riscos à conservação de populações naturais, especialmente em paisagens muito degradadas e fragmentadas, como nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. Logo, a semeadura direta, considerando o conhecimento atual, não deve ainda ser indicada para aplicação em larga escala no país, sendo recomendada somente quando (1) grandes áreas precisam ser restauradas e não há recursos financeiros suficientes para o plantio de mudas e/ou (2) há alta disponibilidade de sementes a baixo custo. O método pode também ser recomendado como complementar ao plantio de mudas.

Mais estudos são necessários para aumentar as taxas médias de estabelecimento e crescimento das espécies semeadas, bem como para subsidiar iniciativas para aumentar a oferta de sementes em quantidade e qualidade, a fim de tornar a semeadura direta uma técnica mais atraente para a restauração florestal, sem impactar negativamente na conservação das populações naturais. Várias questões que devem ser consideradas são apresentadas em nossa revisão para contribuir para pesquisas futuras.

Embora nosso estudo tenha focado em florestas brasileiras, nossos resultados são aplicáveis à restauração florestal em outros países e regiões que tenham condições semelhantes, especialmente para florestas e savanas arborizadas tropicais ao redor do mundo.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.
- ALMEIDA, N. O. 2004. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.
- ANDRADE, A. F. 2019. **Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2019.
- ARAGÃO, A. G. 2009. **Estabelecimento de espécies florestais nativas, em área de restauração ciliar no Baixo Rio São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009.
- ARAKI, D. F. 2005. **Avaliação da semeadura direta a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 8, p. 1716-1724, 2009.
- BARBOSA, A. C. C. 2008. **Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do Cerrado, no Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- BELLEMO, A. C. 2017. **Formação de dossel no curto prazo, como estratégia de restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.
- BOURLEGAT, J. M. G., 2020. **Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de Floresta Estacional Semidecidual**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J. R.; LAMONATO, F.; FARAH, F. T.; NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.

BRANCALION, P. H. S.; MELI, P.; TYMUS, J. R. C.; LENTI, F. E. B.; BENINI, R. M.; SILVA, A. P. M.; ISERNHAGEN, I.; HOLL, K. D. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. **Biological Conservation**, v. 240, p. 108274, 2019.

BROADHURST, L. M.; LOWE, A.; COATES, D. J.; CUNNINGHAM, S. A.; MCDONALD, M.; VESK, P. A.; YATES, C. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. **Evolutionary Applications**, v. 1, n. 4, p. 587-597, 2008.

BROADHURST, L. M.; JONES, T. A.; SMITH, F. S.; NORTH, T.; GUJA, L. Maximizing seed resources for restoration in an uncertain future. **Bioscience**, v. 66, n. 1, p. 73-79, 2016.

BUZATO, L. C.; COUTINHO JÚNIOR, R.; VIEIRA, J.; ESPERANÇA, A. A. F.; MARTINS, S. V. Aspectos ecológicos na produção de sementes e mudas para a restauração. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, Viçosa, 2015, p. 102-168.

CABIN, R. J.; WELLER, S. G.; LORENCE, D. H.; CORDELL, S.; HADWAY, L. J. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, v. 104, n. 2, p. 181-190, 2002.

CALIXTO JÚNIOR, J. E. D. 2018. **Semeadura direta consorciada com o plantio de mudas: teste para cobrir o solo e acelerar a restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

CAMPBELL, T. E. Growth and development of loblolly and slash pines direct-seeded or planted on a cut-over site. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 5, n. 3, p. 115-119, 1981.

CAMPOS FILHO, E. M.; COSTA, J. N. M. N.; SOUSA, O. L.; JUNQUEIRA, R. G. P. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARTAXO, R. M. M. 2009. **Recuperação da mata ciliar ao longo do rio Mamanguape, litoral norte da Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

CAVA, M. G. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H.; DURIGAN G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301-315, 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, 2016.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHAZDON, R. L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENEC, C. L.; ZAHAWIB, R. A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.

CORDEIRO, A. O. O. 2018. **Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas**. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

COSTA, J. B. P.; MELO, F. P. L.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M. Reduced availability of large seeds constrains Atlantic forest regeneration. **Acta Oecologica**, v. 39, p. 61-66, 2012.

DALMACIO, M. V.; BARANGAN, F. Direct seeding of *Pinus kesiya* (Royle ex. Gordon) as affected by time of seeding, site preparation and seed coating. **Forest Research Journal**, v. 1, p. 215-222, 1976.

DAMASCENO, G.; SOUZA, L.; PIVELLO, V. R.; GORGONE-BARBOSA, E.; GIROLDO, P. Z.; FIDELIS, A. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, v. 20, p. 3621-3629, 2018.

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. 1-2, p. 333-343, 2006.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 5, p. 1178-1188, 2008.

DURIGAN G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

DURIGAN, G.; GUERIN, N.; COSTA, J. N. M. N. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 368, n. 1619, p. 20120165, 2013.

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**. Viçosa: Editora UFV, 2015, p.42-69.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008, p. 1-17.

FANELLI, D. Do pressures to publish increase scientists' bias? An empirical support from US States data. **Plos One**, v. 5, n. 4, p. e10271, 2010.

FANELLI, D. Negative results are disappearing from most disciplines and countries. **Scientometrics**, v. 90, p. 891-904, 2012.

FERREIRA, J.; PARDINI, R.; METZGER, J. P.; FONSECA, C. R.; POMPEU, P. S.; SPAROVEK, G.; LOUZADA, J. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 3, p. 535-541, 2012.

FREITAS, M. G.; RODRIGUES, S. B.; CAMPOS FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P.; VEIGA, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. M. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224-232, 2019.

GIACOMINI, I. F., 2016. **Técnicas de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares, Itaara, RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

GUARINO, E. S. G.; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological Research**, v. 29, p. 473-482, 2014.

GUERIN, N.; ISERNHAGEN, I.; VIEIRA, D. L. M.; CAMPOS FILHO, E. M.; CAMPOS, R. J. B. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2015, p.310-376.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A.; PINEDA, D. A. M.; MIRANDA, C. O.; MAIDANA, D. P. F. L.; SANTOS, T. M. R.; SHIBUYAC, P. S.;

MARQUES, M. C. M.; LAURANCE, S. G. W.; GARCIA, L. C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2019.

HOBBS, R. J.; YATES, C. J. Temperate eucalypt wood-lands in Australia: an overview. *In*: HOBBS, R. J.; YATES, C. J. (eds.). **Temperate eucalypt woodlands in Australia: biology, conservation, management and restoration**. Chipping North: Surrey Beatty and Sons, 2000, p.1-5.

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.

HÜLLER, A.; COELHO, G. C.; MENEGHELLO, G. E.; PESKE, S. T. Evaluation of direct seeding and seedling planting of two neotropical tree species with the use of natural inputs. **Revista Árvore**, v. 41, n. 4, p. e410405, 2017.

IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

ISERNHAGEN, I. 2010. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

KINNUNEN, K. Scots pine sowing on barren mineral soils in western Finland. **Folia Forestalia**, v. 531, p. 1-24, 1982.

KNIGHT, J. Null and void. **Nature**, v. 422, p. 554-555, 2003.

KOTZE, D. J.; JOHNSON, C. A.; O'HARA, R. B.; VEPSÄLÄINEN, K.; FOWLER, M. S. Editorial: The Journal of Negative Results in Ecology and Evolutionary Biology. **Journal of Negative Results in Ecology and Evolutionary Biology**, v. 1, p. 1-5, 2004.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628-1632, 2005.

LOCATELLI, B.; VIGNOLA, R. Managing watershed services of tropical forests and plantations: can meta-analyses help? **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1864-1870, 2009.

MAGALHÃES, M. L. L. 2017. **Germinação e estabelecimento de arbustos e árvores pioneiros para a restauração florestal por semeadura direta**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

MAGNUSSON, W. E.; GRELLE, C. E. V.; MARQUES, M. C. M.; ROCHA, C. F. D.; FONTANA, C. S.; BERGALLO, H.; OVERBECK, G. E.; VALE, M. M.; TOMAS, W. M.; CERQUEIRA, R.; COLLEVATTI, R.; PILLAR, V. D.; MALABARBA, L. R.; LINS-E-SILVA, A. C.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; MARTINELLI, B.; AKAMA, A.; RODRIGUES, D.; SILVEIRA, L. F.; SCARIOT, A.; FERNANDES, G. W. Effects of Brazil's political

crisis on the science needed for biodiversity conservation. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 163, 2018.

MALAVASI, U. C.; GASPARINO, D.; MALAVASI, M. M. Semeadura direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 26, n. 4, p. 449-454, 2005.

MARENGO, J. A.; OLIVEIRA, G. S.; ALVES, L. M. Climate change scenarios in the Pantanal. In: BERGIER, I.; ASSINE, M. (eds.), **Dynamics of the Pantanal wetland in South America**. Berlin: Springer International Publishing, 2015, p.227-238.

MARTINS, A. M., 2009. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MEADOR, A. S.; SPRINGER, J. D.; HUFFMAN, D. W.; BOWKER, M. A.; CROUSE, J. E. Soil functional responses to ecological restoration treatments in frequent-fire forests of the western United States: a systematic review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 497-508, 2017.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MIJNSBRUGGE, K. V.; BISCHOFF, A.; SMITH, B. A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 4, p. 300-311, 2010.

MITTERMEIER, C. G.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of priority conservation areas**. Berlin: Springer-Verlag, 2011, p. 3-22.

MOLIN, P. G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S. F. B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767-2778, 2018.

NUNES, F. S. M.; SOARES FILHO, B. S.; RAJÃO, R.; MERRY, F. Enabling large-scale forest restoration in Minas Gerais state, Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 4, p. 044022, 2017.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 389-394, 2004.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A 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.

OLIVEIRA, G.; ARAÚJO, M. B.; RANGEL, T. F.; ALAGADOR, D.; DINIZ FILHO, J. A. F. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 2913-2926, 2012.

OLIVEIRA, A. S. 2013. **Semeadura direta e plantio de mudas para recuperação de nascentes no rio Piauitinga-SE**. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.

OLIVEIRA, C. D. C.; OLIVEIRA, I. R. C.; SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Overstory trees in excess: a threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 449, p. 117453, 2019.

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.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE-JÚNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 2, p. 103-116, 1999.

PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: drivers of success in direct seeding in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 406-416, 2020.

PEDRINI, S.; GIBSON-ROY, P.; TRIVEDI, C.; GÁLVEZ-RAMÍREZ, C.; HARDWICK, K.; SHAW, N.; FRISCHIE, S.; LAVERACK, G.; DIXON, K. Collection and production of native seeds for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S3, p. S228-S238.

PERES, C. A.; BAIDER, C.; ZUIDEMA, P. A.; WADT, L. H. O.; KAINER, K. A.; GOMES-SILVA, D. A. P.; SALOMÃO, R. P.; SIMÕES, L. L.; FRANCIOSI, E. R. N.; VALVERDE, F. C.; GRIBEL, R.; SHEPARD JÚNIOR, G. H.; KANASHIRO, M.; COVENTRY, P.; YU, D. W.; WATKINSON, A. R.; FRECKLETON, R. P. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. **Science**, v. 302, p. 2112-2114, 2003.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 105991, 2020.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M.; SILVA, L. D. Parâmetros genéticos para colheita de sementes de espécies florestais. *In*: PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M.; LELES, P. S. S.; BREIER, T. B. (org.). **Parâmetros técnicos para produção de sementes florestais**. Seropédica: EDUR, 2007, p. 50-101.

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

RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS FILHO, E. M.; SARTORELLI, A. R.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 85-92, 2009.

RODRIGUES, S. B.; FREITAS, M. G.; CAMPOS FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P.; VEIGA, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 117559, 2019.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SANTOS, L. C. A. 2010. **A eficiência da semeadura direta para a revegetação de uma jazida de cascalho na Fazenda Água Limpa, APA Gama Cabeça de Veado, Brasília, DF**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SCHMIDT, I. B.; URZEDO, D. I.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; VIEIRA, D. L. M.; REZENDE, G. M.; SAMPAIO, A. B.; JUNQUEIRA, R. G. P. Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. **Plant Biology**, v. 21, n. 3, p. 389-397, 2019.

SILVA, R. R. P.; OLIVEIRA, D. R.; ROCHA, G. P. E.; VIEIRA, D. L. M. 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.

SILVA, A. P. M.; SCHWEIZER, D.; MARQUES, H. R.; TEIXEIRA, A. M. C.; SANTOS, T. V. M. N.; SAMBUICHI, R. H. R.; BADARI, C. G.; GAUDARE, U.; BRANCALION, P. H. S. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an

increasing forest restoration demand in Brazil? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 509-515, 2017.

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

SILVA, T. D. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.

SILVEIRA, L. P.; PIUZANA, D.; PEREIRA, I. M.; LAFETÁ, B. O.; SANTOS, J. B. Evaluation of different methods to control invasive alien grass weeds in a degraded area. **African Journal of Agricultural Research**, v. 13, n. 32, p. 1655-1660, 2018.

SOARES FILHO B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, p. 363-364, 2014.

SOBRAL-SOUZA, T.; VANCINE, M. H.; RIBEIRO, M. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologica**, v. 87, n. 1-7, 2018.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35-44, 2018.

SOUZA JÚNIOR, C. N.; BRANCALION, P. H. S. **Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

STANTURF, J. A.; KLEINE, M.; MANSOURIAN, S.; PARROTTA, J.; MADSEN, P.; KANT, P. Implementing forest landscape restoration under the Bonn Challenge: a systematic approach. **Annals of Forest Science**, v. 76, p. 50, 2019.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES FILHO, B. S.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, p. 1-3, 2017.

THOMAS, E.; JALONEN, R.; LOO, J.; BOSHIER, D.; GALLO, L.; CAVERS, S.; BORDÁCS, S.; SMITH, P.; BOZZANO, M. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree. **Forest Ecology and Management**, v. 333, p. 66-75, 2014.

URZEDO, D. I.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; BARBIERI, R. F.; JUNQUEIRA, R. G. P.; FISHER, R. Seed networks for upscaling forest landscape restoration: is it possible to expand native plant sources in Brazil? **Forests**, v. 11, n. 3, p. 259, 2020.

WHISENANT, S. G. **Repairing damaged landscapes: a process-orientated, landscape-scale approach**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999.

CAPÍTULO 2

QUAIS ESPÉCIES SEMEAR E ATRIBUTOS FUNCIONAIS CONSIDERAR NA SELEÇÃO DE ESPÉCIES EM PROJETOS DE SEMEADURA DIRETA NO BRASIL?

RESUMO – A semeadura direta pode ser uma alternativa mais barata para a restauração florestal, quando comparada ao plantio convencional de mudas. Entretanto, experimentos de campo já conduzidos mostram que as taxas de estabelecimento das espécies diretamente semeadas costumam ser altamente variáveis, o que indica a necessidade da correta seleção das espécies para aumentar o sucesso desta técnica. Realizamos uma revisão sistemática acerca dos estudos já desenvolvidos no Brasil usando semeadura direta de árvores para a restauração ecológica, a fim de analisar o desempenho das espécies já testadas e investigar quais atributos funcionais melhor explicam seu desempenho no campo. Nossa revisão retornou 52 estudos nos quais foi possível coletar as taxas de estabelecimento para todas as espécies. Utilizamos as taxas médias de estabelecimento das espécies testadas em três ou mais estudos para determinação do desempenho e dos efeitos dos atributos funcionais. Nós utilizamos nove atributos funcionais relacionados direta ou indiretamente ao processo de emergência e desenvolvimento inicial de plântulas, sendo a classificação das espécies em relação a estes atributos obtida da literatura. Os estudos encontrados em nossa revisão relataram o uso de 254 espécies arbóreas, das quais 76 foram testadas em três ou mais estudos. Dentre elas, apenas 16 espécies apresentaram taxas de estabelecimento médias superiores a 20%, sendo que a maioria das espécies apresentou taxas de estabelecimento inferiores a 10%. Os únicos atributos funcionais que afetaram significativamente as taxas de estabelecimento das espécies foram o tamanho da semente e a função dos cotilédones: espécies com sementes maiores e cotilédones de armazenamento tiveram melhor desempenho. Embora várias espécies já tenham sido testadas em estudos de semeadura direta no Brasil, poucas apresentam bom desempenho no método. Recomendamos a seleção das espécies que apresentam maiores taxas médias de estabelecimento e/ou daquelas com sementes maiores e cotilédones de armazenamento, a fim de garantir maiores taxas de estabelecimento e aumentar o sucesso da semeadura direta. Pesquisas futuras são necessárias para testar a adaptação de outras

espécies a esta técnica, bem como para aprimorar as práticas com intuito de aumentar as taxas médias de emergência e estabelecimento das espécies.

PALAVRAS-CHAVE: emergência de plântulas; estabelecimento de plântulas; atributos funcionais; tamanho da semente; funções dos cotilédones.

2.1 INTRODUÇÃO

As técnicas de restauração ativa mais utilizadas para as florestas tropicais atualmente envolvem o plantio de mudas (RODRIGUES *et al.*, 2009), mas uma alternativa que vem se mostrando com menores custos de implantação é a semeadura direta (ENGEL; PARROTTA, 2001; SAMPAIO *et al.*, 2007; COLE *et al.*, 2011; CAVA *et al.*, 2016; SOUZA; ENGEL, 2018; RAUPP *et al.*, 2019). Entretanto, apesar de seu potencial econômico, as baixas taxas de emergência, estabelecimento e crescimento de espécies semeadas diretamente no campo reduzem o sucesso da técnica e a sua aplicação em larga escala (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016).

Nas últimas duas décadas, foram desenvolvidas várias pesquisas para testar o uso de métodos de implantação e manejo inicial, visando aumentar o sucesso da semeadura direta, bem como a adaptação de diferentes espécies (ENGEL; PARROTTA, 2001; GUARINO; SCARIOT, 2014; HULLER *et al.*, 2017; PELLIZZARO *et al.*, 2017; SILVA; VIEIRA, 2017; MELI *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2019; SOUZA; ENGEL; MATTOS 2021). Esses experimentos geralmente apresentam um resultado em comum: apenas uma pequena proporção das espécies semeadas tem sucesso em emergir e se estabelecer no campo, o que mostra a importância da escolha das espécies para a garantia do sucesso da semeadura direta (COLE *et al.*, 2011; TUNJAI; ELLIOTT, 2012; PASSARETTI; PILON; DURIGAN, 2020).

O tempo e os custos necessários para testar o desempenho de todas as espécies que ocorrem naturalmente nas florestas tropicais em projetos de semeadura direta seriam muito altos, dada a alta diversidade desses ecossistemas. O conhecimento dos atributos funcionais que podem influenciar no desempenho das espécies, quando utilizados na semeadura direta, pode contribuir para formas de seleção indireta de espécies aptas. Ou seja, espécies ainda não testadas neste tipo

de método poderiam ter o seu desempenho previsto pela análise prévia de seus atributos funcionais.

Os atributos funcionais consistem em características morfológicas, fisiológicas e fenológicas mensuráveis no nível individual, desde a célula até o organismo inteiro, que direta ou indiretamente afetam o estabelecimento, a sobrevivência, a reprodução ou a adaptação de uma espécie em seu ambiente natural (VIOLE *et al.*, 2007; POORTER *et al.*, 2008). O estudo dos atributos funcionais das plantas contribui para o entendimento do complexo processo de sucessão das comunidades vegetais (GOGOSZ; BOEGER, 2019), de modo que a aplicação de uma abordagem baseada em atributos funcionais para a restauração ecológica está recebendo crescente atenção em todo o mundo (CARLUCCI *et al.*, 2020).

Vários estudos já usaram com sucesso atributos funcionais para selecionar espécies de plantas adequadas para restaurar ecossistemas degradados (WANG *et al.*, 2021), e para prever o sucesso das espécies em projetos de restauração (SANDEL; CORBIN; KRUPA, 2011), inclusive quando se utiliza a semeadura direta no campo (TUNJAI; ELLIOT, 2012; PASSARETTI; PILON; DURIGAN, 2020).

Em técnicas de semeadura direta, os atributos funcionais que podem melhor explicar o desempenho das espécies são àqueles relacionados direta e/ou indiretamente às características das sementes, dos cotilédones e das plântulas, pois estudos já mostraram que estes atributos afetam a emergência e o estabelecimento de espécies vegetais em diferentes condições (SORIANO *et al.*, 2019). Todavia, há poucos estudos sobre os efeitos destes atributos funcionais no desempenho de espécies utilizadas em projetos de restauração ecológica via semeadura direta (CAMARGO; FERRAZ, IMAKAWA, 2002; TUNJAI; ELLIOT, 2012; SILVA; VIEIRA, 2017; SOUZA; ENGEL 2018).

Realizamos uma revisão sistemática sobre o uso da semeadura direta para a restauração florestal no Brasil para avaliar o desempenho das espécies já testadas e os efeitos de atributos funcionais neste desempenho, visando auxiliar na escolha direta e/ou indireta (por meio da análise de atributos funcionais) de espécies para a aplicação da semeadura direta e o planejamento de futuras pesquisas sobre a técnica no Brasil. Selecionamos para análise nove atributos funcionais relacionados às características das sementes, dos cotilédones e do ritmo de crescimento e da síndrome de dispersão dos indivíduos. Nossas hipóteses são que (1) as características das sementes (tamanho, forma, armazenamento e teor de umidade)

e dos cotilédones (posição, exposição e função), por possuírem grande impacto no processo de emergência e desenvolvimento inicial de plântulas, afetam diretamente as taxas de estabelecimento das espécies; e (2) o ritmo de crescimento e a síndrome de dispersão dos indivíduos, por estarem relacionadas às características das sementes e dos cotilédones, afetam indiretamente as taxas de estabelecimento das espécies. Assim, por afetarem direta ou indiretamente o desempenho das espécies arbóreas, estes atributos podem ser utilizados na seleção indireta de espécies para serem usadas em projetos de semeadura direta.

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Seleção dos estudos

A pesquisa de estudos já publicados sobre o uso de técnicas de semeadura direta para a restauração das florestas brasileiras foi feita no mês de janeiro de 2022 em três plataformas (*Web of Science*, *Scopus* e *Google Scholar*), usando a seguinte combinação de termos: “semeadura direta” e “restauração” e “Brasil”, nas versões em inglês e português. Previamente, testamos outras combinações de termos (por exemplo, com o uso de termos como “recuperação”, “reflorestamento” e “semeadura”), mas estas outras combinações não resultaram em alterações na escolha dos estudos que satisfaziam todos os nossos critérios de inclusão.

Foram incluídos em nossa revisão artigos revisados por pares e dissertações e teses, para evitar um possível viés. Há tendência de resultados considerados como “negativos” (por exemplo, com taxas de emergência e estabelecimento muito baixas e/ou sem efeitos significativos dos tratamentos testados) não serem publicados em periódicos, de modo que considerar apenas os resultados apresentados em artigos revisados por pares poderia criar um viés positivo em nossa revisão (KNIGHT, 2003; FANELLI, 2010, 2012). Não foram considerados estudos publicados em eventos científicos ou como capítulos de livros. Nos casos em que a dissertação ou tese serviram como base para um artigo revisado por pares, consideramos apenas o artigo, em nossa revisão.

Para serem incluídos em nossa análise, os estudos tiveram que atender aos seguintes critérios de inclusão: (1) estarem localizados no Brasil; (2) apresentarem metas de restauração ecológica de áreas alteradas ou degradadas usando espécies

arbóreas (não consideramos estudos de enriquecimento e/ou aqueles que somente utilizaram espécies não arbóreas); e (3) relatarem os valores das taxas de estabelecimento por espécie (quando o estudo testou espécies arbóreas e não arbóreas, consideramos apenas os dados sobre espécies arbóreas).

2.2.2 Coleta e análise dos dados

De cada estudo selecionado foram extraídos o nome científico e a família de todas as espécies arbóreas testadas, os quais foram, sempre que necessário, corrigidos e atualizados com base na plataforma Flora do Brasil 2020, disponível em <http://reflora.ibri.gov.br/> (FLORA DO BRASIL, 2020). Para cada espécie, em cada estudo, foram extraídas as taxas de estabelecimento (porcentagem de mudas estabelecidas no campo em relação às sementes semeadas) a partir dos textos, das figuras, das tabelas e/ou das informações de apoio. Quando necessário, foi utilizado o programa *Plot Digitalizer*, disponível em <http://plotdigitizer.sourceforge.net/>, para extrair informações mais precisas das figuras.

Os atributos funcionais testados foram caracterizados da seguinte forma: ritmo de crescimento (rápido e lento); síndrome de dispersão (autocórica, anemocórica e zoocórica); tamanho da semente, classificado em função de sua massa (pequena: $\leq 0,09$ g, média: 0,09 a 0,5 g e grande: $\geq 0,5$ g); forma da semente (plana: $\leq 0,09$, oval: 0,09 a 0,20 e redonda: $\geq 0,20$); características de armazenamento da semente após a coleta (ortodoxa e recalcitrante); teor de umidade da semente (baixo: $< 8\%$, médio: 8 a 12% e alto: $> 12\%$); posição dos cotilédones (epígeo e hipógeo); exposição dos cotilédones (fanerocotiledonar e criptocotiledonar); e função dos cotilédones (fotossintéticos e de armazenamento). A forma da semente foi determinada por meio da variância das três dimensões da semente (comprimento, largura e espessura), após cada um dos valores ser dividido pelo maior dos três valores (THOMPSON; BAND; HODGSON, 1993). As informações dos atributos funcionais das espécies foram obtidas das seguintes referências: Lorenzi, 1998; 2008; Carvalho, 2003; 2006; 2008; 2010; 2014; Ressel *et al.*, 2004; Mori; Pinã-Rodrigues; Freitas, 2012; Frigieri *et al.*, 2016; Souza Júnior; Brancalion, 2016; Barbosa *et al.*, 2017; Zambrano, 2017; Consolaro *et al.*, 2019; Silva, 2020.

Para cômputo do desempenho, calculamos as taxas médias de estabelecimento das espécies testadas em pelo menos três estudos. Decidimos não incluir as espécies testadas apenas em um ou dois estudos, porque os resultados relatados poderiam ter influência direta do lote de sementes utilizado e/ou das condições específicas do local de semeadura; portanto, as taxas de estabelecimento poderiam não refletir o seu real desempenho.

Quando o experimento testou diferentes condições de semeadura (por exemplo, área, tempo, densidade de semeadura, entre outras), foram utilizadas as taxas médias de estabelecimento entre essas condições; e quando foram testados diferentes métodos de semeadura (por exemplo, com o uso de proteção física, inoculação de rizóbios, de hidrogel, tratamentos pré-germinativos, entre outros), utilizamos os resultados apresentados nos tratamentos controle.

Para verificar quais atributos funcionais afetam o estabelecimento das espécies utilizadas na semeadura direta, aplicamos análise de variância (ANOVA) e comparações post-hoc usando testes t independentes (nível de significância em $p < 0,05$). Usamos as taxas médias de emergência de todas as espécies testadas em pelo menos três estudos, considerando cada espécie como um caso. Os dados foram avaliados quanto à normalidade usando o teste de Shapiro-Wilk e o teste Box-Cox foi usado para encontrar a melhor transformação para atingir a normalidade, quando necessário. Todos os testes estatísticos foram realizados com o BioEstat 5.3 (AYRES *et al.*, 2007).

2.3 RESULTADOS

Nossa pesquisa retornou 52 estudos (29 artigos e 23 dissertações e teses), publicados entre 2001 e 2021 (Apêndice D). O número de estudos encontrados e selecionados nas buscas em cada plataforma de dados está indicado de maneira pormenorizada no Apêndice C. Nestes estudos foram testadas 254 espécies arbóreas, distribuídas em 48 famílias (Apêndice E).

As espécies mais testadas foram *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Guazuma ulmifolia* Lam., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Dipteryx alata* Vogel e *Hymenaea stigonocarpa* Mart. Entre as espécies mais testadas, *E. contortisiliquum*, *C. langsdorffii*, *D. alata* e *H. stigonocarpa* tiveram taxas de estabelecimento

superiores a 20%; e *G. ulmifolia* não se estabeleceu ou apresentou taxas de estabelecimento inferiores a 1% na maioria dos estudos em que foi testada (70%).

