

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola
Familiar



Dissertação

A Semeadura Direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no Sul do Brasil?

Artur Ramos Molina

Pelotas, 2023

Artur Ramos Molina

A Semeadura Direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no Sul do Brasil?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia

Orientador: Ernestino de Souza Gomes Guarino

Pelotas, 2023

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas Catalogação na Publicação

M722s Molina, Artur Ramos

A semeadura direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no sul do Brasil? / Artur Ramos Molina ; Ernestino de Souza Gomes Guarino, orientador. — Pelotas, 2023.

75 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2023.

1. Restauração ecológica. 2. Restauração produtiva. 3. Cobertura do solo. 4. Proteção da vegetação nativa. I. Guarino, Ernestino de Souza Gomes, orient. II. Título.

CDD : 631.87

Elaborada por Ubirajara Buddin Cruz CRB: 10/901

Artur Ramos Molina

A Semeadura Direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no Sul do Brasil?

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre em Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Sistema de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 29 de agosto de 2023.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Ernestino de Souza Gomes Guarino (Orientador)
Doutor em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Profa. Dra. Aline Ritter Curti
Doutora em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira
Doutor em Ecologia pela Universidade de Brasília

Prof. Dr. Cristiano Agra Iserhard (suplente)
Doutor em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Agradecimentos

Aos meus pais que proporcionaram eu trilhar esse caminho, sempre me dando apoio e carinho. Ao meu irmão, Augusto, por dividir todas as dificuldades diárias que passamos durante este período, além de encarar longas planilhas do meu lado. Agradeço também à Ana, por ter me incentivado desde o início e também por toda ajuda que me deu nesta caminhada. Muito obrigado a Sá e a família dela, principalmente a Monica, por todo o apoio neste período.

Muito obrigado Ernestino, por ser além de orientador, um grande amigo, o qual eu dividi muita coisa durante o período do mestrado, sem palavras por toda ajuda. Obrigado à Aline e ao Daniel por aceitarem fazer parte da banca e pelas ótimas contribuições dadas ao trabalho.

Agradeço ao pessoal da Cascata por todo apoio, conselhos e acolhimento durante todo período que estive lá, principalmente ao pessoal do campo que sempre esteve disposto a ajudar, muito obrigado Rudi, Paulão, Betinho, Alexandre, Osmar, Alexandre, Alisson e Romário, além do Mauro, sempre preocupado com tudo que precisávamos e a Cássia que nos recebia sempre com um sorriso no rosto. Obrigado a todos do Grupo de Manejo e Restauração da Vegetação Nativa.

Agradecimento mais que especial aos amigos que estiveram comigo nessa trajetória, sejam aqueles que ajudaram no campo, na escrita, ou que me fizeram rir em dias conturbados. Aos companheiros de quase todos os dias, Bruno, Fred, Marcos, Thui e Valeria, não tenho palavras para agradecer todos os momentos que passamos juntos, levarei vocês sempre comigo. Às incansáveis Isa e Kauane que me auxiliaram demais na estatística e as quais compartilhei boas risadas, muito obrigado de verdade. Ao Cris, muito obrigado por todos conselhos, conversas e risadas dadas desde a graduação, és exemplo a ser seguido. Ao Gunter, Gustavo e Henrique, pelas viagens, risadas e conselhos dados, vocês fazem parte de tudo isso. Pepe, Stevan, Thales, Toninho, Vini, Rodrigo, Róger, Rogê, Vinícius, Giu, Rapha, Bia, Arthur e tantos outros amigos que foram importantes para além do trabalho em si, agradeço imensamente a cada um.

*“As pessoas são como as palavras,
só tem sentido se junto das outras.”*

Emicida

Resumo

MOLINA, Artur Ramos. **A Semeadura Direta de espécies arbóreas consorciadas com milho e feijão é uma alternativa viável para a implantação de agroflorestas no Sul do Brasil?**. Orientador: Ernestino de Souza Gomes Guarino. 2023. 75 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, 2023.

A grande maioria dos projetos de restauração no Brasil são conduzidos em propriedades particulares, normalmente para recompor Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal. Com isso, é necessário buscar estratégias diferentes de recomposição de Áreas de Reserva Legal, como a semeadura direta e os Sistemas Agroflorestais, visando opções mais atrativas para agricultores familiares. O objetivo foi comparar duas formas de semeadura direta, em questão da emergência das espécies, sobrevivência, estabelecimento e crescimento das mudas ao longo de um ano, além dos custos de implantação. O delineamento experimental utilizado foi de blocos inteiramente casualizados, consistindo em três blocos com dois tratamentos cada. Os tratamentos consistem em semeadura direta de forma convencional; e semeadura direta com práticas agroflorestais (cobertura do solo e cultivos agrícolas anuais nas bordas dos canteiros). Cada tratamento contou, ao total, com 30 parcelas de 1 m de semeadura direta de 23 espécies. Em cada parcela foram depositadas 10 sementes por espécie. Das 13800 sementes semeadas, 24% emergiram e 15,5% sobreviveram após um ano de semeadura. A emergência de plântulas na semeadura com práticas agroflorestais foi maior que na convencional, com diferenças significativas para algumas espécies. As curvas de sobrevivência apontaram diferenças entre os tratamentos, sendo a semeadura convencional melhor do que a com práticas agroflorestais, porém não houve diferenças no número médio de indivíduos ao final de um ano. As porcentagens de estabelecimento de indivíduos foram de 10% na semeadura convencional e 9,67% na com práticas agroflorestais. *Cordia trichotoma* foi a única espécie que apresentou diferenças significativas na estatura da planta quando comparados os tratamentos, com plantas maiores no tratamento com práticas agroflorestais. Para diâmetro houve diferença significativa apenas para *Enterolobium contortisiliquum*, com maior média também no tratamento com práticas agroflorestais. O número de folhas de *Syagrus romanzoffiana* não diferiu entre os tratamentos. A semeadura com práticas agroflorestais se demonstrou mais barata devido a produção das culturas agrícolas que abateram os custos de implantação. Ambos modelos de semeadura apresentaram menor custo de implantação quando comparados ao plantio de mudas em área total. A semeadura direta com práticas agroflorestais é um método viável para recompor áreas de RL na região, além de economicamente mais atrativa. Porém, a viabilidade da técnica depende da escolha das espécies, visto que algumas não apresentaram bom desempenho.

Palavras-chave: Restauração ecológica. Restauração produtiva. Cobertura do solo. Proteção da vegetação nativa.

Abstract

MOLINA, Artur Ramos. **Direct seeding of tree species in association with corn and beans is a viable alternative for implementing agroforestry systems in Southern Brazil?** Advisor: Ernestino de Souza Gomes Guarino. 2023. 75 f. Dissertation (Master in Agronomy) — Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Universidade Federal de Pelotas, 2023.

The vast majority of restoration projects in Brazil are conducted on private properties, typically to restore Permanent Preservation Areas (PPAs) and Legal Reserves. Consequently, it is necessary to explore different strategies for the reconstitution of Legal Reserve Areas, such as direct seeding and Agroforestry Systems, aiming to provide more attractive options for family farmers. The objective was to compare two forms of direct seeding in terms of species emergence, survival, establishment, and seedling growth over one year, as well as implementation costs. The experimental design used was a completely randomized block design, consisting of three blocks with two treatments each. The treatments consisted of conventional direct seeding and direct seeding with agroforestry practices (ground cover and annual agricultural crops at the edges of the beds). Each treatment had a total of 30 plots of 1 meter of direct seeding for 23 species, with 10 seeds per species deposited in each plot. Of the 13,800 seeds sown, 24% emerged, and 15.5% survived after one year of seeding. Seedling emergence in the seeding with agroforestry practices was higher than in the conventional seeding, with significant differences for some species. Survival curves indicated differences between the treatments, with conventional seeding performing better than agroforestry practices. However, there were no differences in the average number of individuals at the end of one year. The establishment percentages were 10% in conventional seeding and 9.67% in agroforestry practices. *Cordia trichotoma* was the only species that showed significant differences in plant height when comparing the treatments, with larger plants in the agroforestry practice treatment. Diameter showed a significant difference only for *Enterolobium contortisiliquum*, with a higher average also in the agroforestry practice treatment. The number of leaves in *Syagrus romanzoffiana* did not differ between the treatments. Direct seeding with agroforestry practices proved to be more cost-effective due to the production of agricultural crops that offset implementation costs. Both direct seeding models had lower implementation costs compared to planting seedlings in the entire area. Direct seeding with agroforestry practices is a viable method for restoring Legal Reserve areas in the region, in addition to being economically more attractive. However, the feasibility of the technique depends on the choice of species, as some did not perform well.

Palavras-chave: Restoration ecology. Productive restoration. Soil coverage. Protection of native vegetation.