A maioria das espécies foi testada apenas em um (52%) ou dois (18%) estudos, sendo que 76 (30%) foram testadas em três ou mais estudos e utilizadas para determinação do seu desempenho na semeadura direta (Tabela 1). Dentre elas, a maioria das espécies apresentou taxas de estabelecimento inferiores a 10% (57%, 43 espécies) e somente 16 espécies (21%) apresentaram taxas de estabelecimento superiores a 20%. As espécies com melhor desempenho foram *Aspidosperma macrocarpon* Mart. & Zucc., *Cassia grandis* L.f., *Sapindus saponaria* L., *Magonia pubescens* A. Sr.-Hil., e *Mabea fistulifera* Mart. Por outro lado, *Cecropia pachystachya* Trécul, *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Luehea divaricata* Mart. & Zucc., *Tachigali aurea* Tull e *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. tiveram a menor potencial de uso, pois todas falharam em se estabelecer em todos os estudos em que foram testadas.

Apenas dois atributos funcionais afetaram significativamente as taxas de estabelecimento das espécies: tamanho da semente ($F_{2,73} = 4,6121$, $p = 0,0129$) e função dos cotilédones ($F_{1,72} = 10,1801$, $p = 0,0025$). Espécies com sementes grandes e cotilédones de armazenamento tiveram taxas de estabelecimento significativamente superiores em relação àquelas com sementes médias e pequenas e cotilédones fotossintéticos (Figura 1). Entre as espécies com taxas de estabelecimento superiores a 20%, 62,50% apresentaram sementes grandes e 81,25%, cotilédones de armazenamento. Por outro lado, entre as espécies com taxas de estabelecimento inferiores a 10%, 58,14% apresentavam sementes pequenas e 70,73% apresentavam cotilédones fotossintéticos.

Os demais atributos funcionais não afetaram significativamente as taxas de estabelecimento das espécies (ritmo de crescimento: $F_{1,74} = 2,0338$, $p = 0,1544$; síndrome de dispersão: $F_{2,73} = 0,0226$, $p = 0,9784$; forma da semente: $F_{2,69} = 0,3701$, $p = 0,6974$; teor de umidade da semente: $F_{2,52} = 1,1091$, $p = 0,3382$; capacidade de armazenamento da semente: $F_{1,74} = 2,3491$, $p = 0,1257$; posição dos cotilédones: $F_{1,72} = 0,1250$, $p = 0,7251$ e exposição de cotilédones: $F_{1,72} = 0,1250$, $p = 0,7251$).

Tabela 1 - Espécies, famílias, atributos funcionais, número de estudos testados, taxas médias de estabelecimento e biomas de ocorrência natural das 76 espécies testadas em três ou mais estudos

Espécie	Família	Atributos funcionais ^a									Estudos ^b	E (%) ^c	Bioma ^d
		RC	SD	TS	FS	CA	TU	PC	EC	FC			
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	Le	An	Gr	Re	Or	Me	Ep	Fa	Fo	4	40,35	CE
<i>Cassia grandis</i> L. f.	Fabaceae	Ra	Au	Gr	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Ar	3	38,80	AM, CE, MA, PT
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae	Le	Zo	Gr	Re	Or	Al	Hi	Cr	Ar	3	35,06	AM, CE, MA, PT
<i>Magonia pubescens</i> A. Sr.-Hil.	Sapindaceae	Le	An	Gr	Re	Or	Al	Hi	Fa	Ar	7	34,55	AM, CA, CE
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	Ra	Au	Gr	Pl	Or	Ba	Ep	Fa	Fo	4	34,45	AM, CA, CE, MA
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Fabaceae	Le	Zo	Gr	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Ar	4	33,78	AM, CE
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart.	Fabaceae	Ra	Zo	Gr	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Ar	12	32,05	AM, CA, CE, PT
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	Le	Zo	Gr	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Ar	10	25,85	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Le	Zo	Me	Pl	Re	Al	Hi	Cr	Ar	5	25,80	CA, CE, MA, PA
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	Le	An	Me	Re	Re	Me	Ep	Fa	Fo	3	24,22	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	Le	An	Me	Re	Or	Ba	Hi	Fa	Ar	8	21,56	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	Ra	Zo	Gr	Pl	Or	Ba	Ep	Fa	Ar	12	21,32	CE
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	Le	Zo	Gr	Pl	Re	Al	Hi	Cr	Ar	7	21,30	CA, CE, MA
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	Ra	Zo	Me	Pl	Or	Ba	Ep	Fa	Ar	24	20,90	CA, CE, MA, PA, PT
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	Le	Zo	Me	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Ar	14	20,88	AM, CA, CE,

<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Bignoniaceae	Le	An	Pe	Re	Or	Ba	Hi	Fa	Ar	4	20,87	MA AM, CA, CE, MA, PT
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	Le	An	Pe	Re	Or	Ba	Ep	Fa	Fo	6	18,98	AM, CE
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex. Tul.) L. P. Queiroz	Fabaceae	Le	An	Pe	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Fo	3	16,89	CA, CE, MA
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	Le	An	Me	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Fo	5	16,58	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	Le	Zo	Pe	Pl	Or	Al	Hi	Cr	Ar	3	15,07	AM, CA, CE, MA
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Ra	An	Pe	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Fo	10	14,42	CA, CE, MA, PT
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	Le	An	Gr	Ov	Or	Ba	Hi	Fa	Ar	5	14,16	AM, CA, CE
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	Ra	Au	Pe	Ov	Or	Ba	Ep	Fa	Fo	4	12,90	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Le	An	Pe	Re	Or	Me	Ep	Fa	Fo	10	12,66	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Terminalia corrugata</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	Combretaceae	Le	Au	Gr	Pl	Or	Al	Ep	Fa	Fo	3	11,64	AM, CA, CE
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	Le	An	Me	Ov	Or	Me	Ep	Fa	Ar	6	11,43	AM, CA, CE, MA
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	Le	Au	Me	Re	Or	Me	Hi	Fa	Ar	12	11,28	CA, CE, MA
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Le	Au	Pe	Re	Re	Me	Ep	Fa	Fo	3	11,20	MA, PA
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	Le	An	Me	Pl	Or	Ba	Hi	Fa	Ar	6	11,19	CE
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) S. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	Ra	An	Pe	Pl	Or	-	Ep	Fa	Fo	4	10,55	AM, CA, CE, MA
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	Le	An	Pe	Pl	Or	Ba	Ep	Fa	Fo	7	10,54	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	Le	An	Pe	Re	Or	Me	Ep	Fa	Fo	6	10,18	AM, CE, MA

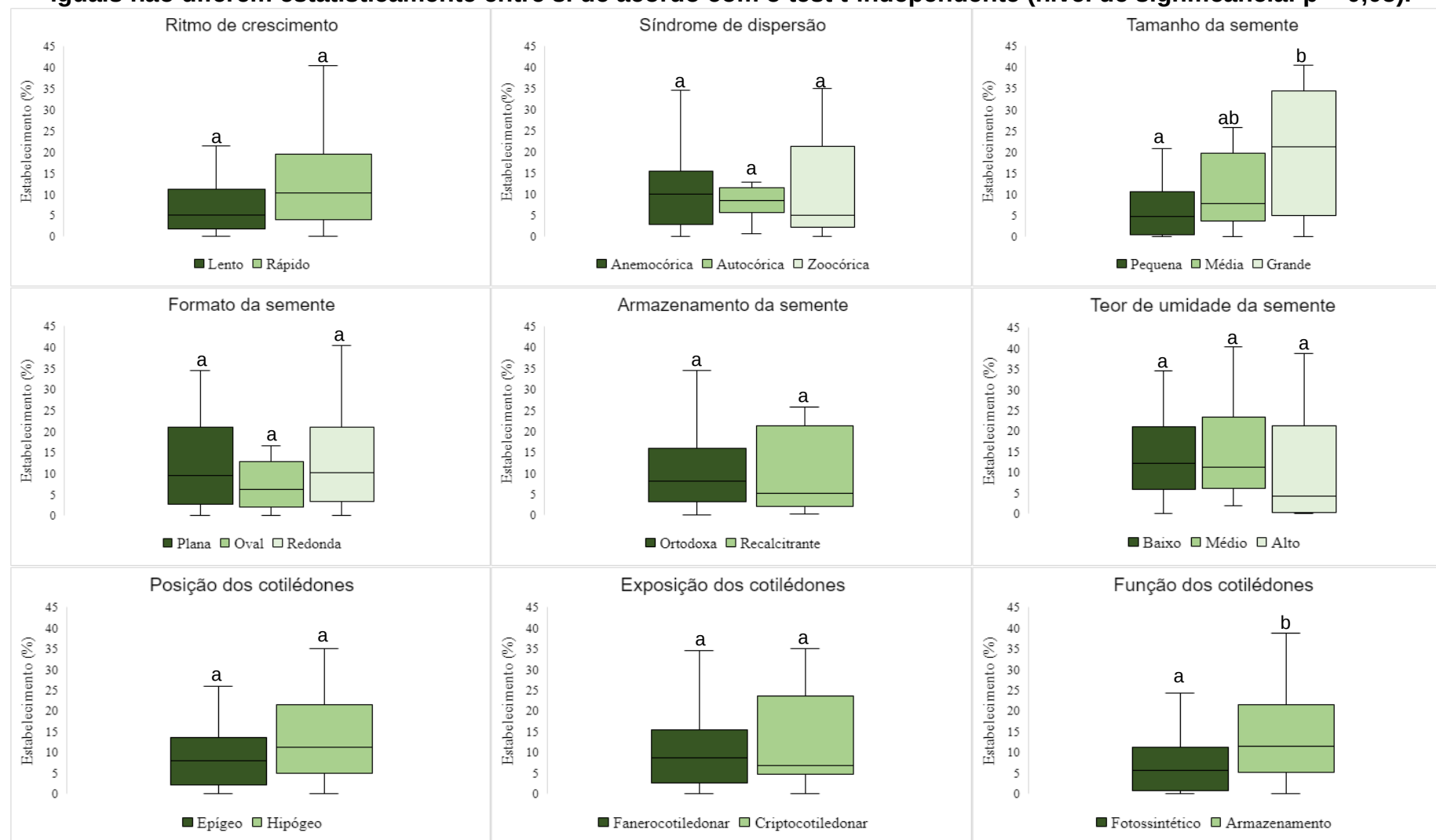
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	Le	An	Pe	Re	Re	Ba	Ep	Fa	Ar	6	10,10	CE
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hill.	Solanaceae	Ra	Zo	Pe	Re	Or	Me	Ep	Fa	Fo	11	9,28	CE, MA
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Fabaceae	Ra	Au	Pe	Re	Or	-	Ep	Fa	Fo	6	9,14	CE, MA
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	Le	Au	Gr	Ov	Or	-	Ep	Fa	Ar	3	8,97	AM, CE
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Anacardiaceae	Le	An	Pe	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Fo	11	8,63	CA, CE, MA, PA, PT
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	Ra	Zo	Pe	Ov	Or	-	Ep	Fa	Fo	6	8,19	CA, CE, MA
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Fabaceae	Ra	Au	Me	Pl	Or	-	Ep	Fa	Fo	3	8,03	AM, MA
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	Le	Au	Me	Ov	Or	Ba	Ep	Fa	Ar	8	7,75	CA, CE
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G. Silva & H. C. Lima	Fabaceae	Le	An	Pe	-	Or	-	Ep	Fa	Fo	5	7,52	AM, CA, CE
<i>Platypodium elegans</i> Benth.	Fabaceae	Le	An	Gr	Re	Or	Me	Hi	Cr	Ar	5	6,70	AM, CA, CE, MA
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	Ra	Au	Me	Ov	Or	-	Ep	Fa	Fo	5	6,11	MA, PA
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Ra	Au	Me	Ov	Or	Me	Ep	Fa	Ar	9	5,75	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Ra	Au	Pe	Re	Or	-	Ep	Fa	Fo	6	5,54	MA
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	Le	Zo	Gr	Pl	Re	Ba	Hi	Cr	Ar	3	5,10	AM, CA, CE, MA
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Fabaceae	Le	Zo	Gr	Pl	Or	-	Hi	Fa	Ar	4	4,93	CE, MA
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm	Fabaceae	Le	An	Gr	Ov	Or	Ba	Hi	Cr	Ar	5	4,86	CA, CE, MA, PT
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	Le	An	Me	Ov	Or	-	Hi	Cr	Ar	3	4,71	CE, MA
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Solanaceae	Ra	Zo	Pe	-	Or	-	Ep	Fa	Fo	4	4,70	CE, MA PA
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Or	Al	Ep	Fa	Fo	8	4,33	CA, CE, MA, PA
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	Ra	An	Gr	-	Or	-	-	-	-	3	4,12	CE

<i>Allophyllus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Re	-	Ep	Fa	Fo	3	4,03	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	Le	Zo	Me	Ov	Or	Ba	Ep	Fa	Fo	10	4,03	AM, CE, PT
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	Le	An	Me	Re	Or	-	Ep	Fa	Fo	7	3,68	CA, CE, MA
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	Ra	An	Me	Re	Or	Me	Hi	Fa	Ar	5	3,41	AM, CA, CE, MA
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	Le	Zo	Me	Pl	Re	Al	Ep	Fa	Fo	3	2,74	AM, CA, CE, MA
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Or	Me	Ep	Fa	Fo	17	2,72	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Or	-	Ep	Fa	Fo	8	2,25	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	Le	An	Pe	Re	Or	Me	Ep	Fa	Ar	5	2,10	AM, CA, CE, MA, PA, PT
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	Le	An	Me	Ov	Re	Me	Ep	Fa	Fo	4	1,98	CA, CE
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Fabaceae	Ra	Au	Pe	Ov	Or	-	Ep	Fa	Fo	3	1,87	CA, CE, MA, PA, PT
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Or	Al	-	-	-	4	1,40	AM, CA, CE, MA
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	Ra	Au	Pe	Re	Or	-	Ep	Fa	Fo	3	0,81	AM, CE, MA
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhamnaceae	Ra	Au	Pe	Pl	Or	Al	Ep	Fa	Fo	3	0,67	AM, CE, MA
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	Le	Zo	Pe	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Fo	5	0,26	AM, CA, CE, MA, PT
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex. Steud.	Boraginaceae	Le	An	Pe	Pl	Re	Al	Ep	Fa	Fo	3	0,23	CA, CE, MA, PA
<i>Lafoencia pacari</i> A. St.-Hil.	Lythraceae	Le	An	Pe	Re	Or	Al	Ep	Fa	Fo	3	0,22	CE
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Ra	Zo	Pe	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Fo	4	0,18	CA, CE, MA, PA
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae	Ra	An	Pe	Re	Re	-	Ep	Fa	Fo	3	0,17	AM, CE, MA
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	Le	Zo	Gr	Pl	Or	Ba	Hi	Cr	Ar	3	0,07	AM, CE, PT
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	Ra	Zo	Pe	Pl	Or	-	Ep	Fa	Fo	6	0,00	AM, CA, CE,

														MA, PA, PT
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	Le	An	Pe	Re	Or	-	Ep	Fa	Ar	3	0,00	CE, MA, PA	
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Ra	An	Pe	Ov	Or	Al	Ep	Fa	Fo	3	0,00	CA, CE, MA, PA, PT	
<i>Tachigali aurea</i> Tull	Fabaceae	Le	An	Me	-	Or	-	Ep	Fa	Fo	3	0,00	CE	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	Le	Zo	Pe	Pl	Or	Al	Ep	Fa	Fo	4	0,00	AM, CA, CE, MA, PA, PT	

^a Atributos funcionais: Ritmo de crescimento (RC): Ra (rápido) e Le (lento); Síndrome de dispersão (SD): An (anemocórica), Au (autocórica) e Zo (zoocórica); Tamanho da semente (TS): Pe (pequeno), Me (médio) e Gr (grande); (FS) Forma da semente: Pl (plana), Ov (oval) e Re (redonda); Capacidade de armazenamento da semente pós-coleta (CA): Or (ortodoxa) e Re (recalcitrante); Teor de umidade da semente (TU): Ba (baixo), Me (médio) e Al (alto); Posição dos cotilédones (PC): Ep (epígeo) e Hi (hipógeo); Exposição de cotilédones (EC): Fa (fanerocotiledonar) e Cr (criptocotiledonar); Função dos cotilédones (FC): Fo (fotossintético) e Ar (armazenamento); ^b Número de estudos testados; ^c Taxa média de estabelecimento ^d Bioma de ocorrência natural da espécie: Amazônia (AM), Caatinga (CA), Cerrado (CE), Mata Atlântica (MA), Pampa (PA) e Pantanal (PT), de acordo com a Flora e Funga do Brasil (disponível em <https://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Figura 1 – Taxas médias de estabelecimento das espécies para cada atributo funcional estudado. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o test t-independente (nível de significância: $p < 0,05$).



2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Desempenho das espécies

A maioria dos estudos encontrados em nossa revisão apresentou baixas taxas de estabelecimento para a maior parte das espécies testadas (ARAKI, 2005; MARTINS, 2009; AGUIRRE *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2015; SOUZA; ENGEL, 2018). Conforme apontado por Cava *et al.* (2016), o que parece ser a regra em projetos de restauração por semeadura direta (CAVA *et al.*, 2016). Por exemplo, Sampaio *et al.* (2007), Guarino e Scariot (2014), Aguirre *et al.* (2015), e Meli *et al.* (2018) semearam 4, 12, 8 e 16 espécies, respectivamente, mas apenas 2, 4, 2 e 4 espécies tiveram taxas de estabelecimento superiores a 10%.

Ao planejar um projeto de restauração ecológica, é importante levar em consideração que cada local apresenta ou pode apresentar características únicas em alguns aspectos, e a escolha das espécies e condições de semeadura devem considerar estas características (BURTON *et al.*, 2006). No entanto, nossos resultados destacam a importância da correta seleção de espécies para o sucesso de um projeto de restauração via semeadura direta, pois as taxas de estabelecimento variam muito entre as espécies testadas, mesmo nos estudos conduzidos nos mesmos locais (Tabela 1).

Diversas espécies não demonstraram potencial para serem utilizadas em técnicas de semeadura direta e, portanto, não devem ser selecionadas para esses projetos, exceto se eventuais métodos de implantação ou manejo demonstrem eficiência para melhorar o seu desempenho. Por exemplo, *C. pachystachya* e *Z. rhoifolium* foram testados em seis e quatro estudos, respectivamente, e não conseguiram se estabelecer em nenhum deles. Da mesma forma, *G. ulmifolia* foi altamente testada e teve baixas taxas de estabelecimento em quase todos os estudos. Outras espécies também foram amplamente testadas e usualmente tiveram desempenhos insatisfatórios.

A seleção dessas espécies, e das demais classificadas como com baixo potencial de uso para projetos de semeadura direta (Tabela 1), considerando os biomas e as suas fisionomias florestais de ocorrência natural (Apêndice F), representam uma maior chance de insucesso no campo, o que pode significar um

desperdício de sementes, dinheiro e tempo. Em experimentos, o mesmo desperdício acontece quando são selecionadas espécies que já foram muito testadas e tiveram resultados positivos ou negativos semelhantes, pois os mesmos resultados serão esperados.

As florestas brasileiras possuem mais de 9.000 espécies arbóreas nativas ocorrendo em suas áreas (ZAPPI *et al.*, 2015), mas apenas 254 espécies foram testadas nos estudos de semeadura direta encontrados em nossa revisão (Apêndice E). Logo, é necessário aumentar o número de espécies estudadas, pois várias espécies podem ser adequadas para técnicas de semeadura direta, mas nunca foram testadas. Apenas algumas espécies foram altamente testadas, como *E. contortisiliquum*, *G. ulmifolia*, *C. langsdorffii*, *D. alata* e *H. stigonocarpa*. A maioria das espécies encontradas em nossa revisão foi pouco testada (178 espécies foram testadas apenas em um ou dois estudos, o que representa cerca de 70% do total de espécies).

Provavelmente, *E. contortisiliquum* e *C. langsdorffii* foram muito utilizadas em experimentos de semeadura direta devido aos bons resultados apresentados nos primeiros estudos publicados (ENGEL; PARROTTA, 2001; ALMEIDA, 2004; SANTOS JÚNIOR; BOTELHO; DAVIDE, 2004; SAMPAIO *et al.*, 2007) e sua alta produção de sementes (LORENZI, 2008). Por outro lado, *G. ulmifolia* quase sempre teve desempenho muito ruim, mas continua sendo utilizada, provavelmente por sua grande produção de sementes (MANRÍQUEZ-MENDOZA *et al.*, 2011) e ampla distribuição geográfica na região (ARAÚJO NETO; AGUIAR, 1999).

Florestas tropicais possuem alta diversidade de espécies, o que deve ser considerado durante a implantação de projetos de restauração. Porém, como mostram nossos resultados, o uso de um número elevado de espécies não é possível quando a restauração ocorre por semeadura direta. Em nosso estudo, apenas 16 e 17 espécies foram classificadas nos grupos de alto e médio potencial de uso, respectivamente. Doust, Erskine e Lamb (2006) também relatam que é difícil restaurar florestas com alta diversidade apenas por semeadura direta, uma vez que muitas espécies não se adaptam a esse método. Estudos são necessários para testar técnicas de implantação e manejo para aumentar as taxas de estabelecimento das espécies, bem como a adequação de espécies pouco ou ainda não utilizadas em técnicas de semeadura direta.

A semeadura direta pode não ser uma técnica de restauração promissora a ser aplicada quando a área a ser restaurada não possui espécies nativas remanescentes e/ou apresenta baixa chegada de propágulos externos, pois o estabelecimento de apenas algumas espécies pode resultar em um ecossistema com baixa diversidade, isto é, muito diferente dos ecossistemas naturais de referência. Por outro lado, a técnica pode ter potencial para ser usada como método complementar, com semeadura das espécies com maior potencial de uso, em locais de restauração passiva com baixa regeneração natural, em plantios de mudas com baixas taxas de sobrevivência e/ou em projetos de restauração com poucos recursos financeiros. Além disso, em paisagens favoráveis, onde as chances de chegada de propágulos externos são elevadas, a implantação de um estande com estrutura florestal, mesmo que simplificada, pode ser suficiente para facilitar o estabelecimento e a sobrevivência de novas espécies (PARROTTA; KNOWLES; WUNDERLE JÚNIOR, 1997).

Pesquisas futuras devem avaliar se projetos de restauração implantados por semeadura direta em regiões tropicais, onde geralmente apenas um pequeno número de espécies emerge e/ou se estabelece, estão conseguindo aumentar a biodiversidade ao longo do tempo, como se espera encontrar naturalmente nestes tipos de ecossistemas. Em caso positivo, o uso da semeadura direta com baixo número de espécies, considerando aquelas com maior potencial de uso, pode ser uma alternativa promissora para a restauração de florestas tropicais.

2.4.2 Efeitos dos atributos funcionais

Neste estudo, testamos os efeitos de nove atributos funcionais nas taxas de estabelecimento de espécies arbóreas em projetos de semeadura direta realizados no Brasil. No entanto, ao contrário de nossas expectativas, apenas dois atributos funcionais afetaram significativamente as taxas de estabelecimento de indivíduos em nosso estudo: tamanho da semente e função dos cotilédones.

2.4.2.1 Tamanho das sementes

Nossos resultados mostraram que sementes maiores possuem taxas de estabelecimento significativamente superiores às oriundas de sementes

médias e pequenas (Figura 1). Por exemplo, entre as dez espécies com as maiores taxas de estabelecimento, oito (80%) possuem sementes grandes e entre as dez espécies com as menos taxas de estabelecimento, oito (80%) possuem sementes pequenas (Tabela 1). Estes resultados são semelhantes aos encontrados em outros estudos conduzidos em regiões tropicais, o que indica que a seleção de espécies com sementes grandes pode ser uma alternativa para aumentar as taxas médias de estabelecimento quando se utiliza a semeadura direta (CAMARGO; FERRAZ, IMAKAWA, 2002; DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006; TUNJAI; ELLIOTT, 2012; SOUZA; ENGEL, 2018; PASSARETTI; PILON; DURIGAN, 2020).

Espécies com sementes maiores são mais adequadas para a semeadura direta porque (1) possuem maior reserva de nutrientes e estoque de energia e, portanto, têm a capacidade de desenvolver rapidamente um sistema radicular mais forte, o que aumenta a capacidade de sobrevivência dos indivíduos em condições de seca ou outros estresses; (2) são menos carregadas pelas enxurradas; e (3) geram plântulas maiores, com maior vantagem competitiva, especialmente em ambientes com alta infestação de espécies invasoras, principalmente gramíneas (CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016). Ademais, indivíduos jovens de espécies com sementes maiores possuem maior dependência dos nutrientes oriundos dos cotilédones do que do solo, o que indica que sementes maiores pode ser uma adaptação para melhorar o estabelecimento em solos pobres em nutrientes (MILBERG; LAMONT, 1997).

Além de seus efeitos na fase inicial do estabelecimento, o tamanho da semente parece ser uma característica que exerce relevante influência na sobrevivência dos indivíduos, mesmo após a abscisão dos cotilédones, uma vez que indivíduos com sementes maiores desenvolvem rapidamente raízes mais profundas, capazes de penetrar abaixo das zonas de maior densidade de gramíneas invasoras e atingir a água mais profundamente no solo (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013). Isso é de grande relevância em projetos de semeadura direta, pois os solos das áreas em restauração costumam apresentar baixa disponibilidade de nutrientes e água, assim como alta infestação por gramíneas invasoras.

Um problema a ser considerado na seleção de espécies com sementes grandes em projetos de semeadura direta é a tendência geral de espécies de crescimento rápido geralmente terem sementes pequenas, e espécies de crescimento lento terem sementes médias ou sementes grandes (SOUZA; VÁLIO,

2001). Projetos de restauração devem ter um rápido fechamento do dossel para acelerar o processo de sucessão ecológica, por meio da atração da avifauna dispersora de sementes, da diversificação dos nichos para recrutamento de espécies nativas, da supressão da vegetação competidora e da superação de outros filtros ecológicos que restringem a regeneração natural, como condições edáficas e microclimáticas inadequadas (DODD; POWER, 2007; DOUTERLUNGN *et al.*, 2015). Para isso, existe um paradoxo, já que o uso de espécies de crescimento rápido é essencial, mas essas espécies geralmente possuem sementes pequenas (GOGOSZ; BOEGER, 2019).

2.4.2.2 Função dos cotilédones

Os cotilédones desempenham papéis críticos no estabelecimento das plântulas: antes da germinação, a principal função dos cotilédones é absorver recursos do endosperma e da planta mãe; e durante e após a germinação, os cotilédones transferem materiais de reserva para a parte aérea e raízes em desenvolvimento das plântulas (KITAGIMA, 1992). Assim, possuem importante função nutricional no estabelecimento dos indivíduos (MILBERG; LAMONT, 1997). Caracterizar os tipos de plântulas de acordo com a posição, a exposição e a função dos cotilédones é de grande relevância para se conhecer as estratégias de estabelecimento das diferentes espécies vegetais (CORTÉS-FLORES *et al.*, 2020).

No entanto, pelo nosso conhecimento, os efeitos das características dos cotilédones no estabelecimento de indivíduos em projetos de semeadura direta nunca foram estudados. Nossos resultados mostraram que as espécies que possuem cotilédones de armazenamento têm taxas de estabelecimento significativamente superiores do que aquelas que possuem cotilédones fotossintéticos (Figura 1). Por exemplo, entre as dez espécies com as maiores taxas de estabelecimento, sete (70%) possuem cotilédones de armazenamento; e entre as dez espécies com as menos taxas de estabelecimento, oito (80%) possuem cotilédones fotossintéticos (Tabela 1).

Espécies com cotilédones de armazenamento possuem maior período de dependência das reservas das sementes, portanto, só se tornam dependentes do fornecimento externo de recursos adquiridos pela parte aérea (energia luminosa) e raízes (nutrientes e minerais) após o esgotamento das reservas cotiledonares e

durante o desenvolvimento inicial dos indivíduos (KITAJIMA, 2002). Como os locais em restauração costumam ter baixa disponibilidade de recursos (por exemplo, são solos degradados, com baixa disponibilidade de nutrientes; e/ou têm alta competição por luz com espécies invasoras), esse tipo de aquisição de recursos representa uma vantagem para as espécies com cotilédones de armazenamento sobre as espécies com cotilédones fotossintéticos, que são mais precocemente dependentes de recursos externos (nem sempre disponíveis de acordo com a necessidade) durante o período de desenvolvimento inicial dos indivíduos.

A transição da semente para plântula é uma das fases mais vulneráveis do ciclo de vida de uma planta (CORTÉS-FLORES *et al.*, 2020). Nesta fase, as plântulas de espécies com cotilédones de armazenamento também podem ter um melhor desempenho, pois possuem mais reservas mobilizáveis disponíveis para elas durante os períodos de déficit de carbono ou para suporte provisório ao substituir os tecidos fotossintéticos porventura perdidos por herbivoria ou danos mecânicos (GREEN; JUNIPER, 2004).

Outra vantagem que as espécies com cotilédones de armazenamento podem ter para alcançar maiores taxas de estabelecimento em técnicas de semeadura direta é que elas possuem maior plasticidade na alocação de raízes (com maior alocação de biomassa radicular em condições de exposição à luz) do que espécies com cotilédones fotossintéticos, o que lhes confere um maior potencial de aclimação das funções radiculares e, conseqüentemente, de adaptação e estabelecimento em áreas degradadas (PAZ, 2003).

Assim como para o tamanho da semente, um problema a ser considerado na seleção de espécies com cotilédones de armazenamento em projetos de semeadura direta é que essas espécies geralmente também apresentam taxas de crescimento lento, enquanto espécies com cotilédones fotossintéticos geralmente apresentam crescimento rápido (IBARRA-MANRÍQUEZ; RAMOS; OYAMA, 2001; BARALOTO; FORGET, 2007). Espécies com cotilédones de armazenamento geralmente apresentam indivíduos jovens maiores, porém com desenvolvimento inicial mais lento (GOGOSZ; BOEGER, 2019). Portanto, a seleção de espécies com cotilédones de armazenamento pode tornar a semeadura direta uma técnica que apresenta resultados mais lentos, o que não é desejado, principalmente quando se considera a necessidade de cobertura rápida do solo para reduzir a competição de plantas daninhas e acelerar o processo de sucessão ecológica.

Além disso, é relevante destacar que estudos sugerem que existe uma forte interdependência entre o tamanho da semente e a função dos cotilédones entre as espécies, uma vez que espécies de sementes maiores são mais propensas a terem cotilédones de armazenamento, enquanto espécies de sementes menores são mais propensas a terem cotilédones fotossintéticos (KIDSON; WESTOBY, 2000). Enquanto o tamanho da semente determina a quantidade de recursos inicialmente disponível para uma plântula, a morfologia funcional do cotilédone determina como esses recursos são usados durante o crescimento e o desenvolvimento inicial do indivíduo (ZANNE; CHAPMAN; KITAJIMA, 2005). Assim, essas duas características funcionais podem ser consideradas em conjunto na seleção de espécies, o que pode ser uma boa forma para selecionar espécies a fim de alcançar maiores taxas de estabelecimento em projetos de semeadura direta.

2.5 CONCLUSÃO

Neste estudo, determinamos quais espécies arbóreas são as mais indicadas para serem utilizadas em técnicas de semeadura direta para a restauração das florestas brasileiras, por apresentarem maiores taxas médias de estabelecimento. Em relação aos atributos funcionais, nossa hipótese inicial foi parcialmente confirmada: há atributos funcionais que afetam o desempenho das espécies no método, mas nem todos os atributos testados possuem efeitos. Entre os atributos selecionados para o nosso estudo, aqueles que afetam significativamente as taxas de estabelecimento e, portanto, são importantes para serem considerados na seleção indireta de espécies são o tamanho da semente e a função dos cotilédones, pois espécies com sementes grandes e cotilédones de armazenamento apresentam melhor desempenho no método.

Como o desempenho das espécies varia muito em condições de campo e a maioria apresenta baixas taxas de estabelecimento quando semeadas diretamente, a seleção das espécies mais adequadas é essencial para garantir melhores resultados em projetos de restauração por esta técnica. Em situações práticas, se semearmos as espécies com maiores taxas de estabelecimento, considerando os biomas e as fisionomias florestais nas quais elas naturalmente ocorrem, assim como escolhermos outras com os atributos funcionais desejáveis, podemos alcançar maiores taxas médias de estabelecimento em projetos de semeadura direta, o que

aumentaria o sucesso do método, tornando-o uma alternativa mais promissora para a restauração ecológica das florestas brasileiras.

Ademais, devemos aumentar os estudos para conhecimento dos motivos do baixo desempenho da maioria das espécies diretamente semeadas, bem como para aumentar as suas taxas médias de estabelecimento, seja em relação à tecnologia das sementes (como, por exemplo, com a melhoria das condições de manejo e armazenamento pós-coleta) ou à execução de técnicas de semeadura ou de manutenção pós-semeadura, para que as espécies com baixo desempenho possam ser utilizadas no futuro.

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.
- ALMEIDA, N. O. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.
- ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura direta a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- ARAÚJO NETO, J. C.; AGUIAR, I. B. Desarrollo ontogénico de plántulas de *Guazuma ulmifolia* (Sterculiaceae). **Revista de Biología Tropical**, v. 47, n. 4, p. 785-790, 1999.
- AYRES, M.; AYRES-JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **Bioestat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007.
- BARALOTO, C.; FORGET, P. M. Seed size, seedling morphology, and response to deep shade and damage in neotropical rain forest trees. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 6, p. 901-911, 2007.
- BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T.; BARBOSA, K. C.; BARBOSA, T. C. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2017.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; KONSTANT, W. R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.
- BURTON, C. M.; BURTON, P. J.; HEBDA, R.; TURNER, N. J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 379-390, 2006.
- 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.

- CARLUCCI, M. B.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; LOYOLA, E.; CIANCIARUSO, M. V. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1372-1383, 2020.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 01)**. Brasília: Embrapa, 2003.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 02)**. Brasília: Embrapa, 2006.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 03)**. Brasília: Embrapa, 2008.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 04)**. Brasília: Embrapa, 2010.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 05)**. Brasília: Embrapa, 2014.
- CAVA, M. G. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H.; DURIGAN G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301-315, 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, 2016.
- COLE, R. J.; HOLL, K. D.; KEENEC, C. L.; ZAHAWIB, R. A. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.
- CONSOLARO, H.; ALVES, M.; FERREIRA, M. C.; VIEIRA, D. L. M. **Sementes, plântulas e restauração no sudeste goiano**. Catalão: Athalaia, 2019.
- CORTÉS-FLORES, J.; CORNEJO-TENORIO, G.; SÁNCHEZ-CORONADO, M. E.; OROZCO-SEGOVIA, A.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G. Disentangling the influence of ecological and historical factors on seed germination and seedling types in a Neotropical dry forest. **Plos One**, v. 15, n. 4, p. e0231526, 2020.
- DODD, M. B.; POWER, I. L. Direct seeding of indigenous tree and shrub species into New Zealand hill country pasture. **Ecological Management and Restoration**, v. 8, n. 1, p. 49-55, 2007.
- 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.
- DOUTERLUNGNE, D.; FERGUSON, B. F.; SIDDIQUE, I.; SOTO-PINTO, L.; JIMENEZ-FERRER, G.; GAVITO, M. E. Microsite determinants of variability in

seedling and cutting establishment in tropical forest restoration plantations. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 861-871, 2015.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

FANELLI, D. Do pressures to publish increase scientists' bias? An empirical support from US States data. **Plos One**, v. 5, n. 4, p. e10271, 2010.

FANELLI, D. Negative results are disappearing from most disciplines and countries. **Scientometrics**, v. 90, p. 891-904, 2012.

FRIGIERI, F. F.; IWANICKI, N. S.; GANDARA, F. B.; FERRAZ, E. M.; ROMÃO, G. O.; COLETTI, G. F.; SOUZA, V. C.; MORENO, M. A. **Guia de plântulas e sementes da Mata Atlântica do estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Estudos e Pesquisas Florestais, 2016.

GOGOSZ, A. M.; BOEGER, M. R. T. Functional morphology of subtropical tree seedlings in southern Brazil. **Rodriguésia**, v. 70, p. e00312017, 2019.

GREEN, P. T.; JUNIPER, P. A. Seed-seedling allometry in tropical rain forest trees: seed mass-related patterns of resource allocation and the 'reserve effect'. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 3, p. 397-408, 2004.

GUARINO, E. S. G.; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological Research**, v. 29, p. 473-482, 2014.

HÜLLER, A.; COELHO, G. C.; MENEGHELLO, G. E.; PESKE, S. T. Evaluation of direct seeding and seedling planting of two neotropical tree species with the use of natural inputs. **Revista Árvore**, v. 41, n. 4, p. e410405, 2017.

IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; RAMOS, M. M.; OYAMA, K. Seedling functional types in a lowland rain forest in Mexico. **American Journal of Botany**, v. 88, n. 10, p. 1801-1812, 2001.

KIDSON, R.; WESTOBY, M. Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. **Oecologia**, v. 125, n. 1, p. 11-17, 2000.

KITAJIMA, K. Relationship between photosynthesis and thickness of cotyledons for tropical tree species. **Functional Ecology**, v. 6, n. 5, p. 582-589, 1992.

KITAJIMA, K. Do shade-tolerant tropical tree seedlings depend longer on seed reserves? Functional growth analysis of three bignoniaceae species. **Functional Ecology**, v. 16, n. 4, p. 433-444, 2002.

KNIGHT, J. Null and void. **Nature**, v. 422, p. 554-555, 2003.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil (vol. 2)**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil (vol. 1)**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2008.

MANRÍQUEZ-MENDONZA, L. Y.; LÓPEZ-ORTIZ, S.; PÉREZ-HERNÁNDEZ, P.; ORTEGA-JIMÉNEZ, E.; LÓPEZ-TECPOYOTL, Z. G.; VILLARRUEL-FUENTES, M. Agronomic and forage characteristics of *Guazuma ulmifolia* Lam. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 14, n. 2, p. 453-463, 2011.

MARTINS, A. M. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. 2009. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MILBERG, P.; LAMONT, B. B. Seed/cotyledon size and nutrient content play a major role in early performance of species on nutrient-poor soils. **The New Phytologist**, v. 137, n. 4, p. 665-672, 1997.

MORI, E. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREITAS, N. P. **Sementes florestais: guia para germinação de 100 espécies nativas**. São Paulo: Instituto Refloresta, 2012.

OLIVEIRA, M. C.; LEITE, J. B.; GALDINO, O. P. S.; OGATA, R. S.; SILVA, D. A.; RIBEIRO, J. F. Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, n. 3, p. 313-327, 2019.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JÚNIOR, J. M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.

PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: drivers of success in direct seeding in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 406-416, 2020.

PAZ, H. Root/shoot allocation and root architecture in seedlings: variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. **Biotropica**, v. 35, n. 3, p. 318-332, 2003.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. "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.

POORTER, L.; WRIGHT, S. J.; PAZ, H.; ACKERLY, D. D.; CONDIT, R.; IBARRA-MANRIQUEZ, G.; HARMS, K. E.; LICONA, J. C.; MARTINEZ-RAMOS, M.; MAZER, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C.; PENA-CLAROS, M.; WEBB, C. O.; WRIGHT, I. J. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, v. 89, n. 7, p. 1908-1920, 2008.

RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, A. R.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.

RESSEL, K.; GUILHERME, F. A. G.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, P. E. Ecologia morfofuncional de plântulas de espécies arbóreas da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, p. 311-323, 2004.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 85-92, 2009.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PELLIZZARO, K. F.; ALVES, M.; COUTINHO, A. G.; CORDEIRO, A.; RIBEIRO, J. F.; SCHMIDT, I. B. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. **Ecological Engineering**, v. 138, p. 148-154, 2019.

SANDEL, B.; CORBIN, J. D.; KRUPA, M. Using plant functional traits to guide restoration: a case study in California coastal grassland. **Ecosphere**, v. 2, n. 2, p. 1-16, 2011.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SILVA, E. C. **Caracterização morfolométrica de sementes plântulas e crescimento inicial de cinco espécies arbóreas tropicais**. 2020. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

SILVA, R. R. P.; OLIVEIRA, D. R.; ROCHA, G. P. E.; VIEIRA, D. L. M. 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.

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

SORIANO, D.; HUANTE, P.; BUEN, A. G.; SEGOVIA, A. O. Seed reserve translocation and early seedling growth of eight tree species in a tropical deciduous forest in Mexico. **Plant Ecology**, v. 214, p. 1361-1375, 2013.

SOUZA, R. P.; VÁLIO, I. F. M. Seed size, seed germination, and seedling survival of brazilian tropical tree species differing in successional status. **Biotropica**, v. 33, n. 3, p. 447-457, 2001.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35-44, 2018.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L.; MATTOS, E. C. Direct seeding to restore tropical seasonal forests: effects of green manure and hydrogel amendment on tree species performances and weed infestation. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 1, p. e13277, 2021.

SOUZA JÚNIOR, C. N.; BRANCALION, P. H. S. **Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

THOMPSON, K.; BAND, S. R.; HODGSON, J. G. Seed size and shape predict persistence in the soil. **Functional Ecology**, v. 7, n. 2, p. 236-241, 1993.

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, p. 319-333, 2012.

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.

WANG, C.; JIAN, S.; REN, H.; YAN, J.; LIU, N. A web-based software platform for restoration-oriented species selection based on plant functional traits. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 570454, 2021.

ZAMBRANO, I. A. N. **Caracterização ecológica de sementes e plântulas de árvores de cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

ZANNE, A. E.; CHAPMAN, C. A.; KITAJIMA, K. Evolutionary and ecological correlates of early seedling morphology in east African trees and shrubs. **American Journal of Botany**, v. 92, n. 6, p. 972-978, 2005.

ZAPPI, D. C.; FILARDI, F. L. R.; LEITMAN, P.; SOUZA, V. C.; WALTER, B. M. T.; PIRANI, J. R.; MORIM, M. P.; QUEIROZ, L. P.; CAVALCANTI, T. B.; MANSANO, V. F.; FORZZA, R. C. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, 2015.

CAPÍTULO 3

TRAJETÓRIA SUCESSIONAL DE UMA FLORESTA EM RESTAURAÇÃO POR SEMEADURA DIRETA: VALE A PENA SEMEAR POUCAS ESPÉCIES?

RESUMO – Existem poucos estudos que descrevem as mudanças temporais de médio e longo prazo na estrutura e no funcionamento de florestas restauradas por semeadura direta, havendo até o momento apenas análises pontuais de plantios jovens. Geralmente estas florestas em restauração foram implantadas com poucas espécies, ou poucas espécies conseguiram se estabelecer. Não se sabe, todavia, se tais florestas serão capazes de garantir, ao longo do tempo, o desenvolvimento e a manutenção de comunidades mais complexas. No presente estudo, realizamos a análise da trajetória sucessional de uma floresta estacional semidecidual em restauração, implantada por semeadura direta com baixa diversidade de espécies, a fim de testar as seguintes hipóteses (1) a comunidade inicialmente estabelecida, mesmo com poucas espécies, foi capaz de promover ou auxiliar o processo de sucessão ecológica das áreas, com a recuperação da biodiversidade e da estrutura da vegetação; e (2) ao longo do tempo, e após 25 anos de implantação, as áreas em restauração se assemelharam estruturalmente a matas nativas de referência. Realizamos inventários em áreas em restauração implantadas por semeadura direta com cinco espécies (aos 8, 16 e 25 anos pós-semeadura) e comparamos com os dados de florestas nativas próximas, utilizadas como ecossistemas de referência. Houve evolução dos parâmetros de estrutura e diversidade nas áreas em restauração, mas observou-se aumento de monodominância de uma das espécies semeadas ao longo do tempo. Aos 25 anos pós-semeadura, a riqueza e a diversidade de espécies, a densidade de indivíduos, a área basal e as proporções de espécies e indivíduos zoocóricos foram semelhantes (ou até superiores, no caso da área basal) nas áreas em restauração em relação aos ecossistemas de referência. Porém, foi verificada a baixa densidade de indivíduos no estrato intermediário e a baixa diversidade de espécies nos estratos intermediário e superior. As proporções de espécies e indivíduos de crescimento lento e tolerantes à sombra ainda são inferiores na floresta em restauração. A dinâmica destes atributos das comunidades foi diretamente afetada pela dinâmica de crescimento e sobrevivência dos

indivíduos das espécies semeadas e estabelecidas: *E. contortisiliquum* apresentou altas taxas de mortalidade após 10 anos pós-semeadura, as quais podem ter aberto clareiras e auxiliado no aumento da riqueza e diversidade de espécies, com o predomínio de espécies de crescimento rápido e intolerantes à sombra; e *S. parahyba* apresentou comportamento monodominante nos estratos intermediário e superior, com grande predomínio na área basal da comunidade, com o provável comprometimento do recrutamento de regenerantes juvenis para estes estratos. Nossas hipóteses foram parcialmente confirmadas. Apesar da nítida evolução temporal em diversos parâmetros, a estrutura da comunidade está aquém do esperado, principalmente pela monodominância dos indivíduos de *S. parahyba*, e pela falta de uma maior estratificação vertical no dossel. Ações de manejo adaptativo podem ser necessárias para ajustar a trajetória sucessional da comunidade. Concluimos que a semeadura direta com baixa diversidade de espécies pode ser uma técnica promissora para a restauração de florestas tropicais, desde que haja fragmentos de vegetação nativa próximos, capazes de garantir a colonização futura por outras espécies. Estudos futuros são necessários para testar novas combinações de espécies e os efeitos desta baixa diversidade no surgimento de pragas e doenças e no comportamento monodominante de espécies, os quais podem afetar negativamente o processo de restauração das áreas.

PALAVRAS-CHAVE: Sucessão ecológica, monitoramento, semeadura direta, diversidade de espécies, monodominância.

3.1 INTRODUÇÃO

Um dos principais objetivos da restauração ecológica é a recuperação da integridade ecológica de uma área que foi desmatada ou degradada, para que o ecossistema em formação tenha um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos (ENGEL; PARROTTA, 2008). Para a análise do alcance dos objetivos da restauração ecológica, que devem ser definidos previamente à implantação de

um projeto, o monitoramento das áreas em restauração ao longo do tempo é fundamental (MAZAN *et al.*, 2019; GUARIGUATA; EVANS, 2020).

Sem monitoramento em longo prazo, não somente a determinação do alcance dos objetivos da restauração fica prejudicada, mas também a necessidade execução de possíveis ações de manejo adaptativo para correção de eventuais falhas de implantação e/ou manutenção das áreas (WORTLHEY; HERO; HOWES, 2013; VIANI *et al.*, 2018) ou de trajetórias sucessionais das áreas restauradas (DURIGAN; RAMOS, 2013).

A trajetória sucessional esperada para florestas tropicais em processo de restauração é baseada nos processos naturais de sucessão secundária, com o aumento da estratificação, da riqueza, da diversidade e das interações ao longo do tempo (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Estudos de monitoramento da restauração têm focado na avaliação da composição, da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas, os quais possuem elevada interdependência entre si: a composição refere-se à riqueza e abundância das espécies que integram a comunidade; a estrutura à organização espacial da comunidade, nos planos vertical e horizontal; e o funcionamento ao restabelecimento dos processos ecológicos que garantirão a sustentabilidade da comunidade (RUIZ JAEN; AIDE, 2005; BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Estudos de médio e longo prazo, embora frequentes em florestas em restauração passiva, por meio da condução da regeneração natural (CAVA *et al.*, 2018; MARTÍNEZ RAMOS *et al.*, 2021; OLVERA VARGAS; FIGUEROA RANGEL, 2018) ou por plantio de mudas (GARCIA *et al.*, 2016; MIRANDA NETO *et al.*, 2012; SUGANUMA; DURIGAN, 2015), ainda não são uma realidade em florestas tropicais em restauração mediante o uso da semeadura direta, justamente pela pequena idade da maioria dos plantios. Mais de 80% dos estudos já publicados sobre o tema baseiam-se apenas na análise dos resultados após os cinco primeiros anos pós-semeadura (SOUZA, 2022).

Diversos estudos já avaliaram a aplicabilidade e o sucesso da semeadura direta em áreas tropicais, sendo que a maioria se baseia somente nos aspectos referentes à germinação das sementes e ao desenvolvimento inicial das plantas, geralmente até um ou dois anos pós-semeadura (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2008; BONILLA MOHENO, HOLL, 2010; PRIETO RODAO; RICKER; SIEBE, 2019). Muitos trabalhos já são delineados experimentalmente

para somente servirem de estudo do processo inicial de restauração, com parcelas de dimensões reduzidas (CAMARGO; FERRAZ; IMAKAWA, 2002; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013; SILVA *et al.*, 2015). Aliado a isso, por ser uma técnica ainda recente para fins de restauração de florestas tropicais, são poucas as áreas de semeadura direta que já permitem análises do processo sucessional após um maior período.

No Brasil, os primeiros estudos com o uso da semeadura direta para restauração de áreas alteradas ou degradadas foram implantados nas décadas de 1980 e 1990, utilizando um baixo número de espécies, justamente por ser uma técnica ainda incipiente, cujo sucesso era imprevisível (GUERIN *et al.*, 2015). Estas áreas, portanto, assemelham-se às fases iniciais da sucessão em ecossistemas tropicais, que se caracterizam por baixa riqueza de espécies e alta dominância de poucas espécies (DURIGAN *et al.*, 2010). Somente estudos mais recentes aumentaram o número de espécies semeadas (PELLIZZARO *et al.*, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2019; RAUPP *et al.*, 2020). Logo, as áreas atualmente em processo de restauração por semeadura direta em estágio mais avançado no Brasil são, na grande maioria, oriundas de baixa diversidade de espécies na implantação.

Como florestas tropicais nativas possuem alta diversidade de espécies, que está diretamente ligada à estabilidade dos ecossistemas (WOODWARD, 1994), espera-se que, nos casos de semeadura com baixa diversidade, os indivíduos introduzidos tenham o papel de reduzir a ação dos filtros bióticos e abióticos que impedem ou dificultam os processos naturais de regeneração (ENGEL; PARROTOTA, 2008; DURIGAN *et al.*, 2010). Com isso, após certo período, as florestas em restauração teriam, naturalmente, um aumento da diversidade, com a consequente estabilização dos processos ecológicos essenciais à garantia de sua integridade e sustentabilidade.

No entanto, pelo nosso conhecimento, ainda não há relatos de estudos de monitoramento de florestas tropicais em restauração por semeadura direta em estágio mais avançado (com mais de 20 anos de implantação) e com baixa diversidade de semeadura (menos de 15 espécies) em comparação com ecossistemas de referência, que permitam aferir se tais técnicas são suficientes

para garantir a continuidade do processo de sucessão e a evolução estrutural das comunidades em formação.

Neste trabalho, analisamos a trajetória sucessional de uma floresta em restauração por semeadura direta com baixa diversidade de espécies, comparando a evolução da composição e da estrutura desta área ao longo do tempo e com florestas nativas de referência, a fim de testar as seguintes hipóteses (1) a comunidade inicialmente estabelecida, mesmo com poucas espécies, foi capaz de promover ou auxiliar o processo de sucessão ecológica das áreas, com a recuperação da biodiversidade e da estrutura da vegetação; e (2) ao longo do tempo, e após 25 anos de implantação, as áreas em restauração se assemelharam a matas nativas de referência. Com base em nossos resultados, esperamos verificar se a semeadura direta com o uso de poucas espécies pode ser considerada uma técnica promissora para a restauração de florestas tropicais.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Caracterização da região e das áreas de estudo

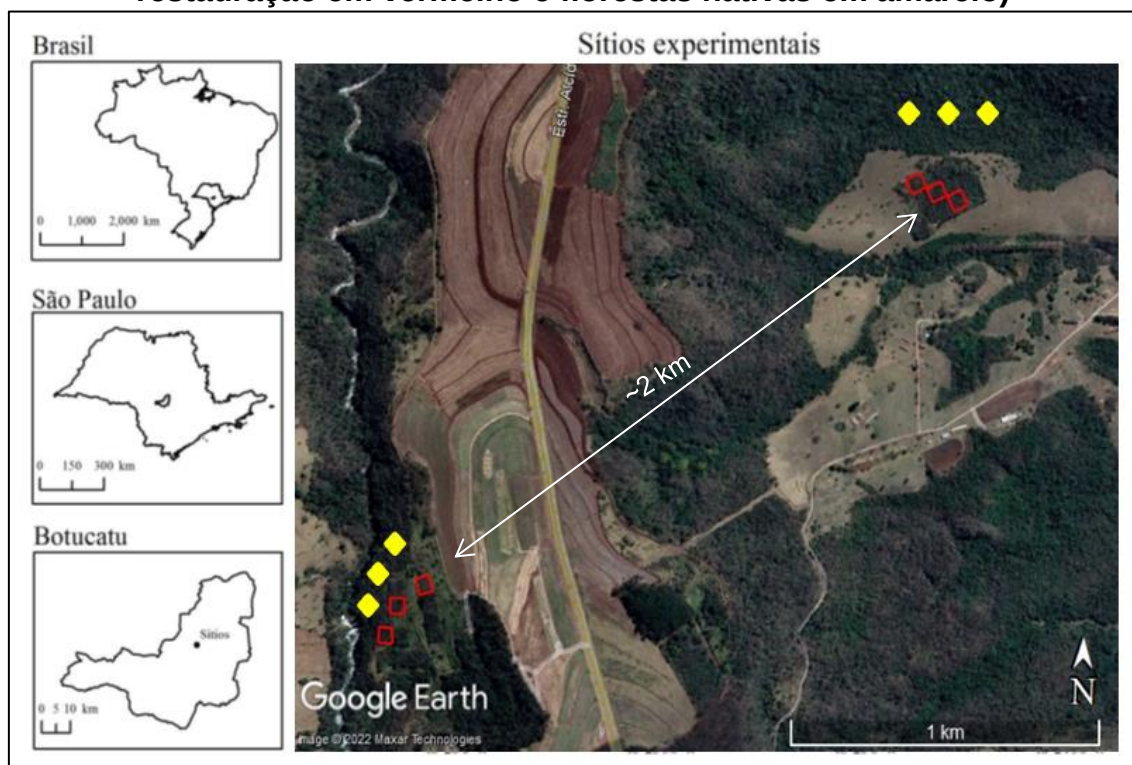
O estudo foi conduzido em duas áreas em processo de restauração, implantadas por meio de semeadura direta, nos meses de fevereiro e março de 1997 (doravante denominadas áreas 1 e 2), nas Fazendas Experimentais Lageado e Edgardia, da Universidade Estadual Paulista (UNESP), na região centro-sul do Estado de São Paulo, Brasil (Pontos de referência 22°49'37"S 48°25'53"O e 22°48'54"S 48°24'56"O) (Figura 1).

Parte de um projeto de restauração de longa duração, as áreas de semeadura direta estudadas são umas das poucas no país, senão as únicas, implantadas com unidades amostrais de maiores dimensões e com monitoramento em diferentes idades por mais de 20 anos pós-semeadura. Além disso, elas podem ser consideradas como um dos primeiros projetos de restauração por semeadura direta no Brasil e, portanto, um dos projetos em estágio mais avançado de sucessão.

Duas florestas nativas, localizadas próximas às florestas em restauração (uma próxima à área 1 e uma próxima à área 2) e sujeitas às mesmas

condições edafoclimáticas foram utilizadas como ecossistemas de referência. A vegetação destes ecossistemas consiste em florestas estacionais semidecíduais em bom estado de conservação. A mata nativa próxima à área 1 (conhecida como “Mata do Lavapés”) consiste em uma mata ciliar secundária em estágio avançado de regeneração. Já a mata nativa próxima à área 2 (conhecida como “Mata do Bixiguento”) consiste em uma mata primária, que foi alvo apenas de eventuais processos de retirada seletiva de madeira no passado. Mais detalhes acerca da caracterização destas áreas podem ser encontrados em SIVISACA (2020).