Lista de figuras

Figura 1	Área do experimento localizado dentro dos limites da EEC..	24
Figura 2	Variáveis ambientais durante o período do experimento.....	25
Figura 3	Podas realizadas na área para implantação do experimento	26
Figura 4	Preparo do solo para implantação do experimento.....	26
Figura 5	Semeadura direta manual.....	28
Figura 6	Croqui do plantio no tratamento com práticas agroflorestais.	28
Figura 7	Avaliação da radiação solar global ao nível do solo.....	29
Figura 8	Semeadura das espécies em viveiro florestal.....	29
Figura 9	Medições de altura e diâmetro após um ano da semeadura.	34
Figura 10	Processo de seleção dos feijões.....	36
Figura 11	Espigas colhidas e debulhadora utilizada no processo.....	37
Figura 12	A) Emergência geral dos tratamentos; B) Sobrevivência após um ano da semeadura.....	38
Figura 13	Porcentagem de emergência das espécies florestais.....	39
Figura 14	Porcentagem de emergência das espécies de cobertura.....	40
Figura 15	Porcentagem de sobrevivência das espécies após um ano de semeadura.....	40
Figura 16	Curva de sobrevivência das espécies florestais por tratamentos.....	42
Figura 17	Curvas de sobrevivência das espécies por tratamento.....	42
Figura 18	Emergência em relação ao tamanho da semente.....	45
Figura 19	Mortalidade em relação ao tamanho da semente.....	45
Figura 20	Variação da altura das espécies florestais sobreviventes após um ano de semeadura.....	48
Figura 21	Variação do diâmetro das espécies florestais sobreviventes após um ano de semeadura.....	49

Lista de tabelas

Tabela 1	Espécies utilizadas para formação da muvuca de sementes para semeadura.....	31
Tabela 2	Resultados do GLMM comparando a emergência entre as épocas.....	41
Tabela 3	Resultados do GLMM comparando a mortalidade entre as épocas.....	43
Tabela 4	Resultados do GLMM comparando a mortalidade das espécies arbóreas entre as épocas.....	43
Tabela 5	Resultados do GLMM comparando o número de indivíduos vivos após um ano entre os tratamentos.....	44
Tabela 6	Proporção dos indivíduos sobreviventes por espécie nos tratamentos após 12 meses de semeadura.....	46
Tabela 7	Porcentagens de estabelecimento das espécies por tratamento e dos tratamentos no geral.....	47
Tabela 8	O custo estimado para cada indivíduo por espécie.....	50
Tabela 9	Custos para implantação da semeadura direta nos tratamentos.....	50

Lista de Abreviaturas e Siglas

APP	Área de Preservação Permanente
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CEFLOR	Centro Estadual de Diagnóstico e Pesquisa Florestal
DAB	Diâmetro a base do caule
EEC	Estação Experimental Cascata
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
GLMM	Modelos Lineares Mistos Generalizados
ICRAF	Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal
LMM	Modelos Lineares Mistos
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PIE	Proporção de Indivíduos Estabelecidos no campo
RL	Área de Reserva Legal
SAF	Sistema Agroflorestal
SER	Sociedade de Restauração Ecológica

Sumário

1	Introdução.....	9
1.1	Objetivo Geral.....	12
1.2	Objetivos Específicos.....	12
1.3	Hipóteses.....	12
2	Referencial Teórico.....	13
2.1	Lei 12.651, de 25 de maio de 2012.....	13
2.2	Restauração Ecológica no Brasil.....	15
2.3	Semeadura Direta.....	18
2.4	Sistemas Agroflorestais (SAF).....	20
3	Material e Métodos.....	23
3.1	Área de estudo.....	23
3.2	Preparo da área e delineamento experimental.....	26
3.3	Escolha das espécies.....	30
3.4	Coleta e Análise de dados.....	32
3.5	Custos da Semeadura Direta.....	34
4	Resultados.....	37
4.1	Emergência, sobrevivência e estabelecimento.....	37
4.2	Altura, DAB e número de folhas.....	47
4.3	Custos da semeadura.....	48
5	Discussão.....	50
5.1	Emergência, sobrevivência e estabelecimento.....	50
5.2	Altura, DAB e número de folhas.....	55
5.3	Custos da Semeadura Direta.....	57
	Considerações finais.....	58
	Referências.....	59

1 Introdução

Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) 178 milhões de hectares de floresta já foram perdidos desde 1990 (FAO, 2020). Com o avanço da sociedade sobre a natureza através da intensificação do uso do solo e as diversas pressões que a população humana impõe ao ambiente, a conservação e/ou preservação das áreas florestais remanescentes não bastam, é necessária a conciliação das áreas produtivas com as preservadas através da restauração ecológica para manter a qualidade de vida no planeta (REIS et al., 2014; SILVA, 2019; SEOANE, 2023).

Dividido em dois biomas, o Pampa e a Mata Atlântica, o estado do Rio Grande do Sul possui em torno de 4,7 milhões de hectares de formações florestais naturais, equivalente a 16,87% da sua área total (MAPBIOMAS, 2023). Porém, as áreas naturais sofrem impactos negativos decorrentes do constante avanço da agropecuária no estado. O avanço de monoculturas como a soja sobre as áreas naturais, principalmente os campos nativos, é um dos principais motivos de perda da vegetação nativa, visto que as lavouras de soja apresentam uma crescente na ocupação do uso da terra no Rio Grande do Sul, atingindo em 2021 33,2% do território total do estado e 31,3% da área total do bioma Pampa (ROCHA et al., 2022). Apesar dos ambientes florestais apresentarem estabilidade em relação a área de ocupação no estado, estes também sofrem impactos constantemente, sendo estimada uma área de 8,5 hectares de desmatamento por dia no Rio Grande do Sul (MAPBIOMAS, 2023).

Frente a essas ameaças, no Brasil, a Lei de Proteção a Vegetação Nativa (nº 12.651, de 25 de maio de 2012), dispõe sobre normas gerais para a proteção da vegetação nativa e tem como objetivo o desenvolvimento sustentável. Esta lei prevê a definição de áreas de Reserva Legal (RL), caracterizadas por ter a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos, além de promover a conservação da biodiversidade (BRASIL, 2012). Contudo, a vegetação nativa é comumente vista como um problema ao desenvolvimento agrícola (FROUFE & SEOANE, 2011) e sua restauração é também percebida como um gasto excessivo, muitas vezes sem um retorno financeiro para o agricultor (ENGEL & PARROTA, 2001).

A grande maioria dos projetos de restauração no Brasil são conduzidos em propriedades particulares, devido a legislação, normalmente para recompor Áreas de Preservação Permanente (APPs) e RLs (BRANCALION et al., 2015). Quando estas áreas apresentam resiliência ecológica suficiente para sua regeneração, não são necessárias intervenções humanas para acelerar o processo, apenas o isolamento da área contra distúrbios de degradação, como o gado e o fogo (HOLL & AIDE, 2010). Devido a inúmeros motivos, essas áreas muitas vezes não possuem resiliência ecológica suficiente para sua regeneração natural. Podemos citar como motivos da baixa resiliência, o histórico de degradação, a falta de conectividade com áreas preservadas, ausência de fauna dispersora de sementes, abundante presença de gramíneas exóticas, entre outros (HOLL et al., 2000; HOLL, 2007; CROUZEILLES et al., 2017). Quando o potencial de regeneração natural é baixo, ou ausente, torna-se necessário a utilização de técnicas de restauração ativa, ou seja, usar ferramentas que possibilitem e acelerem o processo de sucessão ecológica (MELI et al., 2017).

O primeiro método de restauração ativa utilizado no Brasil foi o plantio de mudas em área total, sendo muito comum até os dias atuais (BRANCALION et al., 2015; PALMA & LAURENCE, 2015). Esta técnica pode ser eficiente no rápido recobrimento da área, porém, há um alto investimento para a aquisição e manutenção das mudas, resultante de todo processo de produção e transporte das mesmas (COLE et al., 2011). Outras técnicas podem ser empregadas, visando um menor custo de implantação, dentre elas, a semeadura direta.

A técnica de semeadura direta consiste no plantio de sementes na área (em núcleos ou total), apresentando algumas vantagens em relação ao plantio de mudas em área total, como seu menor custo de implantação (DOUST et al., 2006), a sua praticidade e aplicação em áreas de difícil acesso (CLOSE & DEIVIDSON, 2003), maior densidade de plantas nos estágios iniciais, podendo favorecer a formação da estrutura da floresta (ANTONIAZZI et al., 2021), maior número de espécies plantadas (PALMA & LAURANCE, et al., 2015), além de haver a possibilidade de coleta das sementes próximas à área a ser restaurada (SOUZA, 2022) expondo as plântulas desde a fase inicial às condições ambientais do local. Para este método muitas vezes utilizam-se as “muvucas de sementes”, que consistem em uma mistura de solo ou areia com sementes de adubação verde, culturas e espécies florestais (CAMPOS-FILHO et al., 2013). A

utilização de plantas de cobertura, ou de adubação verde, podem auxiliar na técnica de semeadura direta para restauração, visto que estas espécies auxiliam na rápida cobertura do solo, suprimindo espécies de gramíneas exóticas que competem com as espécies nativas (VÁSQUEZ-CASTRO et al, 2020; PAGOTO et al., 2022).

Algumas desvantagens são conhecidas em relação a técnica de semeadura direta, como a dificuldade em obter grandes quantidades de sementes viáveis das espécies nativas, falta de informações como épocas ideais de semeadura para determinadas espécies, dificuldade no controle das condições ambientais ideais para germinação, predação de sementes e mudas, além da competição com a vegetação preexistente, principalmente gramíneas agressivas (CECCON et al., 2015).

Uma alternativa de restauração da RL viável do ponto de vista legal e financeiro são os Sistemas Agroflorestais (SAF), os quais são sistemas sustentáveis de produção de alimentos, que consistem em consórcios de espécies arbóreas, culturas agrícolas de diferentes ciclos, e a presença ou não de animais (NAIR, 1993). Além do aspecto estrutural, os SAF apresentam uma alta interação entre os elementos ecológicos, sociais e econômicos, com um manejo, no tempo e espaço, que intensifica os processos naturais, objetivando potencializar a produção de espécies de interesse, como também da biodiversidade (STEENBOCK et al., 2020). Além de auxiliarem na conservação, manutenção e restauração dos ecossistemas, produzir alimentos e prover ganhos financeiros, os SAF representam uma boa opção para agricultores familiares se adequarem à legislação (RODRIGUES et al., 2008; MICCOLIS et al., 2016).