Figura 1 – Localização dos sítios experimentais (florestas em restauração em vermelho e florestas nativas em amarelo)



O clima da região de estudo é classificado como subtropical úmido – Cfa, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), com temperatura média anual de 20,5°C, com mínimas e máximas ocorrendo nos meses de julho (17,1°C) e fevereiro (23,1°C), respectivamente; e precipitação média anual de 1.428,4 mm, concentrada entre os meses de outubro e março (CUNHA; MARTINS, 2009). A topografia é acidentada, com altitude variando

de 464 e 775 m. Os solos das áreas 1 e 2 são classificados como Nitossolo Vermelho (textura argilosa e alta fertilidade natural) e Argissolo Vermelho Amarelo (textura arenosa e média fertilidade natural), respectivamente (NOGUEIRA JÚNIOR *et al.*, 2011).

As parcelas de estudo fazem parte de um experimento maior, que compara diferentes técnicas de restauração da floresta estacional semidecidual, incluindo o plantio por mudas (PONTES *et al.*, 2019). Em cada sítio de restauração, foram implantados três blocos com todos os tratamentos, com parcelas de 2.500 m² (50 x 50 m) cada, totalizando 15.000 m² de área experimental por tratamento (7.500 m² por bloco). A semeadura foi manual em linha, com espaçamento de 1,0 x 1,0 m, utilizando-se cinco espécies arbóreas de rápido crescimento, com 2 a 4 sementes por cova: *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna, *Croton floribundus* Spreng., *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Mimosa scabrella* Benth. e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (ENGEL; PARROTTA, 2001). Porém, somente as espécies *E. contortisiliquum* e *S. parahyba* se estabeleceram em campo após os primeiros anos pós-semeadura.

Anteriormente à semeadura, as áreas eram ocupadas por pastagens abandonadas, com o predomínio de gramíneas africanas, como *Urochloa decumbens* Stapf. e *Panicum maximum* Jacq. Após a semeadura, foi realizada a manutenção das áreas por dois anos através do controle de formigas cortadeiras com iscas granuladas e de gramíneas invasoras por meio de roçada manual ao redor das mudas e aplicação manual de herbicidas pós-emergente (glifosato) no restante das áreas. Mais detalhes da implantação e manutenção das áreas podem ser encontrados em Engel e Parrotta (2001).

3.2.2 Coleta dos dados

A trajetória sucessional da floresta em restauração foi analisada por meio da avaliação de parâmetros de riqueza, diversidade e estrutura horizontal e vertical destas. Instalamos em cada parcela de semeadura direta uma subparcela central de 30 x 30 m (900 m²), resultando em seis unidades amostrais na floresta em restauração. Em cada unidade amostral todos os indivíduos arbóreos e arbustivos (plantados e regenerantes) com altura

superior a 1,30 m foram identificados, em campo ou com coleta de material botânico para identificação com auxílio da literatura ou de especialistas; e tiveram os seus diâmetros a altura do peito (DAP's) e alturas totais medidas.

Utilizamos dados de inventários das mesmas áreas dos anos de 2005 (8 anos pós-semeadura, dados não publicados), 2013 (16 anos pós-semeadura) (MACHADO, 2016) e 2022 (25 anos pós-semeadura), com os mesmos critérios de amostragem. Os dois ecossistemas de referência (fragmentos de mata nativa vizinhos às parcelas experimentais em cada área de estudo) foram inventariados ano de 2013, em um total de 3 parcelas de 30 x 30 m por área (MACHADO, 2016).

As espécies foram classificadas de acordo com os seguintes atributos funcionais, os quais estão diretamente relacionados aos processos de sucessão em ambientes em restauração: ritmo de crescimento (rápido e lento); síndrome de dispersão (zoocórica e não zoocórica); e tolerância à sombra (tolerante e intolerante). Estes atributos foram escolhidos por serem altamente previsíveis no processo de sucessão secundária: espera-se que, à medida que o processo de sucessão avance, ocorra um aumento de espécies de crescimento mais lento, zoocóricas e tolerantes à sombra (SUGANUMA; DURIGAN, 2015). A classificação dos atributos funcionais das espécies se baseou nas informações disponíveis na literatura (CARVALHO, 2003; 2006; 2008; 2010; 2014; DURIGAN *et al.* 2004; BARBOSA *et al.*, 2017).

3.2.3. Análise dos dados

A partir dos dados coletados nos inventários realizados na floresta em restauração nos três períodos e nas florestas de referência, considerando todos os indivíduos amostrados globalmente, tanto nas parcelas de restauração como nas das matas nativas, foram calculados os seguintes parâmetros: [i] a riqueza rarefeita, consoante o proposto por Hurlbert (1971), para 100 indivíduos (SUGANUMA; DURIGAN, 2015); [ii] a diversidade de espécies pelo índice Alfa de Fisher (α) (FISHER; CORBET; WILLIAMS, 1943); [iii] a densidade de indivíduos (indivíduos.ha⁻¹) e a área basal (m².ha⁻¹), com a determinação da proporção destes parâmetros em relação aos indivíduos

semeados (*E. contortisiliquum* e *S. parahyba*) e às outras espécies nas florestas em restauração; e [iv] o índice de valor de importância [(IVI (%) = densidade relativa (DR) + dominância relativa (DOR) + frequência relativa (FR)] para as espécies (MÜELLER DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

Com base nas alturas totais, todos os indivíduos amostrados foram agrupados em três estratos: estrato superior (altura total $\geq 10\text{m}$), médio ($5 < \text{altura total} < 10$) e inferior (altura total $\geq 5\text{m}$). Os intervalos de altura utilizados para a separação dos estratos basearam-se na amplitude de variação e distribuição dos dados de altura dos indivíduos. Para cada estrato, para todas os períodos e áreas de análise, foram determinadas a densidade de indivíduos (indivíduos.ha⁻¹) e a diversidade de espécies pelo índice Alfa de Fisher. Também foi determinada a proporção de indivíduos das espécies semeadas (*E. contortisiliquum* e *S. parahyba*) e das demais espécies da floresta em restauração, em relação ao número total de indivíduos, em cada um dos estratos.

Calculamos as proporções de espécies e de indivíduos dentro de cada grupo funcional referentes ao ritmo de crescimento, à síndrome de dispersão e à tolerância à sombra. Para as análises de grupos funcionais não foram considerados os dados das espécies exóticas encontradas nas áreas, bem como daquelas não identificadas em nível de espécie.

A variação dos parâmetros calculados [riqueza rarefeita, diversidade de espécies (dados gerais e por estrato), densidade de indivíduos (dados gerais e por estrato), área basal e proporção de espécies e indivíduos de diferentes grupos funcionais], ao longo do tempo na floresta em restauração e em relação aos ecossistemas de referência, foi estudada por meio de análise de variância (ANOVA) a 5% de significância, com a realização posteriormente de teste de comparação de médias, quando as médias foram significativamente diferentes (teste de Tukey: $p < 0,05$). Os dados passaram por análises de normalidade, sendo realizadas as transformações cabíveis para que os pressupostos estatísticos fossem alcançados.

Os dados das seis parcelas de estudo nas áreas em restauração e das seis parcelas nas matas nativas utilizadas como ecossistemas de referência foram analisados em conjunto para fins estatísticos, considerando cada parcela como uma repetição.

A diversidade de espécies foi calculada com o programa PAST 4.03 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) e o IVI das espécies com o programa FITOCOM 1.5 (disponível em <https://higuchip.shinyapps.io/FitoCom/>). Os demais cálculos foram realizados no programa MICROSOFT EXCEL®. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o programa BIOESTAT 5.3 (AYRES *et al.*, 2007).

3.3 RESULTADOS

Ao longo dos três inventários, houve um aumento da riqueza rarefeita para 100 indivíduos nas áreas em restauração (8 anos: 11 ± 4 ; 16 anos: 18 ± 4 ; 25 anos: 24 ± 3), sendo que somente a riqueza do inventário realizado aos 25 anos foi semelhante à dos ecossistemas de referência (28 ± 4) ($F_{3,20} = 15,62$; $p < 0,0001$) (Figura 2a). A diversidade de espécies, pelo índice Alfa de Fisher, teve o mesmo comportamento, aumentando ao longo do tempo nas áreas em restauração (8 anos: $3,65 \pm 1,80$; 16 anos: $7,11 \pm 2,24$; 25 anos: $11,44 \pm 2,03$) e similar à verificada nos ecossistemas de referência ($14,75 \pm 3,28$) apenas no inventário realizado aos 25 anos ($F_{3,20} = 24,51$; $p < 0,0001$) (Figura 2b).

A densidade total de indivíduos já foi similar à dos ecossistemas de referência no inventário realizado aos 16 anos (8 anos: 1.480 ± 606 ; 16 anos: 2.850 ± 1.823 ; 25 anos: 2.783 ± 1.219 ; referência: 4.424 ± 2.317), mostrando uma maior rapidez na recuperação deste atributo em relação à riqueza e à diversidade ($F_{3,20} = 4,16$; $p = 0.0189$) (Figura 2c). A proporção de indivíduos da espécie *S. parahyba* se manteve constante ao longo dos três inventários (8 anos: 16 ± 6 ; 16 anos: 18 ± 11 ; 25 anos: 15 ± 10). Já as proporções de indivíduos da espécie *E. contortisiliquum* tiveram drásticas reduções entre os inventários (8 anos: 43 ± 19 ; 16 anos: 11 ± 7 ; 25 anos: 1 ± 1) (Figura 3a).

A área basal do inventário realizado aos 8 anos ($21,99 \pm 8,13$) foi semelhante à dos ecossistemas de referência ($17,41 \pm 10,39$), já as áreas basais dos inventários aos 16 ($33,68 \pm 6,75$) e 25 ($36,03 \pm 8,37$) anos foram superiores ($F_{3,20} = 6,54$; $p = 0.0032$) (Figura 2d). A representatividade da área basal dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, assim como a sua densidade,

foram sendo reduzidas ao longo do tempo (8 anos: 66 ± 18 ; 16 anos: 23 ± 13 ; 25 anos: 2 ± 3). Comportamento contrário foi observado em relação à representatividade da área basal dos indivíduos de *S. parahyba* (8 anos: 25 ± 10 ; 16 anos: 65 ± 13 ; 25 anos: 83 ± 10) (Figura 3b).

Nos dois primeiros inventários, as espécies *E. contortisiliquum* e *S. parahyba* tiveram os maiores IVI's nas áreas em restauração. Já no inventário realizado aos 25 anos, a espécie *S. parahyba* manteve-se com o maior IVI, enquanto *E. contortisiliquum* passou a ocupar o décimo maior IVI. A soma do IVI das dez espécies mais importantes foi reduzindo ao longo do tempo e se aproximando à verificada nos ecossistemas de referência. Em todos os inventários, as demais espécies tiveram IVI's inferiores a 10%. A posição das espécies no *ranking* de IVI variou significativamente nos diferentes inventários (Tabela 1). A relação dos IVI's para todas as espécies amostradas nos inventários realizados na semeadura direta e nos ecossistemas de referência está apresentada do Apêndice G.

Figura 2 – Comparação da riqueza rarefeita (a), da diversidade (b), da densidade de indivíduos (c) e da área basal (d) entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$)

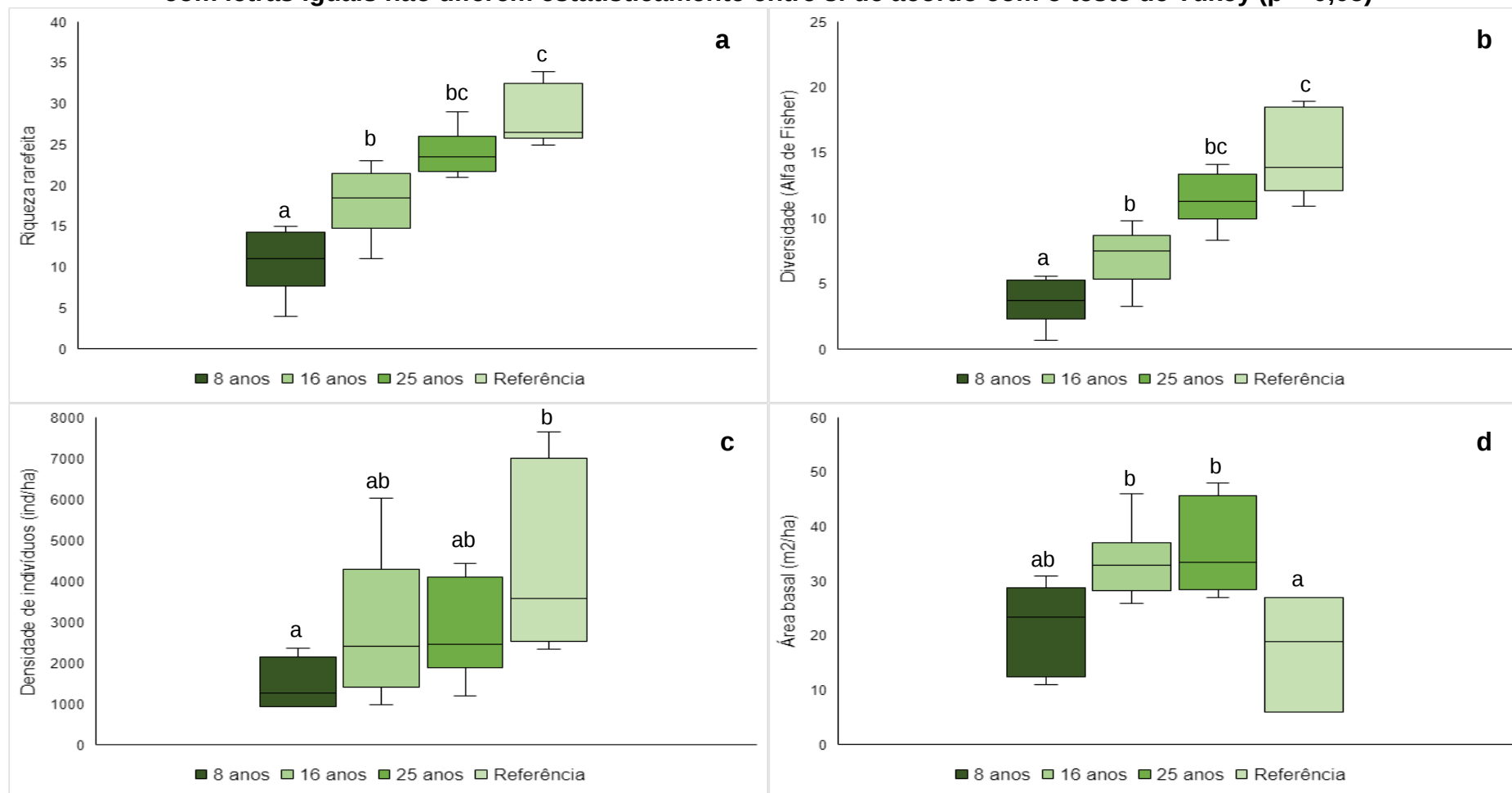


Figura 3 – Proporção dos indivíduos das espécies plantadas (*E. contortisiliquum* e *S. parahyba*) e das demais espécies em relação à densidade total de indivíduos (a) e a área basal (b) por hectare nos três inventários realizados nas áreas de semeadura direta

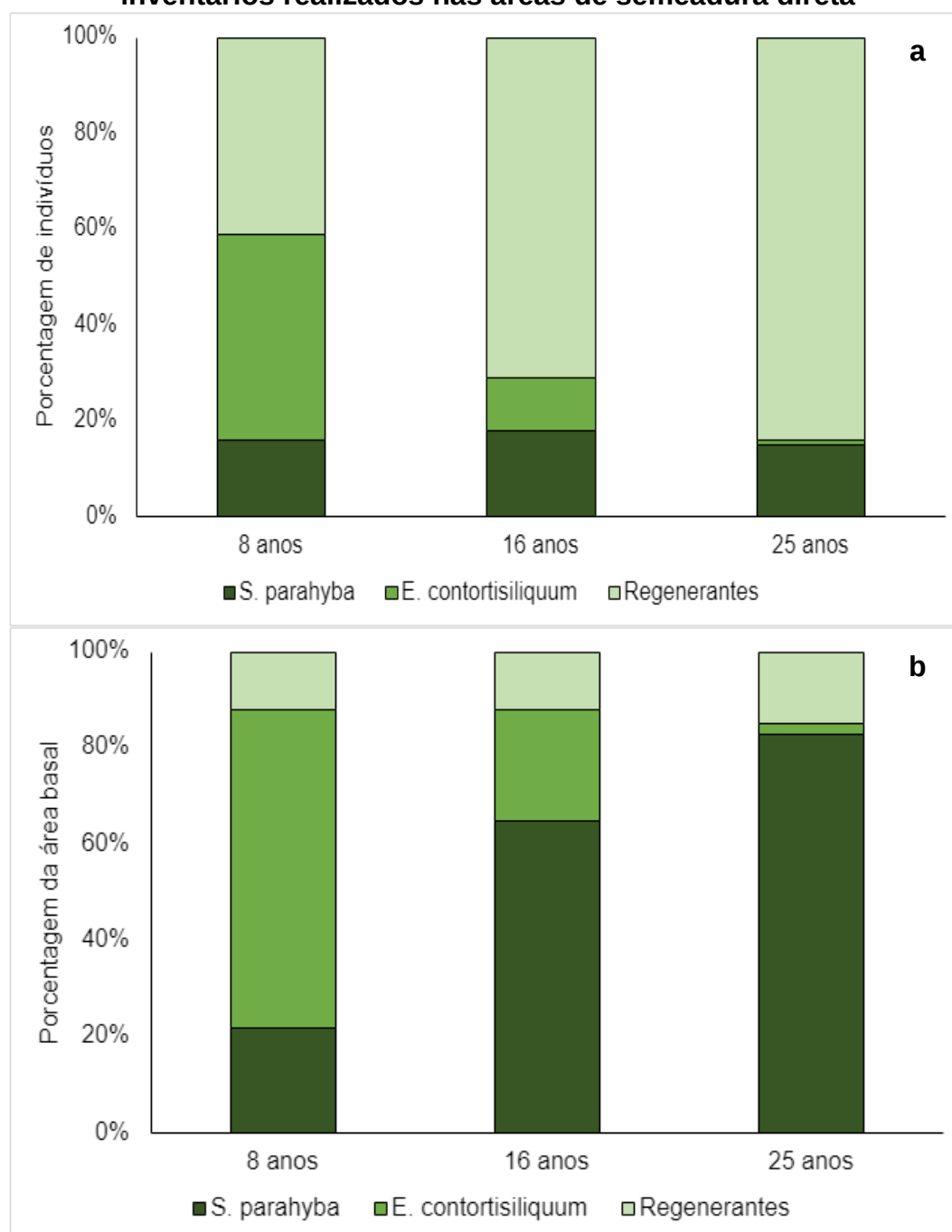


Tabela 1 – Relação das dez espécies com as maiores proporções de Índice de Valor de Importância (IVI) nos inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência

8 anos		Florestas em restauração		25 anos		Referência	
Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	38,67	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	27,78	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	10,66	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	6,27
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	14,36	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	11,61	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	7,00	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	5,99
<i>Psidium guajava</i> L.	7,12	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	6,28	<i>Piper</i> sp.	6,53	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	4,15
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	3,70	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	4,58	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	6,21	<i>Piper</i> sp.	4,12
<i>Cestrum latifolium</i> Lam.	3,03	<i>Psidium guajava</i> L.	4,03	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	4,01	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	4,02
<i>Lantana camara</i> L.	2,39	<i>Piper</i> sp.	3,92	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3,25	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	3,87
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	2,05	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	2,65	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	3,13	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	2,86
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	1,49	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	2,10	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2,96	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2,84
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1,47	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	1,88	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2,50	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel.	2,60
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	1,27	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	1,86	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	2,46	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2,57
Total	75,55		66,69		48,71		39,29

No inventário aos 8 anos, as densidades de indivíduos foram inferiores, nos estratos superior (105 ± 89) e inferior (759 ± 358), às dos ecossistemas de referência (superior: 385 ± 219 ; inferior: 3.315 ± 1.864), mas no inventário aos 16 (superior: 489 ± 128 ; inferior: 2.070 ± 1.597) e 25 (superior: 350 ± 97 ; inferior: 2.085 ± 1.140) anos foram semelhantes nestes dois estratos. Em relação ao estrato intermediário, a densidade do inventário aos 8 anos (633 ± 238) foi semelhante à dos ecossistemas de referência (724 ± 287), enquanto que do inventário aos 16 (291 ± 136) e 25 (348 ± 146) anos foram inferiores (estrato superior: $F_{3,20} = 7,76$; $p = 0,0015$; estrato intermediário: $F_{3,20} = 5,83$; $p = 0,0052$; estrato inferior: $F_{3,20} = 3,51$; $p = 0,0337$) (Figura 4).

Em todos os três inventários realizados nas áreas em restauração, as diversidades de espécies foram inferiores à dos ecossistemas de referência nos estratos superior (8 anos: $0,82 \pm 0,76$; 16 anos: $0,92 \pm 0,74$; 25 anos: $0,90 \pm 0,57$; referência: $9,97 \pm 4,55$) e intermediário (8 anos: $2,14 \pm 0,99$; 16 anos: $3,76 \pm 1,06$; 25 anos: $6,18 \pm 2,05$; referência: $13,60 \pm 4,38$), mas semelhantes entre si (superior: $F_{3,20} = 22,46$; $p < 0,0001$; intermediário: $F_{3,20} = 24,18$; $p < 0,0001$). No estrato inferior, a diversidade de espécies foi semelhante à dos ecossistemas de referência no inventário realizado aos 25 anos. Nos dois primeiros, as diversidades foram semelhantes entre si, mas inferiores às verificadas no inventário aos 25 anos e nas referências (8 anos: $3,70 \pm 1,96$; 16 anos: $7,10 \pm 3,06$; 25 anos: $12,22 \pm 1,29$; referência: $11,75 \pm 2,99$; $F_{3,20} = 16,58$; $p < 0,0001$) (Figura 5).

As proporções de indivíduos de *S. parahyba* foram altas em todos os inventários no estrato superior (8 anos: 67 ± 20 ; 16 anos: 74 ± 18 ; 25 anos: 86 ± 14) e baixas nos estratos intermediário (8 anos: 21 ± 8 ; 16 anos: 9 ± 6 ; 25 anos: 13 ± 19) e inferior (8 anos: 7 ± 6 ; 16 anos: 0 ± 0 ; 25 anos: 1 ± 1). Já as proporções de indivíduos das espécies não semeadas foram baixas em todos os inventários no estrato superior (8 anos: 9 ± 17 ; 16 anos: 7 ± 10 ; 25 anos: 12 ± 15) e altas nos estratos intermediário (8 anos: 21 ± 15 ; 16 anos: 51 ± 27 ; 25 anos: 85 ± 18) e inferior (8 anos: 60 ± 33 ; 16 anos: 94 ± 4 ; 25 anos: 98 ± 1) (Figura 6).

Figura 4 – Comparação da densidade de indivíduos nos estratos superior, intermediário e inferior entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$)

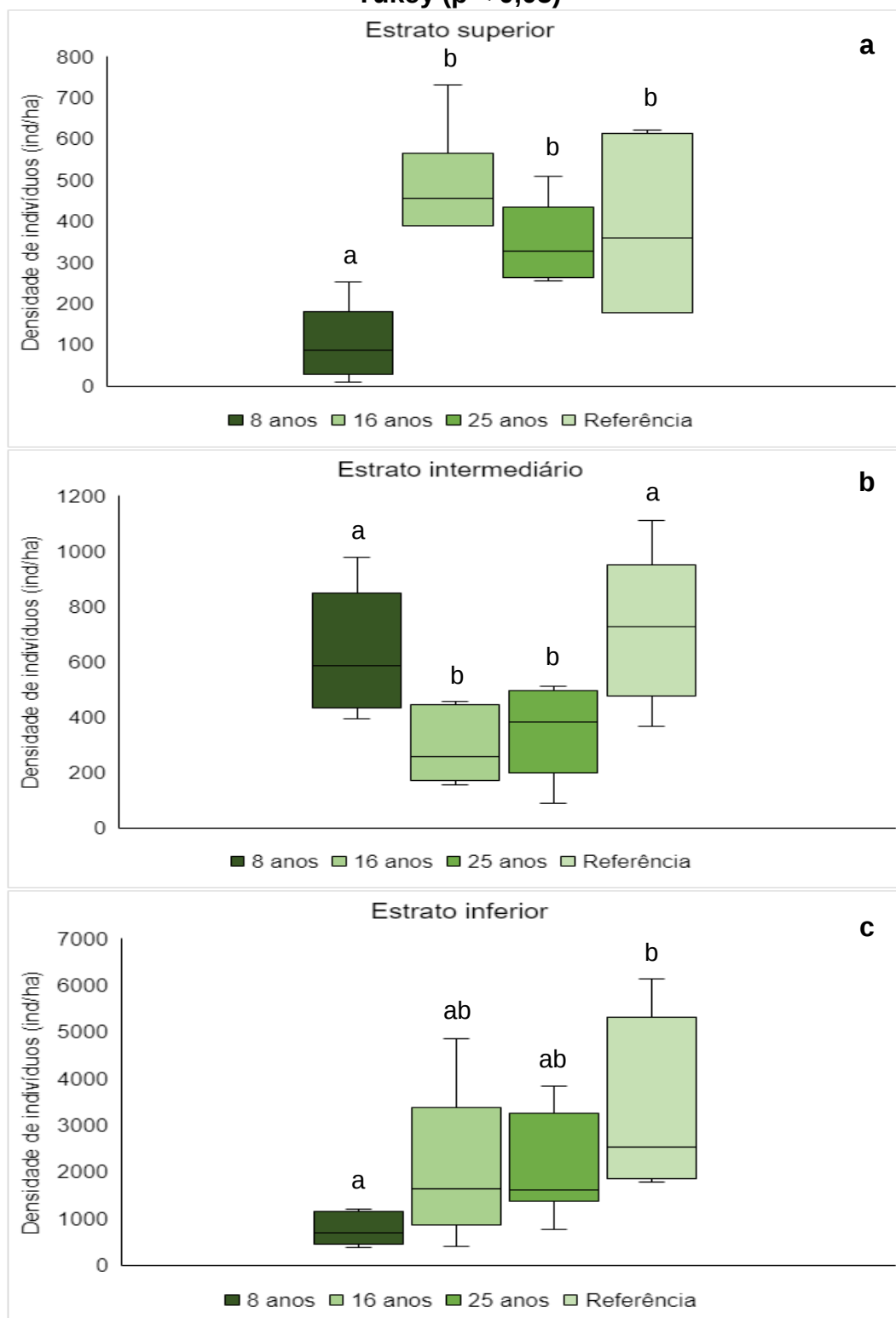


Figura 5 – Comparação da diversidade de espécies nos estratos superior, intermediário e inferior entre os inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Box-plots limitados pelo primeiro e terceiro quartis, com linha central representando a mediana e linha vertical a dispersão dos dados. Box-plots com letras iguais não diferem estatisticamente entre si de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$)

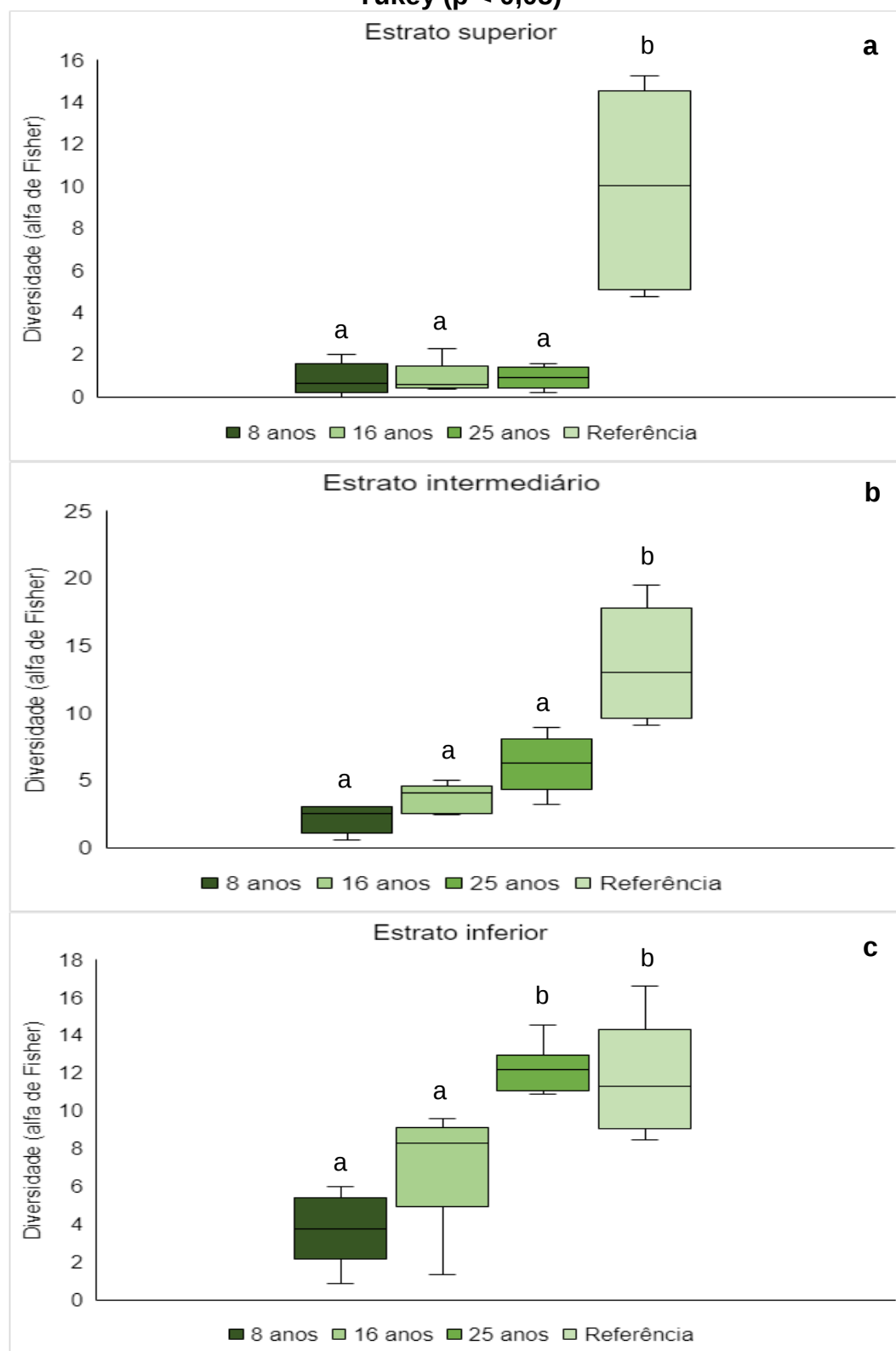


Figura 6 – Proporção dos indivíduos das espécies semeadas (*E. contortisiliquum* e *S. parahyba*) e das demais espécies em relação à densidade total de indivíduos nos estratos superior (a), intermediário (b) e inferior (c) nos três inventários realizados nas áreas de semeadura direta

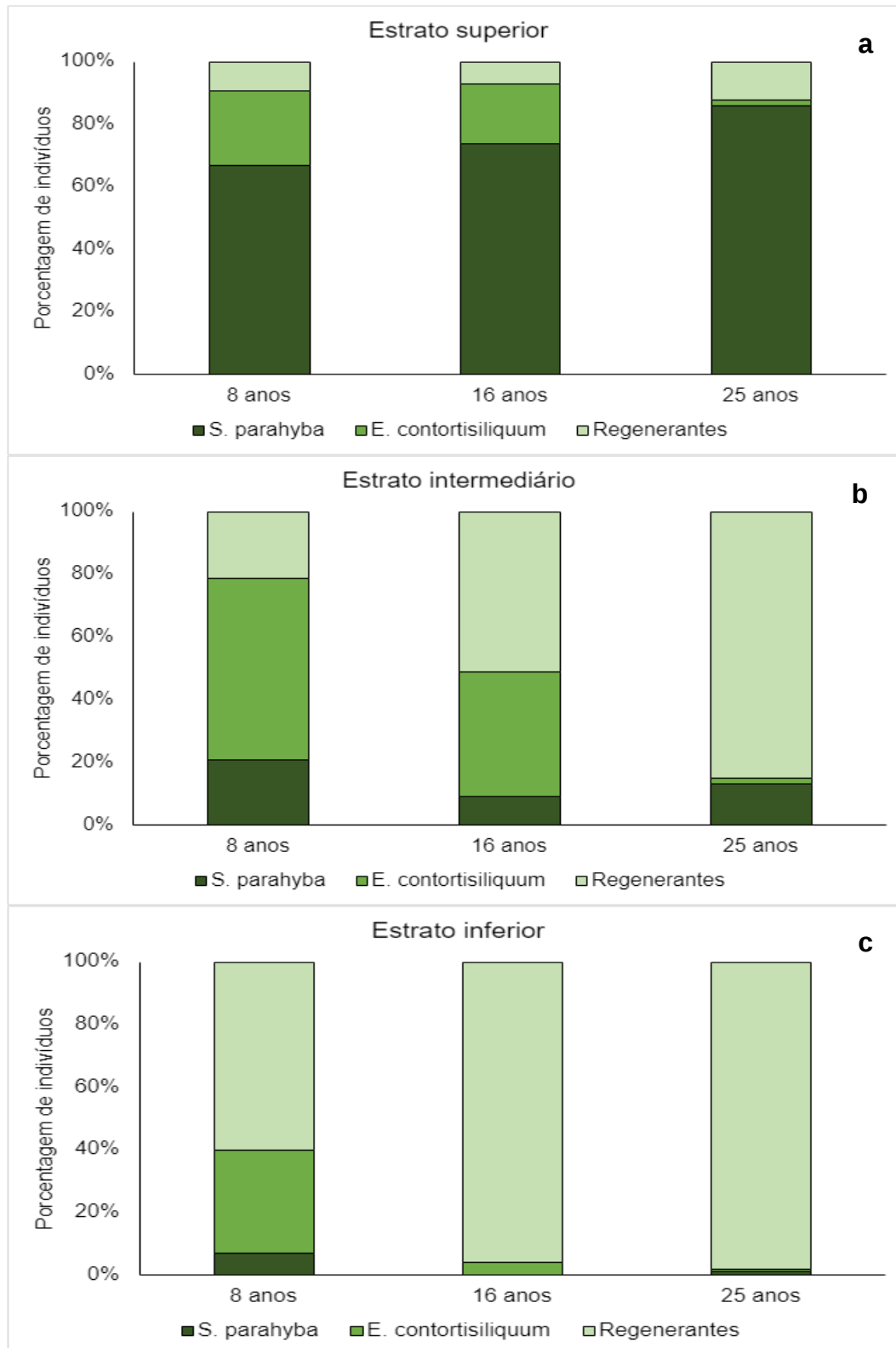
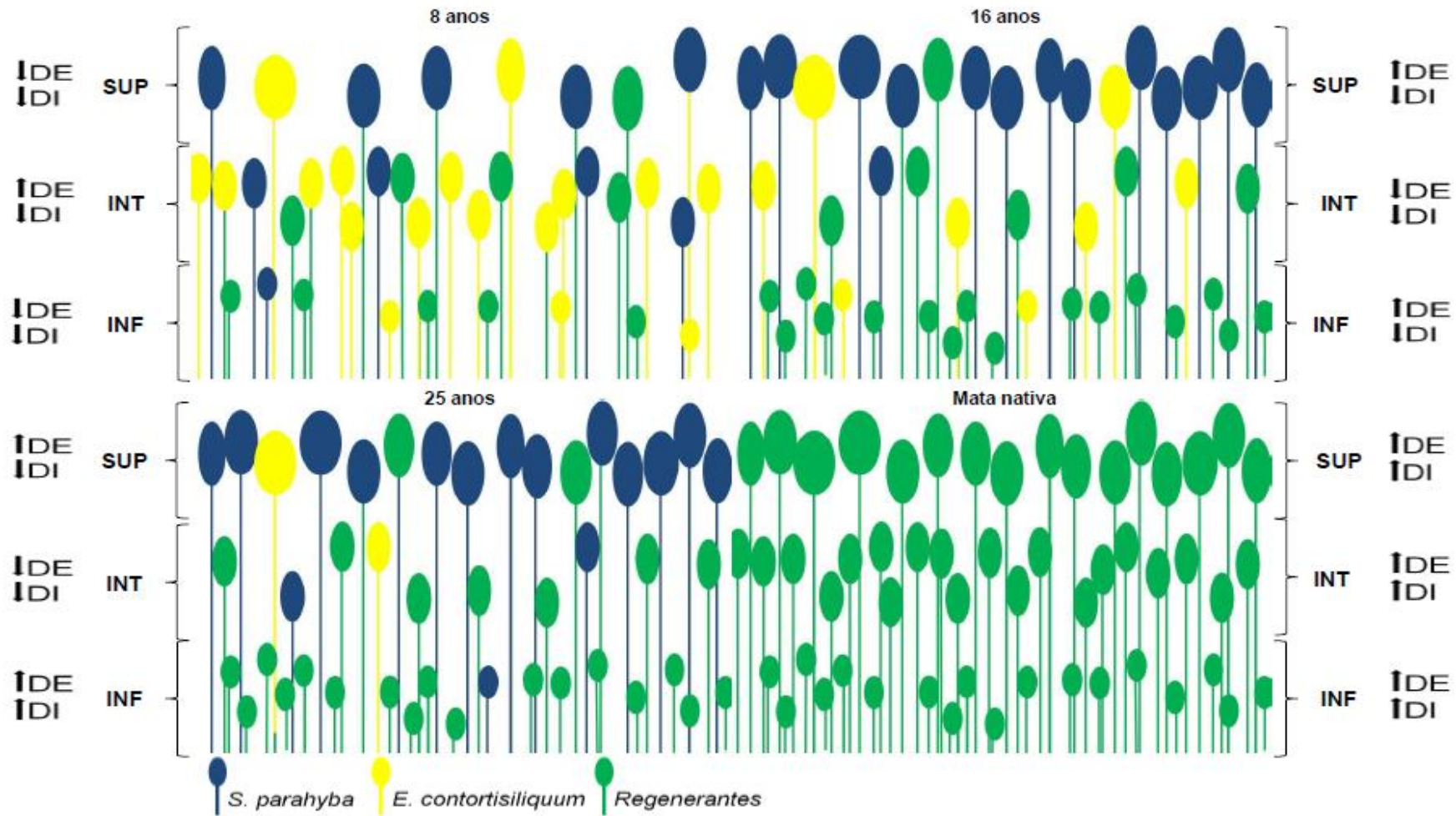


Figura 7 – Perfil esquemático com a representação da estrutura vertical das florestas nativas de referência e das áreas de semeadura direta nos três inventários realizados. Destaque para a densidade de indivíduos (DE) e a diversidade de espécies (DI) nos estratos superior (SUP), intermediário (INT) e inferior (INF), bem como a proporção de indivíduos das espécies semeadas (*E. contortisiliquum* e *S. parahyba*) e das demais espécies



A proporção de espécies e indivíduos com ritmo de crescimento lento (espécies: $F_{2,30} = 17,75$; $p < 0,0001$; indivíduos: $F_{2,30} = 40,97$; $p < 0,0001$) e tolerância à sombra (espécies: $F_{2,30} = 13,87$; $p = 0,0001$; indivíduos: $F_{2,30} = 28,37$; $p < 0,0001$) foram inferiores às dos ecossistemas de referência para as áreas em restauração nos três inventários. Em relação à síndrome de dispersão, nos inventários aos 16 e 25 anos as proporções de espécies e indivíduos zoocóricos foram semelhantes à dos ecossistemas de referência (espécies: $F_{2,30} = 11,21$; $p = 0,0003$; indivíduos: $F_{2,30} = 5,75$; $p = 0,0055$) (Tabela 2).

Tabela 2 – Proporção de espécies e indivíduos em relação ao ritmo de crescimento, à síndrome de dispersão e à tolerância à sombra nos inventários realizados nas áreas de semeadura direta e nos ecossistemas de referência. Letras diferentes indicam diferença estatística significativa de acordo com o teste de Tukey ($p < 0,05$)

Grupo funcional	Florestas em restauração			Referência
	8 anos	16 anos	25 anos	
Ritmo de crescimento				
Proporção de espécies de crescimento lento (%)	25,99 ± 17,80 ^a	42,01 ± 15,10 ^{ab}	54,70 ± 7,91 ^b	77,42 ± 5,57 ^c
Proporção de indivíduos de crescimento lento (%)	18,70 ± 16,18 ^a	24,98 ± 10,88 ^{ab}	43,50 ± 10,35 ^b	86,74 ± 8,48 ^c
Síndrome de dispersão				
Proporção de espécies zoocóricas (%)	42,18 ± 13,13 ^a	71,18 ± 6,75 ^b	63,90 ± 8,33 ^b	61,91 ± 6,34 ^b
Proporção de indivíduos zoocóricos (%)	22,23 ± 16,17 ^a	54,77 ± 16,82 ^b	55,31 ± 19,24 ^b	48,76 ± 9,74 ^b
Tolerância à sombra				
Proporção de espécies tolerantes (%)	28,25 ± 18,70 ^a	41,37 ± 15,03 ^{ab}	52,22 ± 9,79 ^b	76,17 ± 6,26 ^c
Proporção de indivíduos tolerantes (%)	12,40 ± 11,33 ^a	28,01 ± 13,75 ^{ab}	47,72 ± 20,12 ^b	83,84 ± 8,84 ^c

3.4 DISCUSSÃO

Neste trabalho, analisamos a trajetória sucessional de uma floresta em restauração por semeadura direta, implantada com baixo número de espécies, por mais de 20 anos, mediante a análise da evolução da riqueza e diversidade de espécies, da proporção de grupos funcionais e da estrutura horizontal e vertical das comunidades. Nós comparamos os resultados obtidos na floresta em restauração com florestas nativas próximas, a fim de verificar se os parâmetros analisados estavam se assemelhando aos esperados nos ecossistemas de referência.

3.4.1. Dinâmica da riqueza, da abundância e da diversidade total de espécies

A riqueza e a diversidade de espécies da floresta em restauração foram aumentando ao longo do tempo, já se igualando às observadas nos ecossistemas de referência no inventário realizado aos 25 anos pós-semeadura (Figura 2a e Figura 2b). Estes resultados foram surpreendentes, considerando que a maioria dos estudos conduzidos em florestas tropicais reporta que estes parâmetros levam mais tempo para se igualarem aos das florestas nativas, tanto em áreas restauradas por regeneração natural (AIDE *et al.*, 2000; LETCHER; CHAZDON, 2009) quanto por plantio de mudas (SUGANUMA; DURIGAN, 2015; GARCIA *et al.*, 2016). Nossos resultados são semelhantes, todavia, aos reportados por Guerin *et al.* (2021), que estudaram plantios de restauração homogêneos implantados por meio do plantio de mudas, com diferentes espécies e idades, e verificaram que estes plantios foram capazes de promover a recuperação da riqueza, da diversidade funcional e de espécies, e da estrutura das comunidades vegetais de referência após algumas décadas pós-implantação.

Embora seja considerada pioneira, a espécie *E. contortisiliquum* é uma espécie mais longeva que a maioria das pioneiras. Porém, após cerca de 10 anos pós-semeadura, em nossas áreas de estudo, ocorreram elevadas taxas de mortalidade para os indivíduos da espécie, os quais representavam 43% do total de indivíduos e 38,67% do IVI no inventário realizado aos 8 anos e somente 1% do total de indivíduos e 2,46% do IVI no realizado aos 25 anos, conforme demonstrado na Figura 3 e na Tabela 1. Estas altas taxas de mortalidade de indivíduos de *E. contortisiliquum* no período pode ter contribuído para o aumento da riqueza e da diversidade de espécies, pela criação de clareiras com microssítios favoráveis ao estabelecimento de novas espécies, especialmente de crescimento rápido (típicas de processos de início de sucessão) e intolerantes à sombra.

Vale salientar, todavia, que nada adiantaria a abertura de clareiras e a formação de microssítios favoráveis ao estabelecimento de novas espécies, se as áreas não estivessem inseridas em uma matriz favorável, com diversos fragmentos florestais próximos, em bom estado de conservação, capazes de funcionar como fontes externas de propágulos, como ocorre em nossas áreas de estudo. Caso a matriz não fosse favorável (por exemplo, composta predominantemente por áreas

agrícolas e/ou pecuárias, sem a presença de fragmentos florestais), as clareiras abertas pela morte dos indivíduos de *E. contortisiliquum* certamente seriam dominadas somente por gramíneas exóticas e/ou por poucos indivíduos vegetais nativos, de poucas espécies, majoritariamente daquelas cujos propágulos são dispersos entre áreas mais distantes, por pássaros e/ou mamíferos que circulam longas distâncias em matrizes antrópicas.

Siddique *et al.* (2008) realizou análises do solo e da serapilheira de nossas áreas de estudo, sete anos após a implantação (quando os indivíduos de *E. contortisiliquum* ainda representavam mais de 60% das áreas basais das comunidades), e verificaram o aumento da concentração de nitrogênio no solo e na serapilheira, provavelmente pela alta densidade de indivíduos de *E. contortisiliquum*, que são fixadores de nitrogênio. Esta melhoria das condições do solo e aumento da disponibilidade de nutrientes também pode ter contribuído para a regeneração de indivíduos vegetais nativos nas áreas, em alta densidade e diversidade.

Um dos principais objetivos de um projeto de restauração é a criação de comunidades vegetais com riqueza e diversidade de espécies semelhantes às características dos ecossistemas locais, a fim de se obter comunidades sustentáveis no médio e longo prazo, uma vez que ecossistemas com alta diversidade possuem maior potencial de absorver e de se recuperar de perturbações naturais ou antrópicas (BHADRA; PATTANAYAK, 2016). Nossas áreas de restauração em estudo, embora tenham sido implantadas com baixa diversidade, já aos 25 anos possuem riqueza e diversidade de espécies semelhantes às de florestas nativas, o que indica que as comunidades vegetais em formação apresentam condições de autoperpetuação.

Esta sustentabilidade da floresta em restauração também pode ser evidenciada pela redução do IVI total das dez espécies mais importantes para a composição e a estrutura das comunidades ao longo dos inventários (que foi de 75,55% no inventário realizado aos 8 anos para 48,71% no realizado aos 25 anos pós-semeadura) bem como ao fato de a maioria das espécies apresentarem IVI's inferiores a 10% (Tabela 1). No inventário realizado aos 16 anos, somente a espécie *S. parahyba* apresentou IVI superior a 10%, o que indica um aumento da uniformidade na abundância das espécies, o que é esperado, e desejado, ao longo do processo de sucessão ecológica (DURIGAN *et al.*, 2010).

Em todos os inventários realizados na floresta em restauração, bem como nos ecossistemas de referência, foram encontradas espécies exóticas invasoras (*Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth, *Melia azedarach* L., *Coffea arabica* L. e *Citrus* sp.), mas, em geral, em baixa densidade e frequência. Somente a espécie *T. stans* apareceu entre as dez espécies com maiores IVI's nos inventários realizados aos 8 (1,27%, 10ª posição) e aos 16 (1,88%, 9ª posição) anos (Tabela 1). No inventário realizado aos 25 anos, contudo, já nenhuma espécie exótica foi verificada entre as mais importantes nas áreas, o que indica que elas não vêm apresentando potencial relevante de invasão biológica. Esta baixa ocorrência de espécies exóticas é relevante ao mostrar que as comunidades estão em formação com o predomínio de espécies nativas da região, como esperado em projetos de restauração.

3.4.2. Dinâmica da densidade de indivíduos e da área basal total

A densidade de indivíduos já se igualou à dos ecossistemas de referência no inventário realizado aos 16 anos (Figura 2c), o que mostra que este parâmetro é um dos primeiros a ser recuperado no processo de restauração, como já havia sido reportado em estudos prévios de análises de processos de sucessão secundária em florestas tropicais (DENSLOW; SANDRA, 2000; MARÍN-SPIOTTA; OSTERTAG; SILVER, 2007). A proporção de indivíduos regenerantes na densidade total de indivíduos, que no inventário realizado aos 8 anos foi de 41%, passou para 71% aos 16 anos e atingiu 84% aos 25 anos (Figura 3a), o que mostra que, como desejado, vem ocorrendo uma substituição das espécies semeadas por espécies não semeadas, o que garante a sustentabilidade dos ecossistemas.

As áreas basais totais dos indivíduos foram superiores às das florestas de referência nos inventários realizados aos 16 e 25 anos pós-semeadura (Figura 2d). A rapidez de acúmulo de biomassa, pelo aumento da área basal das comunidades no início do processo de sucessão, já foi verificada em estudos prévios conduzidos em florestas tropicais com projetos de restauração por condução da regeneração natural (LWANGA, 2003), plantio de mudas (GILMAN *et al.*, 2016) e semeadura direta (FREITAS *et al.*, 2019). Na restauração, espera-se que a área basal de florestas restauradas se assemelhe a de florestas nativas, mas não seja superior, embora já existam relatos de florestas em restauração atingirem áreas basais

superiores à de florestas nativas após algumas décadas (MARÍN-SPIOTTA; OSTERTAG; SILVER, 2007; MIRANDA NETO *et al.*, 2012). Comunidades vegetais com áreas basais superiores às esperadas em florestas nativas podem apresentar comprometimento do seu processo sucessional, devido ao aumento da competição entre os indivíduos, da redução da disponibilidade de recursos e, consequentemente, do recrutamento de novas espécies e indivíduos.

Estes altos valores de área basal encontrados para a floresta em restauração estudada ocorreram principalmente por causa da espécie *S. parahyba*, que correspondeu a 65 e 83% das áreas basais totais dos indivíduos aos 16 e 25 anos pós-semeadura, respectivamente (Figura 3a). A espécie *S. parahyba* possui crescimento muito rápido, podendo atingir 40 m de altura e 120 cm ou mais de DAP, com produção de biomassa de até 45 m³.ha⁻¹.ano (CARVALHO, 2003). Estas características contribuem para que a espécie tenha um comportamento agressivo em relação à utilização dos recursos disponíveis no ambiente, como água e nutrientes, o que favorece a sua dominância na comunidade.

3.4.3. Dinâmica da diversidade de espécies e densidade de indivíduos nos diferentes estratos

Embora a densidade de indivíduos e a diversidade geral de espécies tenham se igualado às dos ecossistemas de referência no inventário realizado aos 25 anos pós-semeadura, a recuperação destes parâmetros ocorreu de maneira diferenciada nos diferentes estratos. No estrato intermediário, nos inventários realizados aos 16 e 25 anos, a densidade de indivíduos foi inferior à dos ecossistemas de referência, indicando a existência de um “vazio” de indivíduos neste estrato (Figura 4b). No inventário realizado aos 8 anos, a densidade de indivíduos neste estrato foi semelhante à das florestas nativas, devido à elevada quantidade de indivíduos de *E. contortisiliquum* (representavam 58% do total de indivíduos, Figura 6b), os quais ocupavam predominantemente este estrato e, posteriormente, morreram e deixaram o sistema. Diferente do esperado, e desejado, com a morte massiva dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, e a consequente abertura de nichos no estrato intermediário, não houve o recrutamento de regenerantes juvenis.

Apesar de a divisão de estratos ter sido realizada considerando faixas de DAP, e não de altura, como fizemos em nosso estudo, os resultados obtidos por

Oliveira *et al.* (2019) são válidos para comparação com o que encontramos em nosso experimento. Os autores reportaram “vazios” de indivíduos em florestas em restauração com diferentes idades nas classes de $5 \leq \text{DAP} < 10$ cm e $1 \leq \text{DAP} < 5$ cm, as quais podem ser, de maneira geral, equiparadas, respectivamente, aos nossos estratos intermediário e inferior. Ou seja, os seus resultados foram semelhantes aos nossos no estrato intermediário, mas diversos em relação ao estrato inferior, já que encontramos neste estrato densidade de indivíduos semelhantes à das florestas nativas. Isso mostra que o “vazio” no estrato intermediário também pode ser observado em florestas em restauração implantadas por mudas com alta diversidade, enquanto a densidade de regenerantes no estrato inferior em nossas condições de estudo podem ser superiores.

A diversidade de espécies foi inferior nos três inventários nos estratos superior e intermediário em relação às florestas nativas, se igualando a elas somente no inventário realizado aos 25 anos para o estrato inferior, indicando que a maior parte da riqueza e da diversidade total da floresta em restauração estão concentradas neste estrato (Figura 5). No estrato superior, a baixa diversidade de espécies pode ser explicada pela dominância de indivíduos da espécie *S. parahyba* (representaram 74 e 86% do total de indivíduos nos inventários realizados aos 16 e 25 anos pós-semeadura, Figura 6a).

As similaridades da densidade de indivíduos e da diversidade de espécies do estrato inferior observadas nas áreas em restauração no inventário realizado aos 25 anos, em relação aos ecossistemas de referência, mostram que as taxas de chegada e de estabelecimento de espécies autóctones nas florestas em restauração são altas. Porém, a falta de regenerantes nos estratos intermediário e superior indica que estes indivíduos regenerantes juvenis não estão sendo recrutados para estes estratos, o que pode comprometer a sustentabilidade das comunidades. Os motivos desta falta de recrutamento dos regenerantes para os estratos intermediário e superior precisam ser mais bem estudados, mas, provavelmente, devem estar relacionados à dominância por *S. parahyba*.

3.4.4 Dinâmica dos grupos funcionais

Estudos já mostraram que no processo de sucessão secundária a recuperação dos parâmetros dos ecossistemas em formação segue a seguinte ordem: estrutura da vegetação > diversidade de espécies > diversidade funcional > composição de espécies (CHAZDON *et al.*, 2007; DELANG; LI, 2013; BRUDVIG, 2017). Entre os atributos funcionais que apresentam maior previsibilidade durante a sucessão estão o ritmo de crescimento, a síndrome de dispersão e a tolerância à sombra (LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Em nosso estudo, a estrutura da floresta em restauração já se recuperou aos 16 anos pós-semeadura e a diversidade aos 25 anos (Figura 2). O mesmo processo de recuperação não foi observado para a diversidade dos grupos funcionais estudados.

Aos 16 anos pós-semeadura, as proporções de espécies e indivíduos zoocóricos já se assemelharam às dos ecossistemas de referência, mas as proporções de espécies e indivíduos de crescimento lento e tolerantes à sombra ainda são inferiores às dos ecossistemas de referência ainda aos 25 anos pós-semeadura (Tabela 2). Apesar de não termos realizado análises de cobertura do dossel das florestas de estudo, a dominância de uma espécie decídua no dossel (*S. parahyba*) e a criação de diversas clareiras pelas altas taxas de mortalidade de *E. contortisiliquum* podem explicar o predomínio de espécies e indivíduos intolerantes à sombra e de crescimento rápido (geralmente de processo inicial de sucessão) nas florestas em restauração.

O predomínio de espécies e indivíduos zoocóricos na floresta em restauração, como ocorre de maneira geral em florestas tropicais naturais e em regeneração (HOWE; SMALLWOOD, 1982; SANSEVERO *et al.*, 2011), é positivo para o processo de sucessão e a garantia da sustentabilidade dos ecossistemas em formação, por indicar que as áreas já vêm sendo utilizadas pela fauna. Com base em nossos resultados, podemos considerar que as florestas em restauração estudadas estão na fase de recuperação da diversidade funcional, sendo esperado que, no futuro, com o aumento da cobertura do dossel, também haja um aumento da proporção de espécies e indivíduos de crescimento lento e tolerantes à sombra.

3.4.5 Implicações para a prática

3.4.5.1 Precisamos considerar os riscos de monodominância

Florestas tropicais naturalmente possuem alta diversidade (TERBORGH, 1992; WRIGHT, 2002), mas existem situações em que uma única espécie predomina na comunidade, tornando-se monodominante (GROSS *et al.*, 2000; WOOLLEY; HENKEL; SILLETT, 2008; MANRIQUE-PINEDA *et al.*, 2021). Em situação de monodominância, uma espécie pode alterar a composição e a estrutura das comunidades vegetais; dificultar ou impedir a regeneração de novos indivíduos; alterar as características dos solos, a ciclagem de nutrientes e as relações intra e interespecíficas; e dificultar, estagnar ou, inclusive, retroceder o processo de sucessão ecológica (HART; HART; MURPHY, 1989; VILLELA; PROCTOR, 2002; KAZMIERCZAK *et al.*, 2016).