Algumas práticas agroflorestais podem auxiliar na superação das barreiras e desvantagens da técnica de semeadura direta, como por exemplo a cobertura do solo e o consórcio com culturas agrícolas, aliando a produção de alimentos à restauração. A utilização de *mulching* (cobertura do solo com matéria morta), além de reduzir a temperatura e aumentar a umidade do solo, criando um microclima favorável à germinação, também inibe o crescimento de gramíneas invasoras, sem reduzir fortemente a germinação das espécies arbóreas (SILVA & VIEIRA, 2017). Já a produção de alimentos (cultivos anuais ou perenes) pode ser uma ferramenta interessante para agricultores familiares,

visto que abate os custos despendidos durante o processo de restauração, além de auxiliar no processo em si, onde as culturas utilizadas podem sombrear espécies que competem com as plântulas provenientes da semeadura direta, facilitando a sobrevivência e crescimento das futuras mudas (SILVA et al., 2015; SILVA, 2019).

Diante do exposto, é necessário buscar estratégias diferentes de recomposição de Áreas de Reserva Legal, visando opções mais atrativas para agricultores familiares, onde estes possam, além de restaurar a área, produzir alimentos, podendo gerar renda para a propriedade.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar dois modelos de semeadura direta, convencional vs. utilizando práticas agroflorestais (cobertura do solo e consórcio com culturas anuais).

1.2 Objetivos específicos

- Avaliar a emergência, sobrevivência, estabelecimento e crescimento de 17 espécies arbóreas ao longo de um ano;
- Comparar os custos e o retorno financeiro dos modelos utilizados;

1.3 Hipóteses

- Espera-se que a semeadura com práticas agroflorestais se mostre mais eficiente para emergência, sobrevivência e estabelecimento das mudas;
- Espécies de sementes maiores vão apresentar melhor emergência e sobrevivência do que espécies de sementes menores;
- O modelo de semeadura direta com práticas agroflorestais vai ser mais atraente financeiramente em relação ao modelo de semeadura convencional.

2 Referencial Teórico

2.1 Lei 12.651, de 25 de maio de 2012

Desde o Brasil colônia já haviam regras para extração de recursos naturais, porém essas regras não se preocupavam em preservar a fauna e flora brasileira, e sim em proteger os interesses e o domínio da coroa portuguesa no uso desses recursos (SPAROVEK et al., 2011). O Código Florestal Brasileiro teve sua primeira versão em 1934 (decreto nº 23.793, de janeiro de 1934), definindo algumas florestas como protetoras, principalmente dos recursos hídricos, pois estas apresentavam função de proteger bens e serviços ambientais importantes para sociedade. Previa também, no geral, que nenhum proprietário de terra coberta por florestas, poderia desmatar mais de três quartos da vegetação pré-existente, além disso, as florestas nacionais constituíam bens de interesse comum de todos habitantes do país, portanto, o desmatamento de um remanescente florestal feito pelo proprietário da terra para aumentar sua área de plantio não seria autorizado, porque a proteção do manancial que provia água para a população, por exemplo, estava acima dos interesses privados (BRASIL, 1934; BRANCALION et al., 2015).

Em 1965, uma nova versão do Código Florestal Brasileiro foi publicada (Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965), esta buscava aperfeiçoar alguns aspectos do anterior, como os dispositivos legais que visavam impor restrições no uso e ocupação do solo. Logo após, vários outros instrumentos legais complementares foram modificando o Código Florestal, buscando uma melhor proteção ambiental, mantendo seus pressupostos e objetivos de obrigar a conservação de parte da flora nativa para manter o equilíbrio ecossistêmico, evitar a ocupação de áreas vulneráveis e estimular o plantio e o uso racional das florestas (RODRIGUES & MATAVELLI, 2020).

O código de 1965 já estabelecia que as propriedades no Sul do país deveriam manter o mínimo de 20% de sua área com cobertura florestal, e onde houvesse a presença de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, sua vegetação não poderia ser suprimida, apenas utilizada sob manejo florestal sustentável. Em propriedades com áreas entre 20 e 50 hectares, os plantios de árvores ornamentais, industriais ou frutíferas, mesmo sendo exóticas, eram computadas

para o limite percentual de 20% de cobertura arbórea exigida pela Lei (BRASIL, 1965). As Áreas de Preservação Permanente (APP) estavam inclusas na Lei, e caracterizavam-se por ser áreas cobertas, ou não, por vegetação nativa, com função de preservar a paisagem, os recursos hídricos, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitando o fluxo gênico da fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar da população humana (BRASIL, 1965; RODRIGUES & MATAVELLI, 2020). Este mesmo código também estabelecia a suspensão de atividades agropecuárias em APP, bem como sua proteção contra novos fatores de degradação (BRASIL, 1965; BRANCALION et al., 2015).

A Lei de Proteção e Recuperação da Vegetação Nativa, publicada em 2012 (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012), substituiu o Código Florestal de 1965, estabelecendo normas sobre a proteção da vegetação nativa, incluindo APP, RL e áreas de uso restrito, a exploração florestal, o controle de origem dos produtos florestais, controle contra incêndios florestais e a previsão de instrumentos econômicos e financeiros para alcançar seus objetivos. Esta nova lei abrange não só as florestas, mas também os campos e vegetações savanóides (BRANCALION et al., 2016).

Uma inovação desta Lei é a criação do Cadastro Ambiental Rural (CAR). Esta ferramenta é um registro público eletrônico e obrigatório a todas propriedades rurais, que tem o objetivo de integrar as informações ambientais que se referem às APP, RL, florestas e de remanescentes de qualquer forma de vegetação nativa, das áreas de Uso Restrito e das áreas consolidadas das propriedades e posses rurais do país, para controle, monitoramento, combate ao desmatamento, planejamento ambiental e econômico (SICAR, 2015).

Em relação a recomposição e/ou restauração de áreas florestais, no Código Florestal de 1934, estas ações são citadas apenas para indenização dos infratores caso estes restaurassem a área desmatada ou alguma próxima a ela (BRASIL, 1934). Já no Código de 1965, a ação de florestamento ou reflorestamento é citada para as Áreas de Preservação Permanente (APP), e ficava a encargo do proprietário da terra, podendo o Poder Público intervir caso o proprietário não agisse (BRASIL, 1965).

Para determinar o mínimo a ser recomposto em cada propriedade, a lei de Proteção e Recuperação da Vegetação Nativa classifica o tamanho das propriedades em módulos fiscais. Estes módulos fiscais são medidas de áreas

(em hectare) únicas a cada município. No município de Pelotas o valor do módulo fiscal é de 16 ha (BRASIL, 2013) e a área de Reserva Legal deve ser de no mínimo 20% da área do imóvel na região do estudo (BRASIL, 2012). Estas áreas devem ser recompostas através do plantio de espécies nativas regionais, podendo contar com espécies exóticas, desde que consorciadas em sistemas agroflorestais com as espécies nativas e não excedendo 50% da área a ser recuperada (BRASIL, 2012).

2.2 Restauração Ecológica no Brasil

A Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2004), define restauração ecológica como: “uma atividade deliberada que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema quanto à sua saúde, integridade e sustentabilidade, que requer restauração porque foi degradado, danificado, transformado ou totalmente destruído como resultado direto ou indireto das atividades humanas”.

A restauração ecológica é um tema cada vez mais debatido no âmbito global, com a Organização das Nações Unidas (ONU), declarando a década atual como a década da restauração dos ecossistemas (resolução ONU A/RES/73/284), além de iniciativas internacionais com foco na restauração, como por exemplo “*The Bonn Challenge*”, que tem como objetivo restaurar 350 Mha de áreas desmatadas e degradadas até o ano de 2030, sendo 12 milhões de hectares no Brasil, e a iniciativa 20 x 20, com objetivo de proteger e restaurar 50 milhões de hectares de ambientes naturais, como florestas e campos na América Latina e Caribe até 2030 (BRASIL, 2017; DAVE, 2018; WRI, 2014).

No Brasil, o impacto do homem nos ambientes florestais naturais iniciou com a expansão dos territórios indígenas, através do seu sistema de agricultura, que consistia na técnica de coivara. As florestas em estágio avançado de regeneração eram queimadas para dar lugar às culturas de subsistência da população. Após a redução de produção destas culturas, o local era abandonado, e a regeneração natural da floresta reocupava a área. Por ser um sistema de produção migratório, o impacto da degradação dos indígenas era pontual e permitia a regeneração da floresta (SOLÓRZANO et al., 2021).

Porém, com a chegada dos colonizadores portugueses foi que a degradação das florestas alcançou índices extremos. O corte das florestas para

retirada de recursos naturais (madeira e mineração), para cultivar produtos agrícolas como a cana-de-açúcar, o café e o algodão, e a crescente demanda de alimentos para população que aumentava, foram os principais motivos da aceleração do desmatamento (ENGEL, 1999; SCARANO, 2014). Devido à alta degradação das matas, os centros urbanos começaram a ter grandes prejuízos, principalmente no abastecimento de água potável. Foi então que a primeira iniciativa de restauração florestal do Brasil teve início, entre os anos de 1862 e 1892 foram plantadas milhares de mudas de espécies nativas e exóticas no Rio de Janeiro, onde hoje se encontram o Parque Nacional da Tijuca e Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Considerado marco inicial da restauração ecológica no Brasil, esta iniciativa foi ordenada pelo imperador Dom Pedro II e implantada pelo major Manoel Archer com auxílio de empregados e escravos (ARBILLA & SILVA, 2018).

De acordo com Brancalion et al., (2015) houveram cinco fases conceituais da restauração florestal no Brasil. A primeira consiste aos primeiros plantios, chamados como “plantios de proteção”, pois o objetivo era proteger o solo e os cursos d’água, sem considerar a importância das florestas recuperadas para a biodiversidade, e muito menos em restabelecer os processos ecológicos mantenedores da dinâmica florestal, ou seja, uma floresta restaurada era apenas recuperar a fisionomia florestal. Consequentemente, as espécies exóticas eram muito utilizadas nessa fase, pois a restauração se baseava apenas em aspectos silviculturais, como estas espécies eram muito utilizadas como frutíferas ou para plantios paisagísticos, já se tinham conhecimentos de rusticidade e crescimento bem formados.