Quando uma única espécie corresponde a mais de 60% da área basal de uma comunidade ou do número total de indivíduos do dossel (ou ambos), ela pode ser considerada como monodominante no local (CONNEL; LOWMAN, 1989). Em nosso experimento, após 25 anos da implantação, a espécie *S. parahyba* pode ser considerada monodominante, pois representa 83% da área basal total das comunidades e predomina entre os indivíduos do estrato superior (Figura 6a).

A alta disponibilização de nitrogênio no solo, causada pela presença em alta densidade de indivíduos de *E. contortisiliquum* nos primeiros anos pós-semeadura, conforme reportado por Siddique *et al.* (2008), pode ter contribuído para o crescimento acelerado dos indivíduos de *S. parahyba* e a sua consequente dominância nas nossas áreas de estudo. Este crescimento pode ter colaborado para aumentar o estresse dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, pela alta utilização dos recursos do meio pelos indivíduos de *S. parahyba*, o que também pode ter contribuído para a mortalidade precoce e abundante destes.

Por ser uma espécie de rápido crescimento, com elevadas taxas anuais de incremento de biomassa, madeira de baixa densidade e que alcança altas alturas e diâmetros (CARVALHO, 2003), os indivíduos de *S. parahyba* possuem altas demandas por água do solo (KAGAWA *et al.*, 2009). Esta demanda pode ter reduzido a disponibilidade de água no solo, especialmente para os indivíduos de *E. contortisiliquum*, que predominavam nas áreas em alta densidade, também

contribuindo para o seu estresse e, conseqüentemente, para as suas altas e precoces taxas de mortalidade.

Vale salientar, no entanto, que, diferente do esperado para uma espécie monodominante (HENKEL, 2003), não está havendo o recrutamento de novos indivíduos de *S. parahyba*, uma vez que os indivíduos da espécie ocupam basicamente apenas os estratos superior e intermediário, não sendo constatado praticamente nenhum indivíduo no estrato inferior (Figura 6c). Isto indica que a monodominância da espécie pode ser temporária, somente até a morte dos indivíduos semeados, a qual se espera ser breve, uma vez que a espécie possui longevidade baixa (CARVALHO, 2003; CALLADO; GUIMARÃES, 2010). Uma alternativa para acelerar o processo de saída dos indivíduos da espécie das áreas em restauração seria a realização de desbaste seletivo de indivíduos, a fim de abrir clareiras, reduzir a competição, aumentar a disponibilidade de recursos e permitir que os indivíduos juvenis sejam recrutados para os estratos superiores (SWINFIELD *et al.*, 2016; OLIVEIRA; DURIGAN; PUTZ, 2021).

Estas ações de desbaste precisam ser bem planejadas, a fim de se evitar danos ao processo de sucessão pelos distúrbios causados pela queda e remoção dos indivíduos. Há uma variação de frequência e intensidade de distúrbios acima e abaixo da qual a diversidade de espécies diminui em uma comunidade vegetal (CONNELL, 1978). Em nosso experimento, a comunidade se recuperou dos distúrbios causados pela morte massiva dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, haja vista o posterior aumento da riqueza e diversidade de espécies, mas não é possível prever se os novos distúrbios esperados, causados pela morte dos indivíduos de *S. parahyba* também trarão impactos positivos à comunidade.

As características específicas de crescimento, regeneração e reprodução das espécies, assim como o regime de distúrbios ao qual o ecossistema está sujeito explicam as chances de ocorrência de monodominância (PEH; LEWIS; LLOYD, 2011). Projetos de restauração implantados com maior diversidade de espécies possuem, conseqüentemente, menos indivíduos de cada espécie em sua fase inicial, o que reduz as chances de uma determinada espécie se tornar monodominante. Quando os projetos são implantados com baixa diversidade de espécies, ocorre o contrário. Portanto, ao se planejar um projeto de restauração com baixa diversidade inicial, devemos considerar a possibilidade de desenvolvimento de monodominância por uma espécie, o que pode causar efeitos negativos diretos e/ou

indiretos ao processo de restauração das áreas. Este planejamento é necessário para a escolha das espécies e/ou para a adoção de medidas de implantação e manejo, inclusive adaptativo, a serem executadas pós-semeadura.

Em nosso experimento, recomendamos que o monitoramento seja continuado para avaliar se, e quando, os indivíduos de *S. parahyba* deixarão o sistema, bem como os eventuais impactos (positivos e/ou negativos) desta saída. Conforme já discutido, também poderão ser adotadas ações de desbaste seletivo de indivíduos da espécie, para analisar se estas medidas trarão benefícios ao processo de sucessão ecológica das áreas, especialmente em relação ao recrutamento dos indivíduos regenerantes juvenis (abundantes no estrato inferior), para os estratos intermediário e superior.

3.4.5.2 Precisamos considerar os riscos de surgimento de pragas e doenças

Em ecossistemas com baixa diversidade, patógenos que ocorrem naturalmente nas florestas, moldando a sua composição e estrutura ao longo do tempo, podem se proliferar em maior densidade, pela alta disponibilidade de recursos, o que pode causar danos mais severos aos indivíduos de determinada espécie e, assim, mudanças mais drásticas nas propriedades dos ecossistemas (FELTON *et al.*, 2016), com o comprometimento de sua sustentabilidade.

Na implantação de projetos de restauração com baixa diversidade de espécies (seja por semeadura direta, plantio de mudas ou outra técnica), é necessário considerar a possibilidade de proliferação de doenças ou pragas em níveis que possam comprometer o processo de restauração, especialmente nos primeiros anos pós-implantação. Neste período, ainda pode haver alta cobertura dos solos por gramíneas invasoras e/ou baixa densidade de indivíduos regenerantes, de modo que altas taxas de mortalidade de indivíduos semeados podem ocasionar até o retrocesso das áreas a um estado inicial de degradação. Em nosso experimento, tal situação poderia ter sido observada se a mortalidade de *E. contortisiliquum* tivesse ocorrido nos primeiros anos pós-semeadura, não após mais de 10 anos da implantação dos projetos, quando a área já apresentava alta densidade de indivíduos regenerantes.

À época da morte dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, foi observado em campo que a maioria destes apresentava sintomas de podridão do tronco causada por fungos patogênicos, especialmente do gênero *Botryosphaeria*. Os fungos deste gênero são um dos mais importantes causadores de podridão, cancro, seca do ponteiro e morte de espécies arbóreas em todo o mundo (MARSBERG *et al.*, 2017). Logo, podem ter sido um dos principais agentes causadores das altas taxas de mortalidade dos indivíduos da espécie. Em projetos de restauração via semeadura direta com baixa diversidade de espécies, o ataque de fungos do gênero em indivíduos de *E. contortisiliquum* também foi reportado por Isernhagen (2010).

Em florestas naturais nativas ou em processo de sucessão, naturalmente há a presença de patógenos e a ocorrência de doenças, os quais promovem a regulação da composição, da estrutura e das funcionalidades dos ecossistemas, o que é essencial para a manutenção do seu equilíbrio (OSTRY; LAFLAMME, 2009). No processo de sucessão, a mortalidade de indivíduos pelo ataque de patógenos que naturalmente ocorrem nas florestas auxilia na abertura de clareiras, criando microsítios favoráveis para o desenvolvimento de determinadas espécies e para o aumento da diversidade e complexidade dos ambientes em formação (CASTELLO; LEOPOLD; SMALLIDGE, 1995). Ao exercer este papel de “criador de clareiras”, os indivíduos de *E. contortisiliquum*, ao morrerem, podem ter contribuído para este aumento da riqueza e da diversidade de espécies das áreas em restauração.

A monodominância dos indivíduos de *S. parahyba* também pode ter contribuído para as altas taxas de mortalidade dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, uma vez que, quando dominante, uma espécie possui altas taxas de consumo de recursos, o que pode reduzir a disponibilidade destes para outras espécies, estressando-as (HALL *et al.*, 2019). Em nosso experimento, a dominância por *S. parahyba* pode ter levado ao estresse dos indivíduos de *E. contortisiliquum*, pela falta de recursos do meio, e, conseqüentemente, os tornando mais susceptíveis ao ataque de fungos do gênero *Botryosphaeria*, que são considerados patógenos associados ao estresse, isto é, que ficam latentes no hospedeiro e se manifestam quando eles estão em situação de estresse, principalmente abiótico (MARSBERG *et al.*, 2017).

Além dos prováveis efeitos positivos de abertura de clareiras provocados pela morte dos indivíduos de *E. contortisiliquum* em nosso estudo, em algumas unidades experimentais foi verificada a infestação massiva de lianas, formando emaranhados

que cobrem partes das áreas das unidades e ocupando as copas de alguns indivíduos, já sendo verificados sinais da morte destes. Embora a presença de lianas seja natural, e desejada, em ecossistemas naturais ou em formação, uma vez que elas correspondem à boa parte da biodiversidade destes ecossistemas e exercem relevantes funções ecológicas (como abrigo e fornecimento de alimentos para a fauna) (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; SCHNITZER; BONGERS, 2002), em situação de alta densidade, elas podem prejudicar, ou até mesmo retroceder, o processo de sucessão das áreas (ESTRADA-VILLEGAS; SCHNITZER, 2018; MULLER-LANDAU; VISSER, 2019). Recomenda-se que seja realizado o monitoramento destas lianas, a fim de saber os efeitos que elas estão causando nos ambientes e se ações de manejo porventura serão necessárias.

Na escolha das espécies a serem semeadas em projetos com baixa diversidade devemos considerar espécies menos susceptíveis a doenças e pragas, para evitar altas taxas de mortalidade que possam comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas em formação, principalmente nos primeiros anos pós-semeadura. Por exemplo, de acordo com Carvalho (2003), a espécie *E. contortisiliquum* não seria recomendada para plantios em baixa diversidade, justamente por apresentar alta susceptibilidade a doenças e pragas, logo, o uso dela, e de outras espécies em também altamente susceptíveis, deve ser evitado nestas situações.

3.4.5.3 Precisamos testar outras combinações de espécies

Uma limitação do nosso estudo é que testamos a semeadura de somente um grupo de cinco espécies, sendo que somente duas se estabeleceram, as quais apresentam características comuns: crescimento rápido, intolerância à sombra e decidualidade (CARVALHO, 2003). Estas características certamente impactaram direta e/ou indiretamente no desempenho das espécies nas nossas áreas em restauração e nos resultados obtidos em nosso estudo. Todavia, a semeadura direta de baixa diversidade utilizando outros conjuntos de espécies, com características contrastantes e/ou complementares, pode resultar em diferentes trajetórias sucessionais.

Por exemplo, o fato de ambas as espécies semeadas e estabelecidas em nosso experimento serem decíduas, pode ter impactado positiva e negativamente no

processo de sucessão das áreas, por permitir a entrada de luz em boa parte do ano, quando ambas as espécies sofrem desfolha. Positivamente, esta entrada de luz pode ter contribuído para a regeneração de novos indivíduos, especialmente de crescimento rápido (tipicamente de início de sucessão) e intolerantes à sombra. Negativamente, esta entrada de luz impediu que as gramíneas exóticas fossem eliminadas totalmente do sistema. Mesmo aos 25 anos pós-semeadura, ainda há unidades experimentais com alta infestação destas gramíneas, o que não era esperada em áreas já neste estágio de sucessão.

A maioria dos experimentos de semeadura direta implantados com baixa diversidade de espécies para a restauração de florestas tropicais foi analisada somente nos primeiros anos (ou meses) pós-semeadura, o que impede a determinação do comportamento destes ao longo do processo sucessional (SOUZA, 2022). Sugerimos que estudos futuros testem novas combinações de espécies, inclusive com o uso de espécies com diferentes ritmos de crescimento, tolerância à sombra e deciduidade. Nestes estudos, também sugerimos que sejam utilizadas espécies que já se mostraram aptas a serem utilizadas em técnicas de semeadura direta, a fim de se obter maiores taxas médias de estabelecimento, o que aumenta as chances de sucesso e reduz o desperdício de sementes e recursos.

3.4.5.4 Precisamos considerar a matriz

Apesar de a riqueza e a diversidade geral das florestas em restauração estudadas terem se recuperado, esta recuperação ocorreu de maneira heterogênea entre as unidades experimentais, a depender da distância das florestas nativas. Nas parcelas mais próximas de florestas nativas foram observadas maior riqueza e diversidade, enquanto nas unidades mais distantes, ainda há muitas clareiras abertas, dominadas por gramíneas exóticas, com baixa presença de indivíduos regenerantes nativos.

Logo, ao se planejar projetos de semeadura direta de baixa diversidade, é preciso considerar se a matriz dos locais onde serão realizadas as ações de semeadura possuem remanescentes florestais capazes de servir como fontes externas de propágulos para aumentar a diversidade destes ecossistemas. Caso contrário, a semeadura direta de baixa diversidade pode não ser recomendada. Sugerimos que pesquisas futuras analisem os efeitos da matriz na recuperação da

riqueza e da diversidade de projetos de semeadura direta de baixa diversidade, a fim de identificar se esta técnica pode ser viável em diferentes situações de antropização e conservação da matriz.

3.4.5.5 Precisamos focar na diversidade final, não na diversidade de semeadura

Projetos de restauração florestal implantados via semeadura direta com o uso de um alto número de espécies têm um resultado em comum, que são as baixas taxas médias de estabelecimento, com o não estabelecimento de boa parte das espécies semeadas (GUARINO; SCARIOT, 2014; MELI *et al.*, 2018; SOUZA; ENGEL, 2018), indicando que diversas espécies não são aptas a serem utilizadas neste tipo de técnica (DOUST; LAMB; ERSKINE, 2008). Nestes casos, o sucesso dos projetos fica prejudicado e ocorre o desperdício de sementes. Porém, nossos resultados indicam que não é necessário utilizar muitas espécies no momento da semeadura, uma vez que o uso de poucas espécies se mostrou suficiente para garantir a recuperação da estrutura e da diversidade das florestas implantadas com baixa diversidade em nosso estudo. Ou seja, mais importante do que quantas espécies semear, é considerar quais espécies semear, a fim de se obter resultados mais positivos em projetos de restauração florestal via semeadura direta.

3.5 CONCLUSÃO

Nossas hipóteses de estudo foram parcialmente confirmadas. Embora a floresta restaurada esteja evoluindo no tempo quanto à sua estrutura e diversidade, com o aumento da riqueza e diversidade de espécies, da densidade de indivíduos e da área basal, bem como a entrada de novos regenerantes ao longo dos 25 anos, a comunidade se encontra atualmente em uma situação de monodominância no dossel superior, o que não era esperado, nem desejado. Apesar de a trajetória sucessionar indicar que aos 25 anos a floresta em restauração por semeadura direta de baixa diversidade se assemelha às florestas nativas de referência quanto aos aspectos estruturais gerais, a estrutura vertical ainda se difere muito das referências, no que se refere à composição e estrutura.

Os resultados indicam que a adoção de ações de manejo adaptativo pode ser indicada para a correção das trajetórias sucessionais, para que a estrutura vertical da floresta em restauração possa se assemelhar a de florestas nativas. Estas ações devem se basear principalmente no desbaste seletivo de indivíduos de *S. parahyba*, ocupantes do estrato superior, que estão ocorrendo de maneira dominante nas áreas em restauração e podem estar contribuindo para que a recuperação da estrutura vertical da floresta em restauração não ocorra de maneira satisfatória.

Podemos concluir que a semeadura direta com baixo número de espécies pode ser uma técnica promissora para a implantação de projetos de restauração ecológica de florestas tropicais, uma vez que projetos implantados desta forma podem recuperar, como mostrado em nosso estudo, a estrutura e a biodiversidade de comunidades vegetais. É essencial, no entanto, que sejam tomados cuidados na escolha das espécies a serem semeadas, a fim de se evitar a o surgimento de pragas e doenças, inerentes a sistemas de baixa diversidade de espécies; e a dominância de determinada espécie, o que pode comprometer o processo de sucessão ecológica das áreas.

Também podemos indicar, considerando os resultados obtidos em nosso estudo, diretrizes para situações práticas e pesquisas futuras para o aprimoramento de técnicas de semeadura direta de baixa diversidade, como a necessidade de testarmos novas combinações de espécies, avaliarmos os efeitos da matriz para o aumento da complexidade de ecossistemas implantados com baixa diversidade de espécies e considerarmos a necessidade de execução de ações de manejo adaptativo.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 328-338, 2000.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- AYRES, M.; AYRES-JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **Bioestat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007.
- BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T.; BARBOSA, K. C.; BARBOSA, T. C. **Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2017.
- BHADRA, A. K.; PATTANAYAK, S. K. Abundance or dominance: which is more justified to calculate importance value index (IVI) of plant species? **Asian Journal of Science and Technology**, v. 7, n. 9, p. 3577-3601, 2016.
- BONILLA MOHENO, M.; HOLL, K. D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 438-445, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRUDVIG, L. A. Toward prediction in the restoration of biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1013-1017, 2017.
- CALLADO, C. H.; GUIMARÃES, R.C. Estudo dos anéis de crescimento de *Schizolobium parahyba* (Leguminosae: Caesalpinioideae) após episódio de mortalidade em Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, p. 85-91, 2010.
- 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.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 01)**. Brasília: Embrapa, 2003.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 02)**. Brasília: Embrapa, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 03)**. Brasília: Embrapa, 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 04)**. Brasília: Embrapa, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras (vol. 05)**. Brasília: Embrapa, 2014.

CASTELLO, J. D.; LEOPOLD, D. J.; SMALLIDGE, P. J. Pathogens, patterns, and processes in forest ecosystems. **BioScience**, v. 45, n. 1, p. 16-24, 1995.

CAVA, M. G. B.; PILON, N. A. L.; RIBEIRO, M. C.; DURIGAN, G. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, p. 1164-1162, 2018.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; BREUGEL, M. V.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, p. 273-289, 2007.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, v. 199, p. 1302-1309, 1978.

CONNELL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-diversity tropical rainforests: some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist**, v. 134, p. 88-119, 1989.

CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. **Irriga**, v. 14, p. 1-11, 2009.

DELANG, C. O.; LI, W. M. **Ecological succession on fallowed shifting cultivation fields**. Nova York: Springer, 2013.

DENSLOW, J. S.; SANDRA, G. G. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, v. 11, n. 2, p. 201-212, 2000.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1178-1188, 2008.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; CONTIERI, W. A. A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para a restauração dos ecossistemas naturais. In: VILAS BOAS, O. DURIGAN, G. (org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004, p. 199-239.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a

restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Livros Editora e Gráfica, 2013.

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**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015, p. 42-69.

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998.

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, p. 169-181, 2001.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In*: KAGEYAMA, P. Y.; MOARES, L. F. D; EVANGELISTA, R. C. B.; ENGEL, V. L.; MENDES, F. B. G. (org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2. ed. Botucatu: FEPAF, 2008, p. 1-17.

ESTRADA-VILLEGAS, S.; SCHNITZER, S. A. A comprehensive synthesis of liana removal experiments in tropical forests. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 729-739, 2018.

FELTON, A.; NILSSON, U.; SONESSON, J.; FELTON, A. M.; ROBERGE, J. M.; RANIUS, T.; AHLSTRÖM, M.; BERGH, J.; BJÖRKMAN, C.; BOBERG, J.; DRÖSSLER, L.; FAHLVIK, N.; GONG, P.; HOLMSTRÖM, E.; KESKITALO, E. C. H.; KLAPWIJK, M. J.; LAUDON, H.; LUNDMARK, T.; NIKLASSON, M.; NORDIN, A.; PETTERSSON, M.; STENLID, J.; STÉNS, A.; WALLERTZ, K. Replacing monocultures with mixed-species stands: ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. **AMBIO**, v. 45, p. 124-139, 2016.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **Journal of Animal Ecology**, v. 12, p. 42-58.

FREITAS, M. G.; RODRIGUES, S. B.; CAMPOS-FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P.; VEIGA, J. M.; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. V. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224-232, 2019.

GARCIA, L. C.; HOBBS, R. J.; RIBEIRO, D. B.; TAMACHIRO, J. Y.; SANTOS, F. A. M.; RODRIGUES, R. R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science**, v. 19, p. 656-666, 2016.

GILMAN, A. C.; LETCHER, S. G.; FINCHER, R. M.; PEREZ, A. I.; MADELL, T. W.; FINKELSTEIN, A. L.; CORRALES-ARAYA, F. Recovery of floristic diversity and

basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 798-808, 2016.

GROSS, N. D.; TORTI, S. D.; FEENER JÚNIOR, D. H.; COLEY, P. D. Monodominance in an African rain forest: is reduced herbivory important? **Biotropica**, v. 32, n. 3, p. 430-439, 2000.

GUARIGUATA, M. R.; EVANS, K. A diagnostic for collaborative monitoring in forest landscape restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 4, p. 742-749, 2020.

GUARINO, E. S. G.; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological Research**, v. 29, p. 473-482, 2014.

GUERIN, N.; ISERNHAGEN, I.; VIEIRA, D. L. M.; CAMPOS FILHO, E. M.; CAMPOS, R. J. B. Avanços e próximos desafios da sementeira direta para restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, p. 310-376, 2015.

GUERIN, N.; MENDES, F. B. G.; CIANCIARUSO, M. V.; SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Pure or mixed plantings equally enhance the recovery of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 484, p. 118932, 2021.

HALL, J. S.; HARRIS, D. J.; SALTONSTALL, K.; MEDJIBE, V. P.; ASHTON, M. S.; TURNER, B. L. Resource acquisition strategies facilitate *Gilbertiodendron dewevrei* monodominance in African lowland forests. **Journal of Ecology**, v. 108, p. 433-448, 2020.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

HART, T. B.; HART, J. A.; MURPHY, P. G. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist**, v. 133, n. 5, p. 613-633, 1989.

HENKEL, T. W. Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpiniaceae) from Guyana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 4, p. 417-437, 2003.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 221-228, 1982.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 577-586, 1971.

ISERNHAGEN, I. 2010. **Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

KAGAWA, A.; SACK, L.; DUARTE, K.; JAMES, S. Hawaiian native forest conserves water relative to timber plantation: species and stand traits influence water use. **Ecological Applications**, v. 19, n. 6, p. 1429-1443, 2009.

KAZMIERCZAK, M.; BACKMANN, P.; FEDRIANI, J. M.; FISCHER, R.; HARTMANN, A. K.; HUTH, A.; MAY, F.; MÜLLER, M. S.; TAUBERT, F.; GRIMM, V.; GROENEVELD, J. Monodominance in tropical forests: modelling reveals emerging clusters and phase transitions. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 13, n. 117, p. 20160123, 2016.

LETCHER, S. G.; CHAZSON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LWANGA, J. S. Forest succession in Kibale National Park, Uganda: implications for forest restoration and management. **African Journal of Ecology**, v. 41, p. 9-22, 2003.

MACHADO, D. L. **Aporte de serapilheira, fauna edáfica e matéria orgânica do solo em diferentes sistemas de restauração florestal**. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2016.

MANRIQUE-PINEDA, D. A.; SOUZA, E. B.; PARANHOS FILHO, A. C.; ENCINA, C. C.; DAMASCENO-JÚNIOR, G. A. Fire, flood and monodominance of *Tabebuia aurea* in Pantanal. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118599, 2021.

MARTÍNEZ RAMOS, M.; BARRAGÁN, F.; MORA, F.; VILLALOBOS MAZA, S.; ARREOLA VILLA, L. F.; BHASKAR, R.; BONFERS, F.; LEMUS HERRERA, C.; PAZ, H.; MARTÍNEZ YRIZAR, A.; SANTINI, B. A.; BALVANERA, P. Differential ecological filtering across life cycle stages drive old-field succession in a neotropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118810, 2021.

MARÍN-SPIOTTA, E.; OSTERTAG, R.; SILVER, W. L. Long-term patterns in tropical reforestation: plant community composition and aboveground biomass accumulation. **Ecological Applications**, v. 17, n. 3, p. 828-839, 2007.

MASBERG, A.; KEMLER, M.; JAMI, F.; NAGEL, J. H.; POSTMA-SMIDT, A.; NAIDOO, S.; WINGFIELD, M. J.; CROUS, P. W.; SPATAFORA, J. W.; HESSE, C. N.; ROBBERTSE, B.; SLIPPERS, B. *Botryosphaeria dothidea*: a latent pathogen of global importance to woody plant health. **Molecular Plant Pathology**, v. 18, n. 4, p. 477-488, 2017.

MAZÓN, M.; AGUIRRE, N.; ECHEVERRÍA, C.; ARONSON, J. Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 992-999, 2019.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native

trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. A.; GLERIANI, J. M. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, p. 869-878, 2012.

MÜELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Miley & Sons, 1974.

MULLER-LANDAU, H. C.; VISSER, M. D. How do lianas and vines influence competitive differences and niche differences among tree species? Concepts and a case study in a tropical forest. *Journal of Ecology*, v. 107, n. 3, p. 1469-1481, 2019.

NOGUEIRA JÚNIOR, L.; GONÇALVES, J. L. M.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. **Forest Systems**, v. 20, p. 536-545, 2011.

OLIVEIRA, C. D. C.; OLIVEIRA, I. R. C.; SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Overstory trees in excess: A threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 449, p. 117453, 2019.

OLIVEIRA, M. C.; LEITE, J. B.; GALDINO, O. P. S.; OGATA, R. S.; SILVA, D. A.; RIBEIRO, J. F. Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, p. 313-327, 2019.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L.; LOIOLA, P. P.; MORAES, L. F. D.; VISMARA, E. S. Top 10 indicators for evaluating restoration trajectories in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, p. 107652, 2021.

OLVERA VARGAS, M.; FIGUEROA RANGEL, B. L. Successional trajectories and rates of change in sub-tropical Quercus forests in west-central Mexico: evidences from a permanent plot network. **Madera y Bosques**, v. 24, p. e2431412, 2018.

OSTRY, M. E.; LAFLAMME, G. Fungi and diseases - natural components of healthy forests. **Botany**, v. 87, p. 22-25, 2009.

PEH, K. S. H.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 891-898, 2011.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 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.

PONTES, D. M. F.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Forest structure, wood standing stock, and tree biomass in different restoration systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, v. 10, n. 7, p. 588, 2019.

PRIETO RODAO, E.; RICKER, M.; SIEBE, C. A cost–benefit evaluation of direct seeding with and without protector for two native tree species in a tropical rainforest. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 2, p. 247-253, 2019.

RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, A. R.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.

RUIZ JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, J. F. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 3, p. 379-389, 2011.

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A.; LAMB, D.; NARDOTO, G. B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARTINELLI, L. A.; SCHMIDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, v. 88, p. 89-101.

SILVA, R. R. P.; OLIVEIRA, D. R.; ROCHA, G. P. E.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 393-401, 2015.

SIVISACA, D. C. L. **Caracterização estrutural e de biodiversidade de árvores e aves em florestas da Cuesta de Botucatu: existe relação entre estoque de carbono e biodiversidade?** Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2020.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35–44, 2018.

SOUZA, D. C. Forest restoration by direct seeding: a global bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, p. e13631, 2022.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 238-251, 2015.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, v. 24, n. 2, p. 283-292, 1992.

URZEDO, D. I.; PIÑA RODRIGUES, F. C. M.; BARBIERI, R. F.; JUNQUEIRA, R. G. P.; FISHER, R. Seed networks for upscaling forest landscape restoration: is it possible to expand native plant sources in Brazil? **Forests**, v. 11, p. 259, 2020.

VIANI, R. A. G.; BARRETO, T. E.; FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. Monitoring young tropical forest restoration sites: how much to measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, 2018.

VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Leaf litter decomposition and monodominance in the *Peltogyne* forest of Maracá Island, Brazil. **Biotropica**, v. 34, n. 3, p. 334-347, 2002.

WOODWARD, F. I. How many species are required for a functional ecosystem? In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (ed.). **Biodiversity and ecosystem function**. Berlin: Springer-Verlag, 1994. p. 271-291.

WOOLLEY, L. P.; HENKEL, T. W.; SILLETT, S. C. Reiteration in the monodominant tropical tree *Dicymbe corymbosa* (Caesalpiniaceae) and its potential adaptive significance. **Biotropica**, v. 40, n. 1, p. 32-43, 2008.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537-543, 2013.

WRIGHT, J. S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1-14, 2002.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A semeadura direta se mostra uma alternativa promissora para se alcançar as metas globais de se restaurar milhões de hectares de áreas alteradas ou degradadas nas próximas décadas, por ser uma técnica que gasta menos recursos financeiros e menos tempo de implantação, quando comparada ao plantio de mudas. No presente estudo apresentamos (1) as tendências, os avanços e as lacunas ainda existentes acerca do uso da semeadura direta para a restauração das florestas brasileiras; (2) critérios para a seleção direta e/ou indireta, mediante a análise de atributos funcionais, de espécies arbóreas para a aplicação da técnica; e (3) a análise da trajetória sucessional de florestas implantadas por semeadura direta com baixa diversidade de espécies.

Assim podemos resumir as principais descobertas encontradas nos três capítulos de nosso estudo:

- i. Os estudos acerca do uso da semeadura para a restauração das florestas brasileiras ainda são recentes, mas o número de estudos tem crescido ao longo dos últimos anos;
- ii. Estudos que apresentam resultados considerados como “negativos” tendem a não ser publicados como artigos em periódicos, o que reduz o alcance destes pelo público e pode comprometer o desenvolvimento e aprimoramento da técnica;
- iii. Há uma concentração de estudos em algumas regiões do país, especialmente nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, enquanto há lacunas geográficas, com regiões pouco ou nunca estudadas, cobrindo boa parte do país;
- iv. Os estudos são conduzidos, principalmente, em áreas previamente dominadas por gramíneas africanas, o que indica a influência destas no sucesso dos projetos;
- v. As ações de semeadura concentram-se no período de chuvas;
- vi. Os estudos são implantados geralmente com um baixo número de espécies, mas com a utilização de um alto número de sementes por hectare;

- vii. As taxas médias de estabelecimento das espécies são baixas para a maioria dos experimentos de campo conduzidos no país, o que pode levar ao uso de uma grande quantidade de sementes para o sucesso da técnica;
- viii. As taxas médias de sobrevivência das espécies são altas para a maioria dos experimentos de campo conduzidos no país, o que mostra que a principal barreira ao estabelecimento das espécies é a emergência das plântulas, já que, uma vez emergidas, as plântulas tendem a se estabelecer;
- ix. As taxas médias de crescimento das espécies são baixas para a maioria dos experimentos conduzidos no país, de modo que se espera que as áreas implantadas por semeadura direta tenham um processo de cobertura do solo mais demorado e, conseqüentemente, um maior período de competição com gramíneas invasoras, o que pode tornar mais lento o alcance dos objetivos da restauração;
- x. Considerando a alta riqueza de espécies arbóreas existentes nos ecossistemas brasileiros, ainda poucas foram testadas em projetos de semeadura direta e a maioria apenas em um ou dois estudos;
- xi. A maioria das espécies semeadas diretamente apresentam baixas taxas de estabelecimento, o que torna um obstáculo à aplicação da semeadura direta com o uso de um grande número de espécies;
- xii. O tamanho das sementes e a função dos cotilédones afetam significativamente as taxas de estabelecimento das espécies semeadas diretamente, sendo que espécies com sementes maiores e com cotilédones de armazenamento possuem melhor desempenho;
- xiii. Projetos de restauração florestal implantados com a semeadura direta de poucas espécies podem, no médio e longo prazo, recuperar a riqueza e a diversidade de espécies, a densidade de indivíduos, a área basal e as proporções de indivíduos e espécies zoocóricas;
- xiv. Essa recuperação, no entanto, pode ocorrer de maneira diversa nos diferentes estratos, com chances de ocorrência de monodominância de espécies inicialmente semeadas, notadamente nos estratos superior e intermediário;

- xv. Ao longo do processo de sucessão, os parâmetros estruturais (densidade e área basal) se recuperam anteriormente aos parâmetros de riqueza e diversidade; e a distribuição das abundâncias dos indivíduos presentes nas florestas em restauração tende a ficar mais próxima à de florestas nativas;
- xvi. Projetos de restauração implantados com a semeadura direta de poucas espécies podem sofrer com os impactos negativos da proliferação de pragas e doenças, bem como da monodominância de espécies introduzidas em alta densidade, o que pode comprometer o processo de sucessão ecológica das áreas;
- xvii. A semeadura direta com baixa diversidade de espécies pode ser uma alternativa promissora para a restauração de florestas tropicais, desde que haja paisagens favoráveis, com fragmentos próximos de florestas nativas capazes de ceder propágulos para a colonização.

Com base em nossos resultados, podemos sugerir algumas diretrizes a serem consideradas, em situações práticas e de pesquisa, para aumentar a aplicação e o sucesso de projetos de restauração de florestas tropicais via semeadura direta. Neste sentido, ainda vislumbramos como necessário:

- i. Reduzir a valorização pela comunidade científica somente de estudos com resultados “positivos”;
- ii. Ampliar a distribuição dos estudos para as lacunas geográficas existentes, notadamente nos biomas pouco ou ainda não estudados;
- iii. Intensificar os estudos acerca do papel das gramíneas exóticas invasoras nos projetos, bem como os efeitos de diferentes técnicas de controle;
- iv. Avaliar se há efeitos da semeadura no início, no meio ou no final do período chuvoso, haja vista a possibilidade de enfrentamento de diferentes condições de pluviosidade e competição com espécies invasoras;
- v. Desenvolver ações para o aumento da disponibilidade de sementes, do interesse da população na coleta e da manutenção do vigor pós-coleta por maior período;

- vi. Averiguar se o uso de uma alta quantidade de sementes não representará um desperdício de sementes e/ou colocará em risco a reprodução das espécies em seus ecossistemas naturais, especialmente em regiões altamente fragmentadas;
- vii. Aumentar o número de espécies testadas, com o uso daquelas nunca ou pouco testadas;
- viii. Considerar espécies com maior potencial de uso, bem como aquelas com sementes grandes e cotilédones de armazenamento, para aumentar as taxas médias de estabelecimento e as chances de sucesso dos projetos de semeadura direta;
- ix. Evitar/considerar os efeitos negativos da proliferação de doenças e pragas, assim como os riscos de surgimento de monodominância de determinada espécie, quando usamos técnicas de restauração com baixa diversidade;
- x. Testar novas combinações de espécies em projetos de semeadura direta de baixa diversidade, considerando espécies de diferentes grupos funcionais, bem como verificar o papel da matriz para que a complexidade dos ecossistemas em formação seja melhorada e a necessidade de ações de manejo adaptativo destas técnicas ao longo do processo de sucessão.

Ainda há obstáculos a serem superados antes de a restauração via semeadura direta ser indicada para aplicação em larga escala sem riscos de causar um desperdício de sementes, comprometer a reprodução das espécies em ecossistemas naturais e gerar resultados negativos, com baixas taxas de estabelecimento e crescimento e o insucesso da maioria das espécies semeadas. Entretanto, as questões levantadas em nosso estudo podem ser observadas em situações práticas e na pesquisa para o aumento do sucesso do método.

Em resumo, em cada um dos capítulos desta tese apresentamos uma conclusão geral:

- i. No capítulo 1, verificamos que os projetos de restauração florestal via semeadura direta já implantados no Brasil apresentam baixas taxas gerais de estabelecimento e crescimento, o que pode tornar necessário o uso de elevadas quantidades de sementes, gerando o desperdício

destas e podendo comprometer a conservação das espécies em seus ecossistemas naturais;

- ii. No capítulo 2, indicamos quais espécies já testadas no país apresentam bom desempenho no método e quais atributos funcionais melhor explicam este desempenho, podendo ser considerados na seleção indireta de espécies;
- iii. No capítulo 3, observamos que projetos de semeadura direta implantados com baixa diversidade de espécies podem ser capazes, no médio e longo prazo, de atingir riqueza, diversidade e estrutura semelhantes aos de ecossistemas de referência.

Com base na junção destas conclusões, podemos sugerir o uso de técnicas de semeadura direta com baixa diversidade de espécies em situações práticas, com a semeadura de espécies com maiores taxas de estabelecimento e/ou daquelas com sementes grandes e cotilédones de armazenamento, a fim de se obter maiores taxas de estabelecimento das espécies semeadas e, por consequência, aumentar o sucesso dos projetos e reduzir a quantidade de sementes a ser utilizada.

REFERÊNCIAS

- BAUMHAUER, H.; MADSEN, P.; STANTURF, J. A. Regeneration by direct seeding – a way to reduce costs of regeneration. *In*: STANTURF, J. A.; MADSEN, P. (ed.). **Restoration of boreal and temperate forests**. Boca Raton: CRC Press, 2005. p. 349-354.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BRANCALION, P. H. S.; SCHWEIZER, D.; GAUDARE, U.; MANGUEIRA, J. R.; LAMONATO, F.; FARAH, F. T.; NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856-867, 2016.
- 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.
- CAMPOS FILHO, E. M.; COSTA, J. N. M. N.; SOUSA, O. L.; JUNQUEIRA, R. G. P. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, p. 702-727, 2013.
- CAVA, M. G. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H.; DURIGAN G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, p. 301-315, 2016.
- CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAMB, D.; LAESTADIUS, L.; CALMON, M.; KUMAR, C. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, p. 125-132, 2017.
- CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S. Restoring forests as a means to many ends. **Science**, v. 365, p. 24-25, 2019.
- DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Restoring rainforest species by direct seeding: Tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1178-1188, 2008.
- DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.
- 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, p. 169-181, 2001.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In*: KAGEYAMA, P. Y.; MOARES, L. F. D; EVANGELISTA, R. C. B.; ENGEL, V. L.; MENDES, F. B. G. (org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 2. ed. Botucatu: FEPAF, 2008, p. 1-17.

GUERIN, N.; ISERNHAGEN, I.; VIEIRA, D. L. M.; CAMPOS FILHO, E. M.; CAMPOS, R. J. B. Avanços e próximos desafios da semeadura direta para restauração ecológica. *In*: MARTINS, S. V. (ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, p. 310-376, 2015.

HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, p. 455-456, 2017.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MOLIN, P. G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S. F. B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2767-2778, 2018.

PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: drivers of success in direct seeding in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 23, p. 406-416, 2020.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 681-693, 2017.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 105991, 2020.

RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, A. R.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1605-1613, 2011.

SER – SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Society for Ecological **Restoration International’s primer of ecological restoration**, 2004.

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.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35–44, 2018.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L.; MATTOS, E. C. Direct seeding to restore tropical seasonal forests: effects of green manure and hydrogel amendment on tree species performances and weed infestation. **Restoration Ecology**, v. 29, p. e13277, 2021.

SOUZA, D. C. Forest restoration by direct seeding: a global bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, p. e13631, 2022.

APÊNDICE A – Estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 1

Publicação	Referência	Tipo da publicação	Revista	Ano de Publicação
1	AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. Hoehnea , v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.	Artigo	Hoehnea	2015
2	ALMEIDA, N. O. 2004. Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas . Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.	Dissertação/tese	-	2004
3	ANDRADE, A. F. 2019. Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília . Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2019.	Dissertação/tese	-	2019
4	ARAGÃO, A. G. 2009. Estabelecimento de espécies florestais nativas, em área de restauração ciliar no Baixo Rio São Francisco . Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009.	Dissertação/tese	-	2009
5	ARAKI, D. F. 2005. Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas . Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.	Dissertação/tese	-	2005
6	BARBOSA, A. C. C. 2008. Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do Cerrado, no Distrito Federal . Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.	Dissertação/tese	-	2008

- | | | | | |
|----|---|------------------|-------------------------------|------|
| 14 | CORREIA, M. R. M.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Less is more: Little seed processing required for direct seeding in seasonal tropics. New Forest , v. 53, p. 695-712, 2021. | Artigo | New Forests | 2021 |
| 15 | ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for restoration of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. Forest Ecology and Management , v. 152, p. 169-181, 2001. | Artigo | Forest Ecology and Management | 2001 |
| 16 | FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M. S. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. Cerne , v. 13, n. 3, p. 271-279, 2007. | Artigo | Cerne | 2007 |
| 17 | FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. A. S.; SANTOS NETO, E. M.; REZENDE, A. M. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. Scientia Forestalis , v. 27, n. 81, p. 37-46, 2009. | Artigo | Scientia Forestalis | 2009 |
| 18 | GIACOMINI, I. F., 2016. Técnicas de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares, Itaara, RS . Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. | Dissertação/tese | - | 2016 |
| 19 | GIORDANI, I.; OLIVEIRA, A. D.; KISSMANN, C. Protetor físico associado à semeadura direta de espécies vegetais nativas em área de Floresta Ombrófila Mista em processo de restauração. Acta Ambiental Catarinense , v. 13, p. 1-11, 2016. | Artigo | Acta Ambiental Catarinense | 2016 |
| 20 | GUARINO, E. S. G.; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. Ecological Research , v. 29, p. 473-482, 2014. | Artigo | Ecological Research | 2014 |
| 21 | HÜLLER, A.; COELHO, G. C.; MENEGHELLO, G. E.; PESKE, S. T. Evaluation of direct seeding and seedling planting of two neotropical tree species with use of natural inputs. Revista Árvore , v. 41, n. 4, p. e410405, 2017. | Artigo | Revista Árvore | 2017 |

- | | | | | |
|----|--|--------------------|---------------------------|------|
| 22 | JESUS, J. B.; FERREIRA, R. A.; GAMA, D. C.; GOES, J. H. A. Estabelecimento de espécies florestais nativas via semeadura direta no rio Piauitinga – Sergipe. Floresta e Ambiente , v. 24, p. e20150288, 2017. | Artigo | Floresta e Ambiente | 2017 |
| 23 | LACERDA, D. M. A.; FIGUEIREDO, P. S. Restauração de matas ciliares do rio Mearim no município de Barra do Corda-MA: seleção de espécies e comparação de metodologias de reflorestamento. Acta Amazonica , v. 39, p. 295-304, 2009. | Artigo | Acta Amazonica | 2009 |
| 24 | LEÃO, B. M. 2019. Muvuca e bolas de sementes na restauração ecológica de áreas degradadas . Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019. | Dissertação/tese - | | 2019 |
| 25 | LIAFFA, A. B. S. 2020. Restauração ecológica no Cerrado: intenso preparo de solo e alta densidade de semeadura não eliminam a necessidade de erradicação de gramíneas exóticas invasoras . Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020. | Dissertação/tese - | | 2020 |
| 26 | LÓPEZ, A. M. T. 2020. Potencial da semeadura direta em áreas de pastagens em Floresta Decidua do Estado de São Paulo . Dissertação (Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2020. | Dissertação/tese - | | 2020 |
| 27 | MAGALHÃES, M. L. L. 2017. Germinação e estabelecimento de arbustos e árvores pioneiros para a restauração florestal por semeadura direta . Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017. | Dissertação/tese - | | 2017 |
| 28 | MALAVASI, U. C.; GASPARINO, D.; MALAVASI, M. M. Semeadura direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. Semina: Ciências Agrárias , v. 26, n. 4, p. 449-454, 2005. | Artigo | Semina: Ciências Agrárias | 2005 |

- 29 MALAVASI, U. C.; KLEIN, J.; MALAVASI, M. M. Efeito de um protetor físico na semeadura direta de suas espécies florestais em área de domínio ciliar. *Artigo* *Revista Árvore* 2010
Revista Árvore, v. 34, n. 5, p. 781-787, 2010.
- 30 MARIANO, E. A. 2012. **Semeadura direta de espécies florestais visando à restauração de áreas degradadas na Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012. *Dissertação/tese* - 2012
- 31 MARTINS, A. M. 2009. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009. *Dissertação/tese* - 2009
- 32 MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Artigo* *Restoration Ecology* 2018
Restoration Ecology, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.
- 33 MENEGHELLO, G. E.; MATTEI, V. L. Semeadura direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. *Artigo* *Ciência Florestal* 2004
Ciência Florestal, v. 14, n. 2, p. 21-27, 2004.
- 34 OLIVEIRA, A. S. 2013. **Semeadura direta e plantio de mudas para recuperação de nascentes no rio Piauitinga-SE**. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013. *Dissertação/tese* - 2013
- 35 OLIVEIRA, M. C.; LEITE, J. B.; GALDINO, O. P. S.; OGATA, R. S.; SILVA, D. A.; RIBEIRO, J. F. Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. *Artigo* *Neotropical Biology and Conservation* 2019
Neotropical Biology and Conservation, v. 14, n. 3, p. 313-327, 2019.

- | | | | | |
|----|--|------------------|----------------------------------|------|
| 36 | PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: drivers of success in direct seeding for savanna restoration. Applied Vegetation Science , v. 23, n. 3, p. 406-416, 2020. | Artigo | Applied Vegetation Science | 2020 |
| 37 | PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. Brazilian Journal of Botany , v. 40, p. 681-693, 2017. | Artigo | Brazilian Journal of Botany | 2017 |
| 38 | PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, A. L. T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. Pesquisa Agropecuária Brasileira , v. 48, n. 2, p. 148-156, 2013. | Artigo | Pesquisa Agropecuária Brasileira | 2013 |
| 39 | PIERRY, R. B. 2017. Atributos das sementes e germinação de espécies arbóreas: perspectivas para restauração ecológica . Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. | Dissertação/tese | - | 2017 |
| 40 | SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil. Restoration Ecology , v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007. | Artigo | Restoration Ecology | 2007 |
| 41 | SANTOS, L. C. A. 2010. A eficiência da semeadura direta para a revegetação de uma jazida de cascalho na Fazenda Água Limpa, APA Gama Cabeça de Veado, Brasília, DF . Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010. | Dissertação/tese | - | 2010 |
| 42 | SANTOS, A. B. P. 2020. Avaliação da eficiência do plantio direto associado ao controle químico como método de restauração de fitofisionomias savânicas do Cerrado . Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2020. | Dissertação/tese | - | 2020 |

- 43 SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012. Artigo Revista Árvore 2012
- 44 SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2001. Artigo Cerne 2004
- 45 SILVA, T. D. 2019. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019. Dissertação/tese - 2019
- 46 SILVA, R. R. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grasses. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017. Artigo Applied Vegetation Science 2017
- 47 SILVA, R. R. P.; OLIVEIRA, D. R.; ROCHA, G. P. E.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of Brazilian savana trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015. Artigo Restoration Ecology 2015
- 48 SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W. H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015. Artigo Revista Árvore 2015
- 49 SILVEIRA, L. P. 2020. **Recuperação de uma área de depósito de resíduos sólidos em Diamantina, MG**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020. Dissertação/tese - 2020

- | | | | | |
|----|--|--------------------|------------------------------------|------|
| 50 | SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. Scientia Forestalis , v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008. | Artigo | Scientia Forestalis | 2008 |
| 51 | SOUZA, R. P. 2013. Semeadura direta de espécies florestais nativas, como alternativa de restauração ecológica para a região de Dourados, Mato Grosso do Sul . Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2013. | Dissertação/tese - | | 2013 |
| 52 | SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. Ecological Engineering , v. 116, p. 35-44, 2018. | Artigo | Ecological Engineering | 2019 |
| 53 | SOUZA, W. P.; SILVA, N. M. Plantio manual de muvuca de sementes no contexto da restauração ecológica de áreas de preservação permanente degradadas. Revista Brasileira de Agroecologia , v. 9, n. 3, p. 63-74, 2014. | Artigo | Revista Brasileira de Agroecologia | 2014 |
-

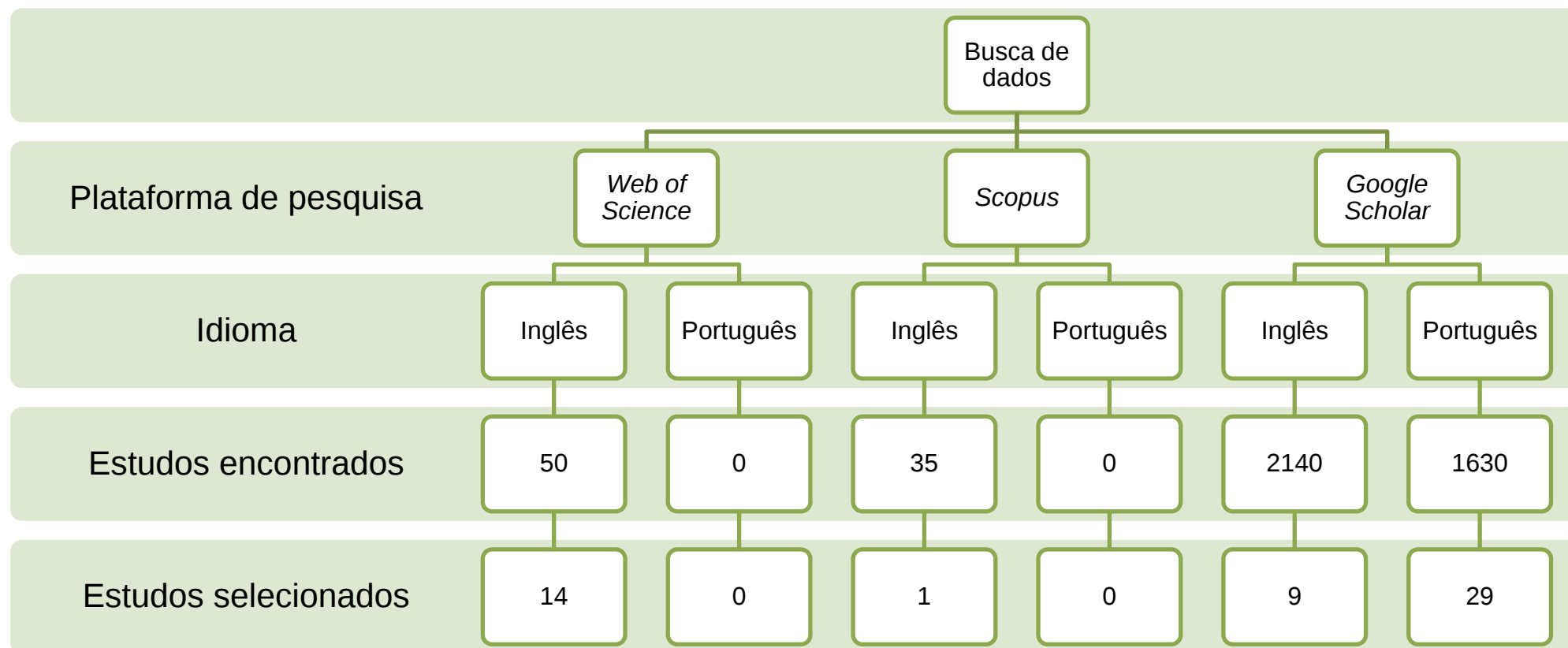
APENDICE B – Dados extraídos dos estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 1

Publicação	Mês de semeadura	Bioma	Uso do solo antes da semeadura	Número de espécies semadas	Densidade de semeadura (sementes/hectare)	Taxa média de estabelecimento (%)	Taxa média de sobrevivência (%)	Altura (cm)
1	Fevereiro	Mata Atlântica	Pastagem	8	21.120	14,93	86,84	-
2	Dezembro	Mata Atlântica	Pastagem	12	115.000	4,58	79,29	57,05
3	Janeiro	Cerrado	Pastagem	20	697.646	0,11	96,50	11,16
4	Junho	Mata Atlântica	Pastagem	8	-	0,10	83,60	23,82
5	Fevereiro	Cerrado	Pastagem	20	299.600	0,47	-	-
6	Fevereiro	Cerrado	Solo exposto	3	22.222	16,75	86,70	22,83
7	Março	Mata Atlântica	Pastagem	13	442.222	0,59	-	108,55
8	Dezembro	Mata Atlântica	Pastagem	6	7.440	9,06	64,29	-
9	Janeiro	Mata Atlântica	Pastagem	5	16.666	35,42	-	-
10	Dezembro	Cerrado	Pastagem	32	5.778	12,35	100,00	27,39
11	-	Amazônia	Solo exposto	11	-	8,55	37,12	-
12	Março	Mata Atlântica	Agricultura	11	33.333	0,27	92,2	155,00
13	Novembro	Cerrado	Pastagem	17	214.067	0,88	-	-
14	Dezembro	Cerrado	Pastagem	10	-	16,31	74,38	-
15	Fevereiro	Cerrado	Pastagem	5	-	6,87	66,65	170,00
16	Março	Mata Atlântica	Agricultura	4	5.142.857	23,12	83,45	-
17	Junho	Mata Atlântica	Pastagem	5	16.160	46,4	83,60	-
18	-	Mata Atlântica	-	6	-	14,43	61,20	5,97

19	Novembro	Mata Atlântica	Agricultura	3	15.000	30,00	43,67	-
20	Dezembro	Cerrado	Pastagem	12	-	6,16	-	-
21	Setembro	Mata Atlântica	Agricultura	2	100.000	3,55	22,36	21,79
22	Julho	Mata Atlântica	Pastagem	5	60.000	31,98	38,94	-
23	Fevereiro	Cerrado	Pastagem	6	200.000	3,49	22,81	-
24	Dezembro	Mata Atlântica	Pastagem	20	60.000	7,17	47,28	11,50
25	November	Cerrado	Pastagem	44	77.000.000	14,76	57,00	19,00
26	Outubro	Mata Atlântica	Pastagem	31	1.429.287	0,03	79,20	56,60
27	Dezembro	Cerrado	Pastagem	7	600.000	0,94	89,19	-
28	-	Mata Atlântica	Agricultura	2	-	5,38	-	-
29	-	Mata Atlântica	Pastagem	2	10.000	35,32	73,09	-
30	-	Amazônia	Solo exposto	21	-	18,16	61,68	9,34
31	Abril	Cerrado	Agricultura	10	15.000	0,06	-	-
32	-	Mata Atlântica	Agricultura	16	-	8,15	-	-
33	Maio	Pampa	-	3	-	36,59	70,90	-
34	Julho	Mata Atlântica	Pastagem	5	-	23,33	64,44	19,45
35	Dezembro	Cerrado	Pastagem	36	23.100	6,92	64,31	10,80
36	Março	Cerrado	Pastagem	10	250.000	35,3	49,60	41,40
37	Novembro	Cerrado	Pastagem	50	295.000	24,37	76,21	9,14
38	Fevereiro	Cerrado	Pastagem	6	400.000	8,71	77,84	-
39	Fevereiro	Pampa	Agricultura	12	634.920	1,61	83,69	4,64
40	Fevereiro	Cerrado	Pastagem	10	375.000	5,20	-	10,89

41	-	Cerrado	Solo exposto	8	18.000	8,76	37,69	25,71
42	Dezembro	Cerrado	Pastagem	15	341.600	32,20	-	15,07
43	-	Mata Atlântica	Agricultura	6	38.182	40,82	51,10	-
44	Julho	Mata Atlântica	-	7	-	53,08	72,55	-
45	Dezembro	Mata Atlântica	Agricultura	36	-	8,28	-	-
46	Novembro	Cerrado	Pastagem	16	-	27,00	73,00	10,24
47	Novembro	Cerrado	Agricultura	12	-	18,00	64,33	-
48	Março	Mata Atlântica	Solo exposto	4	-	5,33	-	-
49	Março	Cerrado	Pastagem	3	1.475.000	1,28	-	-
50	Março	Cerrado	Agricultura	8	6.667	17,94	-	-
51	Janeiro	Mata Atlântica	-	34	291.111	2,23	-	266,25
52	-	Cerrado	Pastagem	31	15.000	4,86	45,05	34,27
53	Janeiro	Cerrado	Pastagem	19	-	1,50	31,54	-

APÊNDICE C – Resultados encontrados nas buscas de estudos realizadas nos capítulos 1 e 2.



*A busca foi feita na seguinte ordem: *Web of Science* – *Scopus* – *Google Scholar*. Estudos encontrados e selecionados na primeira busca não foram considerados nas seguintes. Nas buscas realizadas no *Google Scholar* foram analisados os 500 primeiros estudos encontrados.