A segunda fase buscou algumas mudanças nos projetos de restauração incorporando o conhecimento sobre a sucessão de florestas naturais, selecionando e distribuindo no campo as espécies segundo seu grupo sucessional, priorizando o plantio de espécies nativas brasileiras, principalmente aquelas de rápido crescimento. O objetivo principal desta fase continuou sendo o restabelecimento da fisionomia florestal, utilizando um número reduzido de espécies, mas que eram plantadas em altas densidades, visando a rápida cobertura das áreas degradadas. Apesar de incorporar conceitos ecológicos, durante essa fase, os projetos de restauração não se preocupavam com a

diversidade regional, visto que muitas espécies utilizadas eram nativas do Brasil, mas não das regiões onde estavam sendo plantadas.

Na fase 3, houve a preocupação com a diversidade regional das espécies, tendo sempre como base para os projetos de restauração, uma comunidade clímax predefinida. Portanto, esta fase se caracterizou por tentar fazer uma cópia de fragmentos bem conservados, próximos às áreas onde se faria a restauração, utilizando os conhecimentos de florística e fitossociologia aliados aos de dinâmica de clareiras. Portanto o objetivo desta fase era bem determinístico, atingir um clímax único predefinido, buscando o uso do maior número de espécies regionais possível, que permitiriam a sustentabilidade das florestas. Ainda eram utilizadas espécies exóticas ou não regionais nesta fase, em busca da alta diversidade florística no plantio, pelo desconhecimento dos riscos associados às espécies exóticas, e também pela dificuldade de encontrar mudas de espécies regionais.

Com o avanço do conhecimento sobre a dinâmica de florestas e a evolução conceitual sobre a sucessão, que deixou de ser um conceito determinístico, a fase 4 parou de tentar copiar um fragmento predefinido e objetivou a restauração dos processos estruturadores da trajetória de reconstrução florestal. Agora, as metodologias de restauração são particulares de cada área, levando em conta a resiliência de cada local, buscando não mais características florísticas e fisionômicas, mas sim restaurar processos que garantam a construção e manutenção de comunidades biodiversas no tempo. Nesta fase, o plantio de mudas já não é mais a única forma de restauração, outras metodologias começaram a ser testadas, como a regeneração natural, semeadura direta, transplante de banco de sementes e plântulas.

As bases teóricas e metodológicas da restauração obtiveram avanços ao longo dos anos, e a visão alcançada na fase 4 é conceitualmente a atual. Porém, nos dias atuais outras questões surgiram, pois não basta ter uma boa base conceitual e bons métodos de restauração florestal se estas não são adotadas pelos produtores rurais e empresas agrícolas, personagens importantes, que detêm a maioria das áreas degradadas no Brasil, e muitas vezes arcam com os custos dos projetos de restauração. Portanto, a fase 5 do histórico da restauração no Brasil, convive com os conceitos da fase 4, adicionando questões

econômicas, sociais e culturais, sendo marcada pelo maior apelo ao produtor rural.

Segundo Guerra et al. (2019), o bioma Pampa é o segundo bioma brasileiro com menos estudos na área da restauração ecológica, somente à frente do pantanal, e a maioria dos trabalhos focam nas áreas não florestais. Souza e Engel (2023) apontam dois motivos para o número reduzido de pesquisas de restauração ecológica com semeadura direta para o bioma Pampa, o primeiro é a baixa cobertura territorial do bioma em relação ao território nacional, e o segundo é a predominância dos ambientes não florestais. Apesar de ser um bioma com predominância de ambientes campestres, o Pampa também apresenta fisionomias florestais, como as florestas estacionais, florestas ripárias, florestas com araucária e as florestas de restinga (GUARINO et al., 2018).

2.3 Semeadura Direta

Há um crescimento exponencial sobre pesquisas relacionadas à semeadura direta para restauração florestal, principalmente na última década, porém ainda é um assunto pouco estudado com uma média de três artigos publicados entre 1995, ano da primeira publicação, e 2020, além de uma concentração dos trabalhos nas regiões da Mata Atlântica e do Cerrado (GUERRA et al. 2019; SOUZA, 2022; SOUZA & ENGEL, 2023).

De acordo com a fase teórica da restauração em que estamos, questões econômicas, sociais e culturais devem ser levadas em conta para que estudos e projetos de restauração aproximem, principalmente, agricultores destas iniciativas. A técnica de semeadura tem sido citada como um método com maior custo benefício em comparação ao plantio de mudas em área total (BRANCALION et al., 2015; CAMPOS-FILHO et al., 2013; RAUPP et al., 2020) e vem sendo estudada e utilizada em diversos lugares no Brasil, como por exemplo para restaurar áreas na Bacia do Xingu (FREITAS et al., 2019), nos biomas, Cerrado (GUARINO & SCARIOT, 2014; PELIZZARO et al., 2017; SILVA & VIEIRA, 2016), Mata Atlântica (SOUZA et al., 2021; ISERNHAGEN, 2010; MELI, 2017) e também para as formações florestais do Pampa (PIERRY 2017; GAZZOLA, 2021).

Diversos estudos mostram baixas porcentagens de emergência e estabelecimento (ISERNHAGEN, 2010; SOUZA & ENGEL, 2023), que podem estar relacionados a lotes de semente com baixa viabilidade (MERRIT & DIXON, 2011), dessecação das sementes em campo (DOUST et al., 2006), profundidade de semeadura inadequada (SHAW et al., 2020), competição com gramíneas invasoras (PASSARETTI et al., 2020), entre outros. Devido à baixa porcentagem de estabelecimento, que demanda um número maior de sementes, as quais nem sempre estão disponíveis em quantidade e qualidade necessárias (URZEDO et al., 2020), o maior custo envolvido em projetos de restauração por semeadura direta concentra-se na aquisição de sementes. Tal cenário configura uma grande oportunidade para o desenvolvimento de redes de sementes, que através de políticas públicas pode gerar um novo mercado da restauração, tendo impactos sociais e econômicos positivos para comunidades rurais (RAUPP et al., 2020). Diferentemente do Cerrado, Amazônia e Mata Atlântica, o Pampa não possui uma rede de sementes estabelecida, o que dificulta bastante a aquisição de sementes de espécies nativas. Esta lacuna pode ser preenchida com auxílio de políticas públicas e incentivos a agricultores e povos tradicionais que habitam o meio rural, fazendo com que esta atividade agregue valor econômico e social para esses grupos.

A elevada densidade de sementes utilizadas na técnica de semeadura direta, fornece nichos mais adequados para colonização, assemelhando-se com áreas de regeneração natural e reduzindo os custos com herbivoria e controle de gramíneas exóticas (CAMPOS-FILHO et al., 2013; BRANCALION et al., 2015). Além disso, esta técnica utiliza espécies com diferentes ciclos de vida, garantindo a trajetória sucessional nos primeiros anos de restauração através da formação de florestas estratificadas, com dossel fechado e que permitem a chegada de espécies não utilizadas no plantio, enriquecendo o processo de restauração (FREITAS et al., 2019; RODRIGUES et al., 2019).

Para restauração ecológica, é interessante identificar características funcionais que auxiliem as espécies a superarem os filtros ecológicos do ambiente durante o processo (PASSARETTI et al., 2020). Estes atributos funcionais podem ser características morfológicas, fisiológicas e fenológicas, por exemplo. Uma característica apontada em diversos trabalhos de semeadura direta, é o tamanho das sementes, onde, normalmente, sementes grandes

apresentam maiores índices de germinação e sucesso em relação a sementes pequenas (ST-DENIS et al., 2013; CECCON et al., 2016; PASSARETTI et al., 2020).

A seleção de espécies adequadas para esta técnica também é um fator importante para se obter sucesso, porém, em algumas regiões, devido ao número de espécies disponíveis no mercado ser limitado, aquelas que apresentam abundante produção de frutos são as mais utilizadas (PALMA & LAURENCE, 2015). Além disso, espécies de hábito recalcitrante não são indicadas para semeadura direta, visto que estas perdem sua viabilidade rapidamente e não podem ser armazenadas, reduzindo as porcentagens de estabelecimento no processo de restauração (RODRIGUES et al., 2019).

2.4 Sistemas Agroflorestais (SAF)

Segundo a SER (2004), a avaliação da restauração deve incluir quaisquer metas e objetivos que digam respeito a questões culturais, econômicas e sociais. Portanto, para que as ações de restauração ecológica tenham sucesso em unidades de produção rural, é necessário o engajamento dos agricultores e proprietários rurais, além da integração dos conhecimentos tradicionais destes, com a ecologia e agronomia (VIEIRA et al., 2009). Muitas vantagens descritas aos Sistemas Agroflorestais (SAF) podem ser consideradas adequadas aos objetivos da restauração, visto que estes sistemas podem acelerar a sucessão ecológica e reduzir custos durante o processo, pois estes sistemas fornecem alimentos e renda através de diversas culturas agrícolas anuais e de árvores, que produzem ao longo do tempo (OLIVEIRA & CARVALHAES, 2016). Além de se adequar a diversos objetivos da restauração, os SAF também contribuem para alcançar distintos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como o combate às mudanças climáticas, a proteção da vida na terra, reduzir a pobreza, auxiliar na erradicação da fome, apoiar a equidade de gênero e a inclusão social, fornecer energia limpa e reverter a degradação mundial (FAO & ICRAF, 2019).