*Para o capítulo 2 foram utilizados os mesmos estudos encontrados e selecionados no capítulo 1, com exceção de um, encontrado e selecionado após busca em português no *Google Scholar*, por não satisfazer um dos critérios de inclusão necessários (apresentar os dados de estabelecimento por espécies).

APÊNDICE D – Estudos utilizados na revisão sistemática realizada no capítulo 2

AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.

ALMEIDA, N. O. 2004. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

ANDRADE, A. F. 2019. **Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

ARAGÃO, A. G. 2009. **Estabelecimento de espécies florestais nativas, em área de restauração ciliar no Baixo Rio São Francisco**. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009.

ARAKI, D. F. 2005. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BARBOSA, A. C. C. 2008. **Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do Cerrado, no Distrito Federal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

BELLEMO, A. C. 2017. **Formação de dossel no curto prazo, como estratégia de restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

BOURLEGAT, J. M. G. 2020. **Avaliação do efeito de diferentes micro-habitat no processo de restauração ecológica de Floresta Estacional Semidecidual**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2020

BRANT, H. S. C. 2015. **Qualidade das sementes e emergência da plântula de espécies de recobrimento para restauração de florestas estacionais semidecíduais**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

CALIXTO JÚNIOR, J. E. D. 2018. **Semeadura direta consorciada com o plantio de mudas: teste para cobrir o solo e acelerar a restauração florestal**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 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.

CARTAXO, R. M. M. 2009. **Recuperação da mata ciliar ao longo do rio Mamanguape, litoral norte da Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2009.

- CAVA, M. G. B.; ISERNHAGEN, I.; MENDONÇA, A. H.; DURIGAN, G. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301-315, 2016.
- CORREIA, M. R. M.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. M. Less is more: Little seed processing required for direct seeding in seasonal tropics. **New Forest**, v. 53, p. 695-712, 2021.
- ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. An evaluation of direct seeding for restoration of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, p. 169-181, 2001.
- FERREIRA, R. A.; DAVIDE, A. C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M. S. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, v. 13, n. 3, p. 271-279, 2007.
- FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. A. S.; SANTOS NETO, E. M.; REZENDE, A. M. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v. 27, n. 81, p. 37-46, 2009.
- Giacomini, I. F., 2016. Técnicas de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares, Itaara, RS.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.
- GIORDANI, I.; OLIVEIRA, A. D.; KISSMANN, C. Protetor físico associado à semeadura direta de espécies vegetais nativas em área de Floresta Ombrófila Mista em processo de restauração. **Acta Ambiental Catarinense**, v. 13, p. 1-11, 2016.
- GUARINO, E. S. G.; SCARIOT, A. Direct seeding of dry forest tree species in abandoned pastures: effects of grass canopy and seed burial on germination. **Ecological Research**, v. 29, p. 473-482, 2014.
- HÜLLER, A.; COELHO, G. C.; MENEGHELLO, G. E.; PESKE, S. T. Evaluation of direct seeding and seedling planting of two neotropical tree species with use of natural inputs. **Revista Árvore**, v. 41, n. 4, p. e410405, 2017.
- JESUS, J. B.; FERREIRA, R. A.; GAMA, D. C.; GOES, J. H. A. Estabelecimento de espécies florestais nativas via semeadura direta no rio Piauitinga – Sergipe. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. e20150288, 2017.
- LACERDA, D. M. A.; FIGUEIREDO, P. S. Restauração de matas ciliares do rio Mearim no município de Barra do Corda-MA: seleção de espécies e comparação de metodologias de reflorestamento. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 295-304, 2009.
- LEÃO, B. M. 2019. **Muvuca e bolas de sementes na restauração ecológica de áreas degradadas.** Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2019.
- LIAFFA, A. B. S. 2020. **Restauração ecológica no Cerrado: intenso preparo de solo e alta densidade de semeadura não eliminam a necessidade de erradicação de gramíneas exóticas invasoras.** Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília,

2020.

LÓPEZ, A. M. T. 2020. **Potencial da sementeira direta em áreas de pastagens em Floresta Decidual do Estado de São Paulo**. Dissertação (Planejamento e Uso de Recursos Renováveis) - Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2020.

MAGALHÃES, M. L. L. 2017. **Germinação e estabelecimento de arbustos e árvores pioneiros para a restauração florestal por sementeira direta**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

MALAVASI, U. C.; GASPARINO, D.; MALAVASI, M. M. Sementeira direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 26, n. 4, p. 449-454, 2005.

MALAVASI, U. C.; KLEIN, J.; MALAVASI, M. M. Efeito de um protetor físico na sementeira direta de suas espécies florestais em área de domínio ciliar. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 781-787, 2010.

MARIANO, E. A. 2012. **Sementeira direta de espécies florestais visando à restauração de áreas degradadas na Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

MARTINS, A. M. 2009. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MENEGHELLO, G. E.; MATTEI, V. L. Sementeira direta de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum*), canafístula (*Peltophorum dubium*) e cedro (*Cedrela fissilis*) em campos abandonados. **Ciência Florestal**, v. 14, n. 2, p. 21-27, 2004.

OLIVEIRA, A. S. 2013. **Sementeira direta e plantio de mudas para recuperação de nascentes no rio Piauitinga-SE**. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.

OLIVEIRA, M. C.; LEITE, J. B.; GALDINO, O. P. S.; OGATA, R. S.; SILVA, D. A.; RIBEIRO, J. F. Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após sementeira direta na recuperação de pastagem abandonada. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, n. 3, p. 313-327, 2019.

PASSARETTI, R. A.; PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Weed control, large seeds and deep roots: drivers of success in direct seeding for savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 3, p. 406-416, 2020.

PELLIZZARO, K. F.; CORDEIRO, A. O. O.; ALVES, M.; MOTTA, C. P.; REZENDE, G. M.; SILVA, R. R. P.; RIBEIRO, J. F.; SAMPAIO, A. B.; VIEIRA, D. L. M.; SCHMIDT, I. B. "Cerrado" restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, p. 681-693, 2017.

- PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, A. L. T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 148-156, 2013.
- PIERRY, R. B. 2017. **Atributos das sementes e germinação de espécies arbóreas: perspectivas para restauração ecológica**. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.
- SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.
- SANTOS, L. C. A. 2010. **A eficiência da sementeira direta para a revegetação de uma jazida de cascalho na Fazenda Água Limpa, APA Gama Cabeça de Veado, Brasília, DF**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.
- SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de sementeira direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.
- SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de sementeira direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2001.
- SILVA, T. D. 2019. **Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2019.
- SILVA, R. R. P.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grasses. **Applied Vegetation Science**, v. 20, n. 3, p. 410-421, 2017.
- SILVA, R. R. P.; OLIVEIRA, D. R.; ROCHA, G. P. E.; VIEIRA, D. L. M. Direct seeding of Brazilian savana trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 4, p. 393-401, 2015.
- SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W. H. Sementeira direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.
- SILVEIRA, L. P. 2020. **Recuperação de uma área de depósito de resíduos sólidos em Diamantina, MG**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2020.
- SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Sementeira direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008.

SOUZA, R. P. 2013. **Semeadura direta de espécies florestais nativas, como alternativa de restauração ecológica para a região de Dourados, Mato Grosso do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, 2013.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 35-44, 2018.

SOUZA, W. P.; SILVA, N. M. Plantio manual de muvuca de sementes no contexto da restauração ecológica de áreas de preservação permanente degradadas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 9, n. 3, p. 63-74, 2014.

APÊNDICE E – Relação, por ordem alfabética, das 254 espécies arbóreas encontradas na revisão sistemática realizada no capítulo 2, com a descrição das respectivas famílias, das taxas médias de estabelecimento (E, %) e do número de estudos testados (Estudos)

Espécie	Família	E (%)	Estudos
<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae	0,00	1
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltldl.	Solanaceae	0,00	1
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Arecaceae	0,00	2
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	0,00	1
<i>Aegiphila verticillata</i> Cham.	Lamiaceae	3,00	2
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Fabaceae	6,35	2
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	0,00	2
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Rubiaceae	4,79	2
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	4,03	3
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm	Fabaceae	4,86	5
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	44,90	5
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	11,28	12
<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg	Fabaceae	1,00	2
<i>Anadenanthera pavonina</i> L.	Fabaceae	48,12	1
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg	Fabaceae	9,50	2
<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	Fabaceae	0,00	1
<i>Aniba burchellii</i> Kosterm.	Lauraceae	29,90	1
<i>Aniba canelilla</i> (Kunth) Mez	Lauraceae	5,75	1
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Annonaceae	0,07	3
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Malvaceae	0,00	2
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	Fabaceae	0,00	1
<i>Aspidosperma australe</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	2,34	1
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	40,35	4
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	0,50	1
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	6,25	2
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	0,00	1
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	0,00	1
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	Apocynaceae	47,35	2
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Arecaceae	0,00	1

<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	10,18	6
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Anacardiaceae	8,63	11
<i>Attalea humilis</i> Mart.	Arecaceae	16,00	1
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	Arecaceae	0,00	1
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	0,24	2
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	6,11	5
<i>Bauhinia variegata</i> L.	Fabaceae	3,45	2
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	1,12	2
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	0,04	1
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	10,54	7
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	15,07	3
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	Combretaceae	0,00	1
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke	Combretaceae	10,00	1
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	11,64	3
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	0,00	1
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Malpighiaceae	29,25	1
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	1,15	1
<i>Cariniana micrantha</i> Ducke	Lecythidaceae	2,50	1
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	5,10	3
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	48,50	1
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	0,00	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	0,00	2
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrاد.) Schrad. ex DC.	Fabaceae	0,86	2
<i>Cassia grandis</i> L. f.	Fabaceae	38,80	3
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	0,00	6
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	12,66	10
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	16,58	5
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth	Fabaceae	6,76	1
<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0,00	1
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae	9,17	1
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Sapotaceae	0,00	1
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Lauraceae	0,00	1
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng.) Moldenke	Verbenaceae	0,00	1
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	0,18	4

<i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.	Verbenaceae	0,00	1
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Fabaceae	51,84	1
<i>Clusia spiritu-sanctensis</i> G.Mariz & B.Weinberg	Clusiaceae	0,00	1
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Euphorbiaceae	0,00	1
<i>Cochlospermum orinoccense</i> (Kunth) Steud.	Bixaceae	2,00	1
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhamnaceae	0,67	3
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	20,88	14
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Cham.	Boraginaceae	26,47	1
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	0,00	1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex. Steud.	Boraginaceae	0,23	3
<i>Coussarea paniculata</i> (Vahl) Standl.	Rubiaceae	0,00	1
<i>Coussarea platyphylla</i> Müll. Arg.	Rubiaceae	0,00	1
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	5,54	6
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	0,81	3
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Sapindaceae	18,58	1
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	1,40	4
<i>Cybianthus brasiliensis</i> (Mez) G.Agostini	Primulaceae	0,00	1
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	2,10	5
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	10,10	6
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	Fabaceae	0,83	1
<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	Dilleniaceae	0,00	1
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	Araliaceae	0,00	1
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Fabaceae	0,00	1
<i>Diclinanona calycina</i> (Diels) R.E.Fr.	Annonaceae	1,20	1
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	Rutaceae	0,00	1
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	Araliaceae	0,00	2
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Sapindaceae	0,00	2
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	4,03	10
<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Fabaceae	2,50	1
<i>Dioclea violacea</i> Mart. ex Benth.	Fabaceae	0,00	1
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	21,32	12
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Forsyth f.	Fabaceae	69,30	1
<i>Duguetia riparia</i> R.E.Fr.	Annonaceae	3,05	1
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Metteniusaceae	0,00	2

<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	20,90	24
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Fabaceae	33,78	4
<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	Fabaceae	46,55	1
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	8,97	3
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Asteraceae	4,12	3
<i>Eremanthus incanus</i> (Less.) Less.	Asteraceae	2,67	1
<i>Eremanthus uniflorus</i> MacLeish & H.Schumach.	Asteraceae	0,00	1
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	Malvaceae	0,00	1
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Malvaceae	11,19	6
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Fabaceae	0,00	1
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Fabaceae	5,68	1
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	Fabaceae	42,00	2
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Fabaceae	85,00	1
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	0,00	1
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Rutaceae	0,48	1
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Myrtaceae	21,30	7
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	26,21	2
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Myrtaceae	24,10	1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	25,80	5
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae	0,00	1
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Clusiaceae	0,00	1
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	0,26	5
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae	0,23	2
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	0,00	1
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	0,00	1
<i>Guatteria olivacea</i> R.E.Fr.	Annonaceae	0,90	1
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae	2,72	17
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	2,74	3
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae	0,00	3
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex. DC.) Mattos	Bignoniaceae	0,00	2
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	20,37	2
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Bignoniaceae	20,87	4
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae	0,17	3
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	Malpighiaceae	15,00	1
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	25,85	10

<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart.	Fabaceae	32,05	12
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	30,20	1
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	11,40	1
<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	Bignoniaceae	9,23	2
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	0,00	1
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Bignoniaceae	10,44	2
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	Bignoniaceae	0,58	1
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae	0,00	1
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Caricaceae	0,00	1
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	Euphorbiaceae	25,77	1
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Calophyllaceae	18,98	6
<i>Lafoencia pacari</i> A. St.-Hil.	Lythraceae	0,22	3
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex. Tul.) L. P. Queiroz	Fabaceae	16,89	3
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	0,39	2
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth ex DC.	Fabaceae	44,00	1
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	0,00	3
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Malvaceae	0,00	1
<i>Luehea paniculata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	0,00	1
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	34,45	4
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	2,00	1
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	0,60	1
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Fabaceae	0,00	1
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae	0,00	2
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Fabaceae	0,90	2
<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	Fabaceae	11,15	2
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Moraceae	0,00	1
<i>Magonia pubescens</i> A. Sr.-Hil.	Sapindaceae	34,55	7
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	0,00	1
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	0,00	1
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Fabaceae	1,87	3
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Fabaceae	0,00	1
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae	1,30	1
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	6,76	1
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Fabaceae	4,71	3

<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	Primulaceae	0,00	2
<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.	Primulaceae	0,00	1
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Primulaceae	0,00	1
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae	0,00	1
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	0,00	1
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	3,70	1
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Malvaceae	0,00	1
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Fabaceae	4,93	4
<i>Ormosia holerythra</i> Ducke	Fabaceae	32,20	1
<i>Pachira aquatica</i> Aubl.	Malvaceae	41,65	1
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	11,20	3
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Fabaceae	10,00	1
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Fabaceae	6,40	2
<i>Parkia ulei</i> (Harms) Kuhlman	Fabaceae	37,10	1
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth	Fabaceae	2,27	1
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	14,42	10
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolaccaceae	0,30	2
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Fabaceae	9,14	6
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	11,43	6
<i>Platypodium elegans</i> Benth.	Fabaceae	6,70	5
<i>Poecilanthus parviflorus</i> Benth.	Fabaceae	2,00	1
<i>Polyandrococos caudescens</i> (Mart.) Barb.Rodr.	Arecaceae	0,00	1
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	Sapotaceae	0,40	1
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	0,00	1
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	0,00	2
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A. Robyns	Malvaceae	20,00	1
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns	Malvaceae	34,00	1
<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J. F. Macbr.	Moraceae	0,00	1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	0,05	1
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	22,38	2
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	Myrtaceae	0,00	1
<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	Fabaceae	2,60	1
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Fabaceae	0,00	1
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	3,68	7
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	24,22	3

<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	0,00	1
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Quillajaceae	0,00	1
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	0,00	1
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Humiriaceae	1,15	1
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae	35,06	3
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Euphorbiaceae	1,72	1
<i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin	Araliaceae	0,00	2
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Araliaceae	0,00	1
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Anacardiaceae	1,98	4
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	4,33	8
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Fabaceae	8,03	3
<i>Sequoiaria langsdorffii</i> Moq.	Phytolaccaceae	0,00	1
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	5,75	9
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	12,90	4
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	8,19	6
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) S. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	10,55	4
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Fabaceae	0,00	1
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	10,12	1
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	31,93	1
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	Fabaceae	34,13	1
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	7,50	1
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Solanaceae	4,70	4
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Solanaceae	9,28	11
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	0,10	2
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Solanaceae	0,00	1
<i>Spondias lutea</i> L.	Anacardiaceae	12,50	2
<i>Spondias mombin</i> L.	Anacardiaceae	6,34	1
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	Malvaceae	13,83	1
<i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil	Malvaceae	11,25	1
<i>Sterculia striata</i> A. St.-Hil & Naudin	Malvaceae	9,00	2
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Fabaceae	7,75	8
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Fabaceae	20,00	1
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	8,60	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	3,38	2

<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Bignoniaceae	21,56	8
<i>Tachigali aurea</i> Tull	Fabaceae	0,00	3
<i>Tachigali myrmecophilla</i> (Ducke) Ducke	Fabaceae	12,10	1
<i>Tachigali rubiginosa</i> (Mart. ex Tul.) Oliveira-Filho	Fabaceae	3,62	2
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G. Silva & H. C. Lima	Fabaceae	7,52	5
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	0,00	1
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	3,41	5
<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess.) Eichler	Combretaceae	0,00	2
<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Combretaceae	0,00	1
<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Melastomataceae	1,10	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	2,25	8
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	0,00	1
<i>Triplaris gardneriana</i> Wedd.	Polygonaceae	10,15	2
<i>Triplaris surinamensis</i> Cham.	Polygonaceae	8,53	2
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	14,16	5
<i>Vitex cymosa</i> Bertero ex Spreng.	Lamiaceae	0,00	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	0,00	4
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bignoniaceae	0,00	2
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Bignoniaceae	0,97	2

APÊNDICE F – Descrição das fisionomias florestais de ocorrência natural das 76 espécies testadas em três ou mais estudos de acordo com a Flora e Funga do Brasil (disponível em <https://floradobrasil.jbrj.gov.br>)

Espécie	Fisionomias florestais de ocorrência natural
<i>Allophyllus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm	Cerradão, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Cerradão, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Cerradão
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	Cerradão
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Cerradão, Floresta Estacional Semidecidual
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Cerradão, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Perenifólia e Semidecidual
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Cerradão
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Cerradão
<i>Cassia grandis</i> L. f.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista

<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cerradão, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Decidual, Perenifólia e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex. Steud.	Cerradão, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Curatella americana</i> L.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Cerradão

<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme
<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Cerradão
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl.	Cerradão
<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	Cerradão
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Perenifólia e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Genipa americana</i> L.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Igapó, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea, Floresta Estacional Decidual, Perenifólia e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Cerradão, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Cerradão
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Cerradão, Floresta Ombrófila Densa
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Perenifólia, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Floresta Ombrófila Densa
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila Densa
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart.	Cerradão, Floresta Estacional Semidecidual
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Cerradão
<i>Lafoencia pacari</i> A. St.-Hil.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria

<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex. Tul.) L. P. Queiroz	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Decidual, Perenifólia e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Magonia pubescens</i> A. Sr.-Hil.	Cerradão, Floresta Estacional Semidecidual
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Platypodium elegans</i> Benth.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Floresta Estacional Decidual e Semidecidual
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Cerradão
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa

<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Cerradão
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Cerradão, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H. S. Irwin & Barneby	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) S. S. Irwin & Barneby	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Mista
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hill.	Cerradão
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Cerradão
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Cerradão, Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Tachigali aurea</i> Tull	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G. Silva & H. C. Lima	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual

<i>Terminalia corrugata</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	Cerradão, Floresta Ombrófila Densa
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Cerradão
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Cerradão, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Perenifolia e Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa

APÊNDICE G - Relação do Índice de Valor de Importância (IVI) de todas as espécies amostradas nos inventários realizados nas áreas semeadura direta e nos ecossistemas de referência

8 anos		Florestas em restauração		25 anos		Referência	
Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)	Espécie	IVI (%)
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	38,67	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	27,78	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	10,66	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	6,27
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	14,36	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	11,61	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	7,00	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	5,99
<i>Psidium guajava</i> L.	7,12	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	6,28	<i>Piper</i> sp.	6,53	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	4,15
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	3,70	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	4,58	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	6,21	<i>Piper</i> sp.	4,12
<i>Cestrum latifolium</i> Lam.	3,03	<i>Psidium guajava</i> L.	4,03	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	4,01	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	4,02
<i>Lantana camara</i> L.	2,39	<i>Piper</i> sp.	3,92	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3,25	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	3,87
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	2,05	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	2,65	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	3,13	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	2,86
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	1,49	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	2,10	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2,96	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2,84
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1,47	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	1,88	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2,50	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel.	2,60
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	1,27	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	1,86	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	2,46	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2,57
<i>Citrus</i> sp.	1,22	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.)	1,72	<i>Nectandra megapotamica</i>	2,29	<i>Chrysophyllum</i>	2,21

		Sarg.		(Spreng.) Mez		gonocarpum (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	1,20	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1,69	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	2,16	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	2,20
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	1,18	<i>Lantana camara</i> L.	1,55	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2,11	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2,04
<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	1,13	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1,35	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	2,10	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	2,01
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1,06	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1,16	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,01	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub.	1,99
Indeterminada 1	0,94	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1,15	<i>Inga striata</i> Benth.	1,96	<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	1,85
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,91	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	1,14	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1,59	<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	1,69
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	0,90	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	1,05	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	1,49	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	1,61
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0,82	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1,04	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1,43	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	1,56
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,82	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	0,96	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	1,30	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	1,48
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0,78	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,85	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	1,30	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	1,42
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	0,77	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	0,84	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1,25	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1,42
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,76	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	0,84	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	1,21	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1,13
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	0,75	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	0,81	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	1,19	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	1,11
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	0,75	<i>Citrus</i> sp.	0,79	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	1,16	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	1,08
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	0,74	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.)	0,79	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1,14	<i>Campomanesia</i>	1,07

(Mart.) J.F.Macbr.		Arráb. ex Steud.				<i>xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	0,63	<i>Inga striata</i> Benth.	0,79	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	1,14	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	1,04
<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,59	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	0,77	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn	1,07	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	1,03
Indeterminada1	0,54	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	0,74	<i>Psidium guajava</i> L.	1,02	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	1,02
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,46	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	0,71	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	0,92	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1,02
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	0,44	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	0,61	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	0,90	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	0,98
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,43	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0,59	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	0,88	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	0,86
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	0,43	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	0,57	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,88	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	0,81
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,40	<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,56	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	0,85	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	0,75
Indeterminada 2	0,40	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0,56	<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,77	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	0,72
Indeterminada 3	0,40	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0,55	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	0,77	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	0,70
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	0,40	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	0,54	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0,72	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	0,68
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	0,40	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,53	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0,71	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,68
<i>Mikamia</i> sp.	0,40	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	0,51	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,70	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	0,66
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0,40	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	0,50	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,66	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0,63
<i>Senna</i> sp.	0,39	<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,48	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	0,63	<i>Machaerium nyctitans</i>	0,61

<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,38	Cham. <i>Solanum paniculatum</i> L.	0,48	& Zucc. <i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	0,50	(Vell.) Benth. <i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0,59
<i>Ficus</i> sp.	0,38	<i>Trichilia hirta</i> L.	0,48	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	0,49	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0,58
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	0,38	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	0,44	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	0,49	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	0,54
Indeterminada 4	0,38	<i>Ricinus communis</i> L.	0,33	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	0,47	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	0,53
<i>Melia azedarach</i> L.	0,38	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,31	<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	0,43	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	0,53
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	0,38	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	0,31	Indeterminada 2	0,41	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.- Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	0,51
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	0,38	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,29	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	0,40	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	0,49
<i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	0,38	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0,26	<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,39	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.	0,49
		<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	0,26	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,39	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	0,48
		<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	0,24	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	0,38	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,48
		<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,24	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	0,38	Indeterminada 1	0,45
		<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	0,24	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	0,38	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	0,45
		<i>Eugenia florida</i> DC.	0,24	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0,37	<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,44
		<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,24	<i>Lantana camara</i> L.	0,36	<i>Coccoloba cordata</i> Cham.	0,44
		<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0,24	<i>Patagonula americana</i> L.	0,36	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	0,42
		<i>Inga</i> sp.	0,24	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	0,30	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0,41

<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	0,24	<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,29	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0,41
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	0,24	<i>Eugenia florida</i> DC.	0,26	<i>Jaracatia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	0,40
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	0,24	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	0,26	Indeterminada 5	0,39
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	0,24	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0,24	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,38
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0,24	Indeterminada 6	0,23	<i>Inga striata</i> Benth.	0,38
<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	0,24	Indeterminada 7	0,23	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	0,35
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	0,24	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	0,23	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,35
		Indeterminada 5	0,22	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	0,34
		<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	0,22	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	0,33
		<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,21	<i>Eugenia florida</i> DC.	0,32
		Indeterminada 4	0,21	Indeterminada 6	0,32
		<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	0,21	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	0,32
		Indeterminada 1	0,20	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0,32
		Indeterminada 3	0,20	<i>Annona sylvatica</i> A.St.- Hil.	0,31
		<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	0,20	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	0,30
		<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	0,19	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	0,29
		<i>Aegiphila integrifolia</i>	0,18	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.)	0,29

(Jacq.) Moldenke		Sarg.	
<i>Aegiphila sellowiana</i>	0,18	<i>Pera glabrata</i> (Schott)	0,28
Cham.		Baill.	
<i>Calyptanthus lucida</i> Mart.	0,18	<i>Endlicheria paniculata</i>	0,27
ex DC.		(Spreng.) J.F.Macbr.	
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,18	<i>Myrocarpus frondosus</i>	0,27
(Raddi) Kuntze		Allemão	
<i>Cestrum nocturnum</i> L.	0,18	<i>Peltophorum dubium</i>	0,27
		(Spreng.) Taub.	
<i>Citrus</i> sp.	0,18	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0,27
		Meisn.	
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy)	0,18	<i>Tabernaemontana</i>	0,27
Lundell		<i>catharinensis</i> A.DC.	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.)	0,18	<i>Cupania tenuivalvis</i>	0,26
Reitz		Radlk.	
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	0,18	<i>Patagonula americana</i> L.	0,26
		<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	0,26
<i>Melia azedarach</i> L.	0,18	Reissek	
		<i>Rudgea jasminoides</i>	0,26
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	0,18	(Cham.) Müll.Arg.	
Trécul		<i>Eugenia</i> sp.	0,25
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	0,18		
Reissek		Indeterminada 16	0,22
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.)	0,18	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,21
Müll.Arg.			
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	0,18	<i>Ficus</i> sp.	0,20
<i>Solanum mauritianum</i>	0,18		
Scop.		<i>Cassia ferruginea</i>	0,18
<i>Strychnos brasiliensis</i>	0,18	(Schrad.) Schrad. ex DC.	
(Spreng.) Mart.		<i>Campomanesia</i>	
		<i>guazumifolia</i> (Cambess.)	0,15
		O.Berg	

<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	0,15
Indeterminada 9	0,15
Indeterminada 10	0,15
<i>Annona cacans</i> Warm.	0,14
<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	0,14
Indeterminada 3	0,14
Indeterminada 12	0,14
Indeterminada 13	0,14
Indeterminada 17	0,14
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0,13
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	0,13
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	0,13
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	0,13
<i>Coffea arabica</i> L.	0,13
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	0,13
<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	0,13
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,13
<i>Ficus insipida</i> Willd.	0,13
<i>Guarea</i> sp.	0,13
Indeterminada 2	0,13
Indeterminada 4	0,13
Indeterminada 7	0,13
Indeterminada 8	0,13
<i>Inga marginata</i> Willd.	0,13

<i>Myrsine guianensis</i>	0,13
(Aubl.) Kuntze	
Indeterminada 11	0,13
Indeterminada 14	0,13
Indeterminada 15	0,13
Indeterminada 18	0,13
Indeterminada 19	0,13
<i>Oxalis rhombeo-ovata</i>	0,13
A.St.-Hil.	
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.)	0,13
Govaerts	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,13
<i>Psychotria</i> sp.	0,13
Indeterminada 20	0,13
Indeterminada 21	0,13
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	0,13
<i>Syzygium jambos</i> (L.)	0,13
Alston	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,13
Lam.	