Estes sistemas têm como objetivos otimizar o uso da terra, através da conciliação entre a produção florestal e de alimentos, conservar o solo e a água, controlar erosão, maximizar o uso da energia radiante e a eficiência no uso da

água, minimizar a perda de nutrientes pelas plantas, promover a ciclagem de nutrientes, elevar a qualidade de vida e do ambiente, diversificar a produção e firmar a segurança alimentar dos agricultores, além destes, os SAF podem auxiliar na recomposição da estrutura e biodiversidade de ecossistemas florestais, funções e serviços ambientais (ENGEL, 1999; OLIVEIRA & CARVALHAES, 2016). Henzel et al (2021), observaram que os objetivos das famílias de agricultores que adotam esse sistema de produção são diversos e diferem a cada realidade familiar, inclusive que vão além da questão produtiva, como por exemplo, ter uma paisagem agradável para se viver ou recuperar uma área antes degradada.

Este sistema de produção se caracteriza como uma estratégia importante para integrar a fase 5 da restauração no Brasil descrita por Brancalion et al (2015), pois estes sistemas agregam as questões sociais, culturais e econômicas às demandas ambientais, e vêm sendo utilizados, principalmente pelos povos tradicionais, há muito tempo, sustentando cerca de um sexto da população mundial, podendo variar de sistemas simples a sistemas extremamente complexos e biodiversos (MICCOLIS et al., 2016).

Citado como uma ferramenta para recompor áreas de Reserva Legal na Lei de Proteção da Vegetação Nativa, a utilização dos SAF vem aumentando ao longo dos anos, com um aumento de 8 milhões para 13,9 milhões de hectares do ano de 2006 a 2017 (BRASIL, 2012; IBGE, 2017). Para garantir o manejo sustentável da vegetação nativa em sistemas agroflorestais, na conformidade da lei, a Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) do Rio Grande do Sul, desenvolveu a Certificação Agroflorestal, um procedimento simples que permite ao solicitante assistência técnica prioritária, e tem como principais grupos-alvo, os agricultores familiares, povos indígenas, quilombolas e populações tradicionais. Este certificado une todas as restrições e intervenções necessárias que o agricultor terá no manejo do sistema, bem como a autorização na colheita de produtos florestais não madeireiros para comercialização e a futura exploração madeireira das espécies nativas cultivadas (URRUTH et al., 2021). Foram emitidas, desde o ano de 2013, 189 Certificações Agroflorestais em 73 municípios do Rio Grande do Sul, totalizando 950 hectares de área certificada, com predominância na região do Litoral Norte, além de mais de 200 espécies nativas e exóticas citadas como de interesse de cultivo em SAF, com cada região do estado apresentando

suas peculiaridades no modo de produção e saberes locais, gerando diversos produtos da sociobiodiversidade (URRUTH et al., 2022).

Na região da Serra dos Tapes, onde se localiza Pelotas, município deste estado, a adesão aos SAF também tem ganhado espaço dentro da agricultura familiar local. Esta mudança de sistemas convencionais de produção, para agroecossistemas mais sustentáveis, começou no ano de 2010 na região, e hoje as famílias pioneiras se tornaram referência e inspiração para novas transições a estes sistemas (CARDOSO et al., 2018; HENZEL et al., 2021). Bierhals et al (2020) identificaram o total de 49 espécies nativas da Serra dos Tapes em dois SAFs na região, ambas propriedades certificadas pela SEMA. As famílias entrevistadas pelos autores apontaram oito usos para as espécies identificadas, desde interesses para consumo e comercialização, a interesses ambientais, como por exemplo, recursos para alimentação da fauna nativa. Além disso, ambas propriedades abrigam duas espécies da flora ameaçadas do Rio Grande do Sul, apontando mais uma função importante dos SAFs, que além de potencializar a restauração ambiental, podem auxiliar na conservação de espécies ameaçadas (URRUTH et al., 2022).

3 Material e métodos

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental Cascata (EEC), na Embrapa Clima Temperado, localizada no município de Pelotas, Rio Grande do Sul (latitude 31°37'9" S, longitude 52°31'33" O, altitude de 170 m) em uma área experimental dedicada a estudos com Sistemas Agroflorestais (Figura 1). A área experimental, tem 1,3 ha e a cinco anos é dedicada para estudos de sistemas agroflorestais. Até o ano de 2014, a área se encontrava em pousio, sendo realizada apenas roçadas. A partir de 2014, parte da área foi utilizada para o plantio de cultivares de feijão e outra permaneceu em pousio. Quando o local foi destinado a estudos de sistemas agroflorestais, nos primeiros anos foram realizados o preparo e a correção do solo, além do plantio de espécies de gramíneas e leguminosas de cobertura. Após este manejo do solo, diversas espécies arbóreas nativas e exóticas foram implantadas na área, com arranjos e objetivos diversos, como por exemplo, a produção de frutas e madeira.

O local se encontra no bioma Pampa e está inserido na região fisiográfica da Encosta do Sudeste, tendo como fitofisionomia a Floresta Estacional Semidecidual. O tipo de solo predominante na área é Argissolo Vermelho Eutrófico (CUNHA et al., 2017).

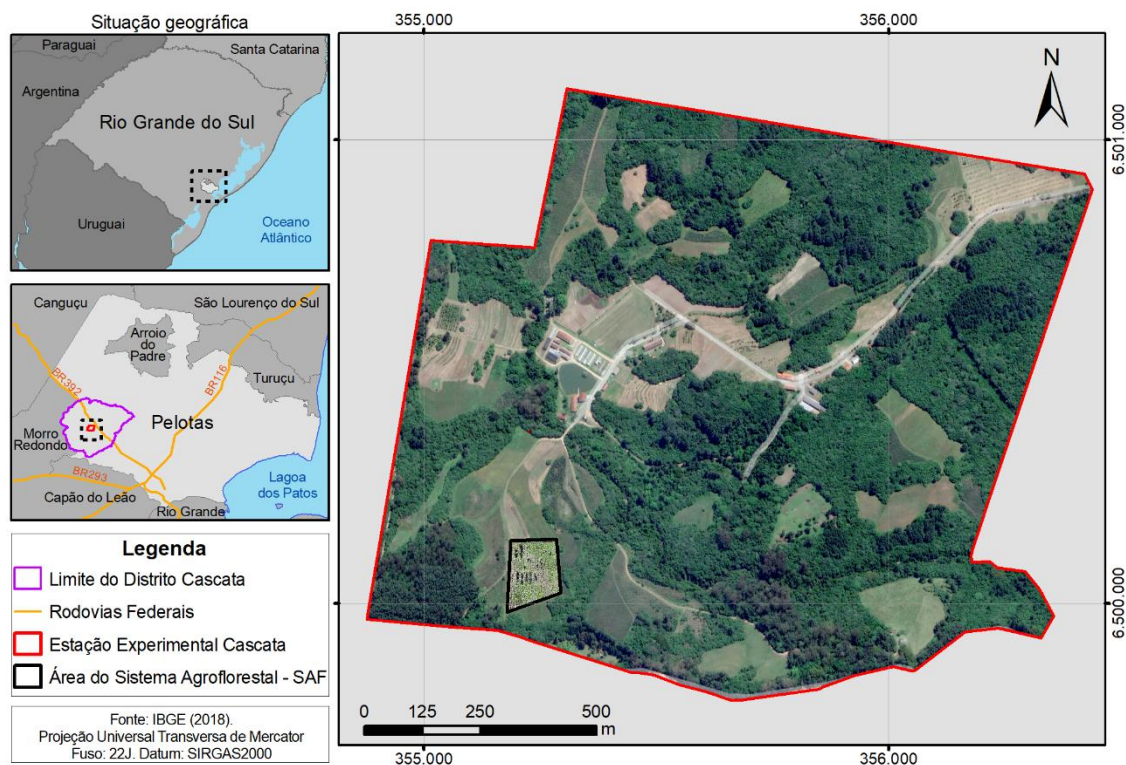


Figura 1. Área do experimento localizado dentro dos limites da EEC. Fonte: Henrique Cunha.

O clima da região é do tipo CFA, subtropical úmido com verões quentes, conforme classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013) com temperatura média anual de 18,2°C e precipitação média anual de 1382,4 mm (INMET, 2023). Durante o período de avaliação da semeadura direta as temperaturas médias mensais variaram de 10,4°C, em junho de 2022, a 24,1°C, em janeiro de 2022 (Figura 2). Ao longo deste período houveram temperaturas mínimas absolutas negativas, sendo a mais baixa registrada de -1,3°C, na época do inverno. Já a temperatura máxima absoluta registrada foi de 38,6°C na época do verão. O número de horas de frio ($\leq 7,2^{\circ}\text{C}$) entre os meses de maio e setembro foi de 466 horas (EMBRAPA, 2023).

A pluviosidade acumulada ao longo de um ano foi de 2325 mm, sendo o mês mais chuvoso o de julho de 2022, com 375,3 mm acumulados, e novembro de 2022 o mês com a menor quantidade de chuvas, acumulando 64,4 mm (Figura 2). A época do ano mais chuvosa foi o inverno com 785 mm acumulados, e a menos chuvosa foi o outono com 477 mm acumulados.

A radiação solar mensal média variou de 6,4 MJ/m²/dia, no mês de julho de 2022, a 21,7 MJ/m²/dia, no mês de dezembro de 2021 (Figura 2). O verão apresentou maior média de radiação solar global, 20,7 MJ/m²/dia e o inverno a

menor, 8,0 MJ/m²/dia. Todas estas informações descritas acima foram registradas pela estação meteorológica automática da EEC.

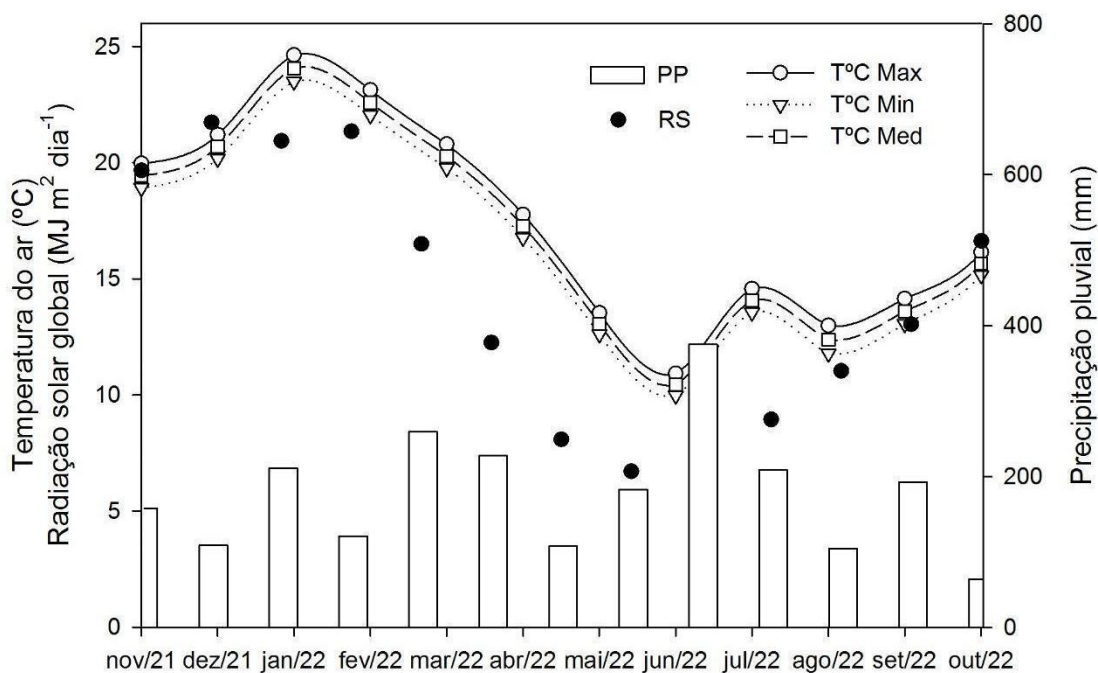


Figura 2. Variáveis ambientais durante o período do experimento. Fonte: Valeria Pohlmann.

Segundo dados do projeto MapBiomas, o município de Pelotas apresentava em 2021, 30.284 ha de áreas florestais, representando 18,81% do seu território e desde 2019 apresenta decréscimo, quando contava com 37.599 ha de área florestal, enquanto áreas dedicadas à agropecuária, aumentaram em torno de 16.000 ha no mesmo período (MAPBIOMAS, 2023). Este mesmo projeto aponta cinco municípios próximos a Pelotas como os que mais desmatam no estado do Rio Grande do Sul, sendo eles, Piratini, Encruzilhada do Sul, Herval, Canguçu e Dom Feliciano.

A EEC é a segunda estação experimental mais antiga do Brasil, dentre as criadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), fundada em 1938, recebendo o nome de Estação Experimental de Viticultura, Enologia e Frutas de Clima Temperado. Inúmeras mudanças ocorreram na estação desde sua fundação, porém, sempre manteve uma relação estreita com a agricultura familiar e a partir de 2003 teve como foco principal os sistemas de produção de base ecológica. Por fim, desde 2009, com a coordenação de um projeto com tema voltado para a transição agroecológica, a estação passa a

incorporar princípios agroecológicos nas suas pesquisas (MEDEIROS & REICHERT, 2022).

3.2 Preparo da área e delineamento experimental

Para a implantação do experimento, foram realizadas podas nos indivíduos arbóreos que poderiam influenciar na incidência de luz nas parcelas, além do corte raso daqueles que se encontravam entre os blocos ou que sombreavam diretamente as linhas de plantio (Figura 3). Nos blocos experimentais foram realizadas a gradagem do solo, o encanteiramento (25 m x 1 m) para as linhas de plantio e a adubação destas com cama de ave peletizada (400g/m²) (Figura 4). Foram realizadas roçadas mecanizadas entre as linhas de plantio na área do experimento, a cada três meses e o controle de formiga foi feito com o uso de iscas granuladas durante todo o período do experimento.



Figura 3. Podas realizadas na área para implantação do experimento. Fonte: Autor.



Figura 4. Preparo do solo para implantação do experimento. Fonte: Autor.

O delineamento experimental utilizado foi de blocos inteiramente casualizados, consistindo em três blocos com dois tratamentos cada. Cada tratamento conta, ao total, com 30 linhas (10 linhas x 3 blocos) de 1 m de comprimento e 2-3 cm de profundidade de semeadura de 23 espécies. Em cada parcela foram depositadas 10 sementes por espécie, totalizando 230 sementes por linha, 13.800 sementes ao todo (230 x 60 linhas). Os tratamentos consistem em TC: semeadura direta de forma convencional, sem cobertura do solo e sem produção de culturas agrícolas; e T1: semeadura direta com práticas agroflorestais, cobertura do solo com palhada e cultivo de milho e feijão nas bordas do canteiro.

A semeadura das espécies florestais e de cobertura se deu de forma manual em novembro de 2021. O mix de sementes (muvuca) foi misturado com 200 g de substrato comercial para homogeneizar a semeadura, distribuindo as sementes de forma igual na linha de 1 m (Figura 5). Devido aos efeitos da pandemia de Covid 19, a época do plantio se deu ao fim da primavera.

A palhada utilizada para cobrir o solo em T1 é composta de capim-elefante triturado (*Pennisetum purpureum* Schum), com espessura da camada de 5-7 cm e espalhada manualmente nos canteiros. O milho e feijão utilizados em T1 foram semeados um mês antes da muvuca, com auxílio de ferramenta de semeadura, popularmente chamada de “matraca” e com espaçamento de 0,2 m entre plantas e 0,4 m entre as culturas (Figura 6). As colheitas do feijão e do milho foram manuais, nos meses de janeiro e março, respectivamente. As variedades de milho e feijão utilizadas, foram, respectivamente a BRS 019TL – Tupi Laranja e BRS Paisano (ANTUNES et al., 2017; EICHOLZ et al., 2016). Durante a permanência das culturas agrícolas no campo, foram avaliados os índices de radiação solar global nas parcelas ao nível do solo, com auxílio de um piranômetro portátil (Licor, LI-185B), para avaliar a influência destas culturas na semeadura direta (Figura 7).

Paralelo ao experimento em campo, foram semeadas também em viveiro florestal aquelas espécies que não se tinha a informação de germinação do lote utilizado (Figura 8). A avaliação foi feita semanalmente para acompanhar a emergência de cada espécie. A semeadura em viveiro também serviu para auxiliar na identificação das plântulas emergidas em campo.

Os tamanhos foram classificados segundo Silva & Vieira (2017), onde as sementes pequenas se caracterizam por pesar menos que 0,1 g, as intermediárias de 0,1 a 1,0 g, e as grandes maiores do que 1,0 g.



Figura 5. Semeadura direta manual. Fonte: Autor.

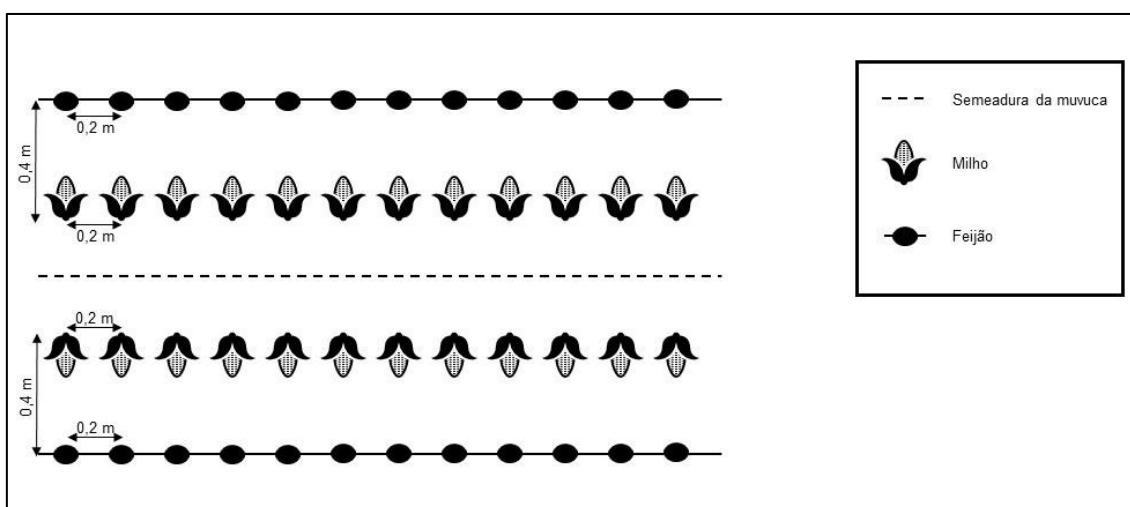


Figura 6. Croqui do plantio no tratamento com práticas agroflorestais.



Figura 7. Avaliação da radiação solar global ao nível do solo. Fonte: Autor.



Figura 8. Semeadura das espécies em viveiro florestal. Fonte: Autor.

3.3 Escolha das espécies

Foram escolhidas 23 espécies, sendo elas 17 arbustivas/arbóreas e seis de cobertura, 12 delas comumente encontradas na Floresta Estacional Semidecidual e cinco exóticas com interesse em SAF (Tabela 1). Os procedimentos utilizados para quebra de dormência de cada espécie foram baseados na literatura (GUARINO et al., no prelo) e estão indicados na tabela 1. Optamos por não utilizar a escarificação química, método indicado para algumas espécies, pois os produtos necessários para realização não são de fácil acesso para a população. Para a escolha das espécies foi levado em consideração a disponibilidade de sementes no mercado para aquisição das mesmas. Todas as espécies florestais foram adquiridas junto a Centro Estadual de Diagnóstico e Pesquisa Florestal - CEFLOP, com exceção de *D. viscosa* e *S. romanzoffiana* que as sementes foram coletadas, de pelo menos três indivíduos, em fragmentos florestais contíguos a área do estudo.

Além da disponibilidade no mercado, os usos e o potencial para SAF de algumas espécies também foi levado em consideração. Por isso, justifica-se a presença de espécies exóticas na lista, as quais não são indicadas para projetos de restauração ecológica, porém, são aceitas em plantios de recomposição de RL, desde que plantadas junto a espécies nativas, conduzidas com medidas que favoreçam a regeneração da vegetação nativa e não ultrapassem 50% da área a ser recomposta (BRASIL, 2012). Nenhuma das espécies exóticas que compõem a muvuca estão na categoria 1 da lista de espécies exóticas invasoras da Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. *Acacia mearnsii* e *Psidium guajava* são classificadas na categoria 2 desta lista, portanto, podem ser utilizadas com condições controladas, com restrições, sujeitas à regulamentação (INSTITUTO HÓRUS, 2016).

Tabela 1. Espécies utilizadas para formação da muvuca de sementes para semeadura.

Nome comum	Nome científico	Família botânica	Estratégia de ocupação	Germinação do lote (%)	Procedimento para quebra de dormência	Tamanho	Usos
Acácia	<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.	Fabaceae	Exótica	53%	Embebição em Água quente por 3 minutos	P	Mad, Ene, Bio
Angico-vermelho	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Recobrimento	78%	Não necessita	P	For, Mad, Ene, Med, Orn
Araçá	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	Diversidade	72%	Não necessita	P	Ali, Mel
Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae	Recobrimento	78%	Embebição em Água quente por 3 minutos	I	Med, Mel, For, Bio, Ene, Orn
Canafístula	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Recobrimento	83%	Embebição em Água quente por 3 minutos	P	Mad, Ene, Mel, Med, Orn
Cedro	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Diversidade	86%	Não necessita	P	Mad, Ene, Mel, Med, Orn
Chal-chal	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Sapindaceae	Recobrimento	95%	Não necessita	P	Ene, Ali, Mel, Med, Orn
Crotalária	<i>Crotalaria juncea</i> L.	Fabaceae	Cobertura	52%	Não necessita	P	Adv
Vassoura-vermelha	<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.	Sapindaceae	Recobrimento	9%	Não necessita	P	Api, Ene, Med, Orn
Feijão-de-porco	<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.	Fabaceae	Cobertura	97%	Não necessita	G	Adv
Goiaba	<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	Exótica	31%	Não necessita	P	Ali
Guajuvira	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	Boraginaceae	Diversidade	82%	Não necessita	P	Mad, Ene, Mel, Med, Orn

Nome comum	Nome científico	Família botânica	Estratégia de ocupação	Germinação do lote (%)	Procedimento para quebra de dormência	Tamanho	Usos
Guandu	<i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth	Fabaceae	Cobertura	43%	Não necessita	I	Adv
Jerivá	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	Diversidade	60%	Embebição em água por 72 horas	G	Ali, Mel, Orn
Lab-lab	<i>Lablab purpureus</i> (L.) Sweet	Fabaceae	Cobertura	97%	Não necessita	I	Adv
Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae	Diversidade	25%	Não necessita	P	Mad, Mel, Orn
Mamão	<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae	Exótica	74%	Não necessita	P	Ali
Mamona	<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	Cobertura	77%	Não necessita	I	Bio
Melancia-de-porco	<i>Citrullus lanatus</i> (Thunb.) Matsum. & Nakai	Cucurbitaceae	Cobertura	37%	Não necessita	I	Ali
Pimenta-rosa	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae	Recobrimento	39%	Não necessita	P	Mad, Ene, Ali, Mel, Med, Orn
Timbaúva	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	Recobrimento	79%	Embebição em Água quente por 3 minutos	I	Mad, For, Mel, Orn, Bio
Trema	<i>Trema micranthum</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Recobrimento	31%	Embebição em Água quente por 3 minutos	P	Ene, For, Mel, Med, Bio
Urucum	<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	Diversidade	58%	Não necessita	P	Ali, Orn, Bio

P= Pequena; I= Intermediária; G= Grande; Adv= Adubação verde; Ali= Alimentício; Bio= Biomassa; Ene= Energético; For= Forrageiro; Mad= Madeireiro; Med= Medicinal; Mel= Melífero; Orn= Ornamental. Fonte: Autor.

3.4 Coleta e Análise de dados

Foram avaliadas a emergência e a sobrevivência das espécies semeadas, semanalmente até o experimento completar três meses, quando começou a ser avaliado quinzenalmente. Ao fechar seis meses de avaliação, a emergência e sobrevivência foram avaliadas mensalmente até completar um ano. A emergência foi considerada após a completa visualização das plântulas acima do solo. Em cada avaliação foram marcadas e identificadas as espécies e contabilizado o número de indivíduos nas parcelas. O índice de emergência é o resultado do número de indivíduos emergidos dividido pelo número de sementes utilizadas. Já o índice de sobrevivência trata-se do número de indivíduos vivos divididos pelo número de sementes emergidas (LIMA et al., 2022).

$$E\% = 100 \times \left(\frac{s(\text{emergidas})}{s(\text{total})} \right)$$

$$SV\% = 100 \times \left(\frac{n}{s(\text{emergidas})} \right)$$

Onde E% é a porcentagem de emergência, s representa o nº de sementes, SV% é a porcentagem de sobrevivência e n o número de indivíduos vivos.

Também foi calculada a porcentagem de estabelecimento das espécies estudadas, sendo esta, calculada por meio da divisão do número de indivíduos sobreviventes em um ano pelo número de sementes utilizadas na semeadura (LIMA et al., 2022). Com isso, temos o número de sementes necessárias para obter um indivíduo no campo.

$$ES\% = 100 \times \left(\frac{n}{s(\text{total})} \right)$$

Onde ES% é a porcentagem de estabelecimento, n representa o nº de indivíduos vivos e s o nº de sementes utilizadas. Esses três índices foram calculadas para os tratamentos no geral, bem como para cada espécie nos dois tratamentos.

Para definir a época de maior chance de morte das mudas, foi calculada a mortalidade ao longo do tempo. De acordo com a seguinte fórmula: $M = n(t-1) - n(t)$, onde: M é a mortalidade, n (t-1) o nº de indivíduos presentes na data anterior de avaliação e n (t) o nº de indivíduos da data presente.

Após um ano de semeadura, os indivíduos sobreviventes tiveram altura e o diâmetro medidos (Figura 9). A altura foi considerada desde a superfície do solo até sua gema apical. O diâmetro foi medido a 1,5 cm do solo para padronização. Para *S. romanzoffiana*, foi levado em consideração apenas o número de folhas emitidas no período de um ano, pois trata-se de uma espécie de palmeira (Arecaceae) e seu caule aéreo é emitido após vários anos (LIMA et al., 2022).



Figura 9. Medições de altura e diâmetro após um ano da semeadura. Fonte: Autor.

Para avaliar, no total, a emergência, mortalidade e o número de indivíduos vivos após um ano da semeadura foram ajustados Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM). Como estas variáveis são de contagem (número de sementes emergidas e número de plântulas mortas) foram ajustados modelos de Poisson. No entanto, devido a sobredispersão apresentada pelos dados, os modelos foram ajustados seguindo a função binomial negativa. Para levar em consideração a não independência das parcelas dentro de cada bloco, o bloco foi considerado como efeito aleatório no modelo. Quando as análises foram feitas por espécie, algumas não apresentaram emergência em todos os blocos e foram necessários ajustar Modelos Lineares Generalizados (GLM), utilizando os blocos

como efeitos fixos pra controlar o efeito da não independência. Todas análises foram feitas usando funções do pacote lme4 (BATES et al., 2015).

Por apresentar a distribuição normal dos resíduos ($p < 0,05$), as variáveis altura e diâmetro das espécies sobreviventes foram ajustadas utilizando Modelos Lineares Mistos (LMM) comparando o efeito dos tratamentos no crescimento das mudas.

Foram construídas curvas de sobrevivência de Kaplan-Meier para comparar os efeitos dos tratamentos na sobrevivência das mudas de cada espécie arbórea que emergiu ao longo de um ano. Para avaliar os efeitos significativos das curvas foi realizado o teste não paramétrico log-rank. Foi levado em consideração, para a confecção das curvas, a data de emergência de cada plântula e sua senescência. Para esta análise utilizou-se o pacote de sobrevivência (R, função `Survfit`; THERNEAU, 2015) e para confecção das curvas o pacote `ggplot2` (WICKHAM, 2016). Todas análises estatísticas foram realizadas no Software R (R CORE TEAM, 2023).

3.5 Custos da Semeadura Direta

Os custos de implantação e manutenção foram contabilizados para comparar os tratamentos e estes com o plantio de mudas em área total, tendo como base a estimativa feita por outros trabalhos (MIURA et al 2022; BENINI & ADEODATO, 2017). Para esta análise, foram levados em consideração o tempo, o número de pessoas e os insumos necessários pra cada atividade, além da produção do milho e do feijão utilizados em T1. Para contabilizar a produção do feijão, foram colhidas todas vagens de cada planta e destas foram excluídos aqueles feijões que se encontravam imaturos ou danificados (Figura 10). Após a seleção, foi medida a umidade do lote para posterior pesagem em balança de precisão. Para calcular a produção do milho, foram colhidas todas as espigas. As espigas passaram por uma debulhadora para retirada total dos grãos (Figura 11). Assim como para o feijão, foi medida a umidade dos lotes e depois estes foram pesados em balança de precisão.

A produtividade de ambos os cultivos foi estimada para hectare. Para esta estimativa, considerou-se a produção das culturas também nas entrelinhas do plantio. Para um hectare (100 m x 100 m), com plantio de espaçamento de 3 m

entre linhas de plantio da muvuca, existiriam 33 linhas de semeadura direta e 32 entre linhas. Com o espaçamento utilizado para as culturas (0,4 m x 0,2 m) e as linhas de plantio destas, dispostas de maneira intercalada, resultou-se em 128 linhas de milho (12800 m lineares no total) e 96 linhas de feijão (9600 m lineares no total). A produção média dos blocos foi utilizada para estimar a produção das linhas em um hectare. Os valores de mercado das culturas foram consultados nos boletins de Preços de Atacados da Ceasa/RS (www.ceasa.rs.gov.br) para o feijão no mês de janeiro de 2022 e para o milho, no site da Companhia Nacional de Abastecimento (<https://www.conab.gov.br>) para o mês de março de 2022.

Foram estimados os custos dos indivíduos sobreviventes (\$IS) após um ano de semeadura. Este valor foi calculado utilizando a fórmula de Raupp et al., (2020) com adaptação: $\$IS = (\$S/PIE)$, onde o valor médio da semente (\$S) foi dividido pela proporção de indivíduos estabelecidos no campo (PIE).



Figura 10. Processo de seleção dos feijões. Fonte: Autor.



Figura 11. Espigas colhidas e debulhadora utilizada no processo. Fonte: Autor.

4 Resultados

4.1 Emergência, sobrevivência e estabelecimento

Das 13.800 sementes plantadas, 24% emergiram e destas, 15,5% sobreviveram após um ano de semeadura. Quando analisados os tratamentos separados, temos índices de emergência para TC de 22,77% e para T1 de 25,22% (Figura 12). Já para sobrevivência, os índices foram de 17,63% e 13,56% para TC e T1 respectivamente (Figura 12). Das 23 espécies utilizadas, quatro não emergiram durante o período avaliado e outras quatro emergiram, mas apresentaram índice de sobrevivência de 0%. *Cordia americana*, *Psidium cattleianum*, *Psidium guajava* e *Trema micranthum* não emergiram e foram excluídas das análises estatísticas. Retirando as espécies de cobertura e as quatro citadas acima, obtivemos índice de emergência total de 20,36% e sobrevivência total de 29,47%. Quando comparadas as contagens de emergência dos tratamentos, foi possível observar diferença significativa entre eles, com T1 apresentando valores mais altos ($p < 0,05$) (Figura 12).

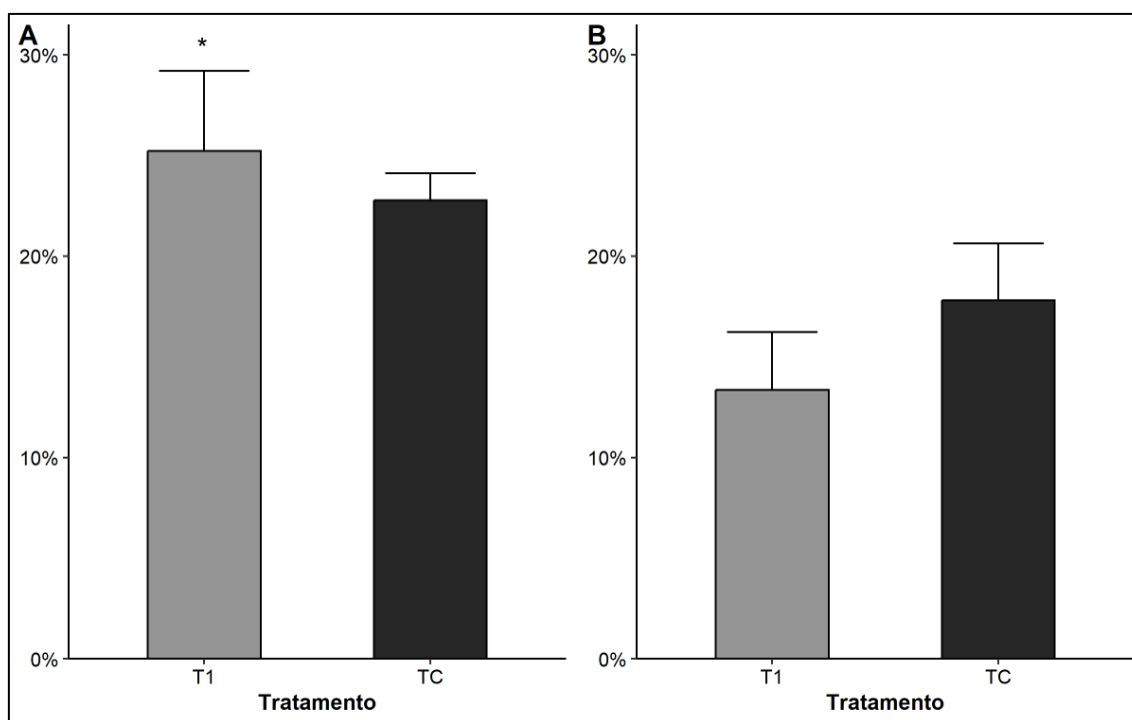


Figura 12. A) Emergência geral dos tratamentos; B) Sobrevivência após um ano da semeadura. As barras escuras representam o TC e as claras T1. O asterisco indica diferença significativa. Fonte: Autor.

Ao analisar a emergência de cada espécie, foram encontradas diferenças significativas em seis delas. Para *P. rigida*, *C. fissilis*, *C. trichotoma*, *C. lanatus* e *S. terebinthifolia* os valores no tratamento T1 foram maiores e somente para *S. romanzoffiana* os valores de TC foram mais altos (Figuras 13 e 14). Os maiores índices de emergência entre as espécies arbustivas/arbóreas, foram 48%, 33% e 30%, para *S. romanzoffiana* (em TC), *E. contortisiliquum* (T1) e *C. trichotoma* (T1), respectivamente (Figura 13). Para as espécies de cobertura, *C. ensiformis* apresentou as maiores porcentagens de emergência, seguido por *L. purpureus* e *R. communis* (Figura 14). Já para sobrevivência, as maiores porcentagens foram de 96,88% e 96,53%, para *S. romanzoffiana* em T1 e TC, 92,86% e 87,50%, para *A. edulis* em TC e T1 (Figura 14). As espécies *Acacia mearnsii*, *Carica papaya* e *Bixa orellana*, emergiram em ambos tratamentos, porém após um ano, nenhum indivíduo sobreviveu. *Dodonaea viscosa* emergiu apenas no tratamento controle, com baixo índice de emergência e sobrevivência de 0% após um ano. *Peltophorum dubium* apresentou sobrevivência após um ano apenas em TC, apesar de ter emergido em ambos tratamentos (Figura 15). Em relação às espécies de cobertura, após um ano sobreviveram apenas indivíduos de *L. purpureus* e *R. communis* (Figura 15).

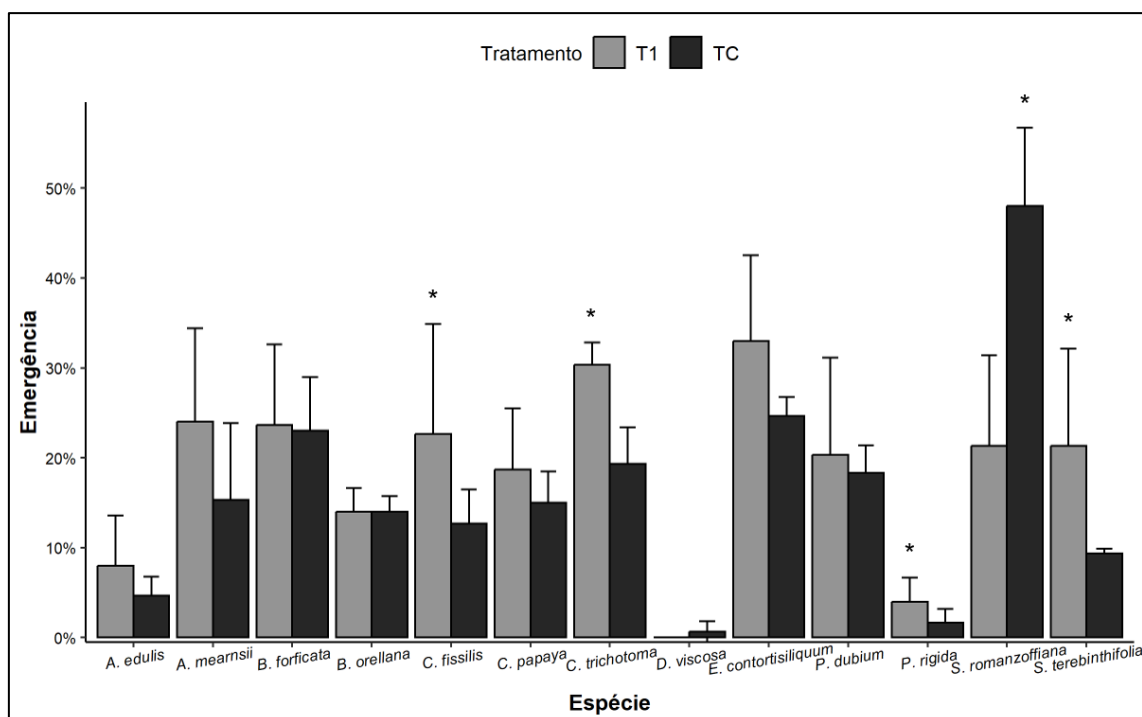


Figura 13. Porcentagem de emergência das espécies florestais. As barras escuras representam TC e as claras T1. O asterisco indica diferença significativa. Fonte: Autor.

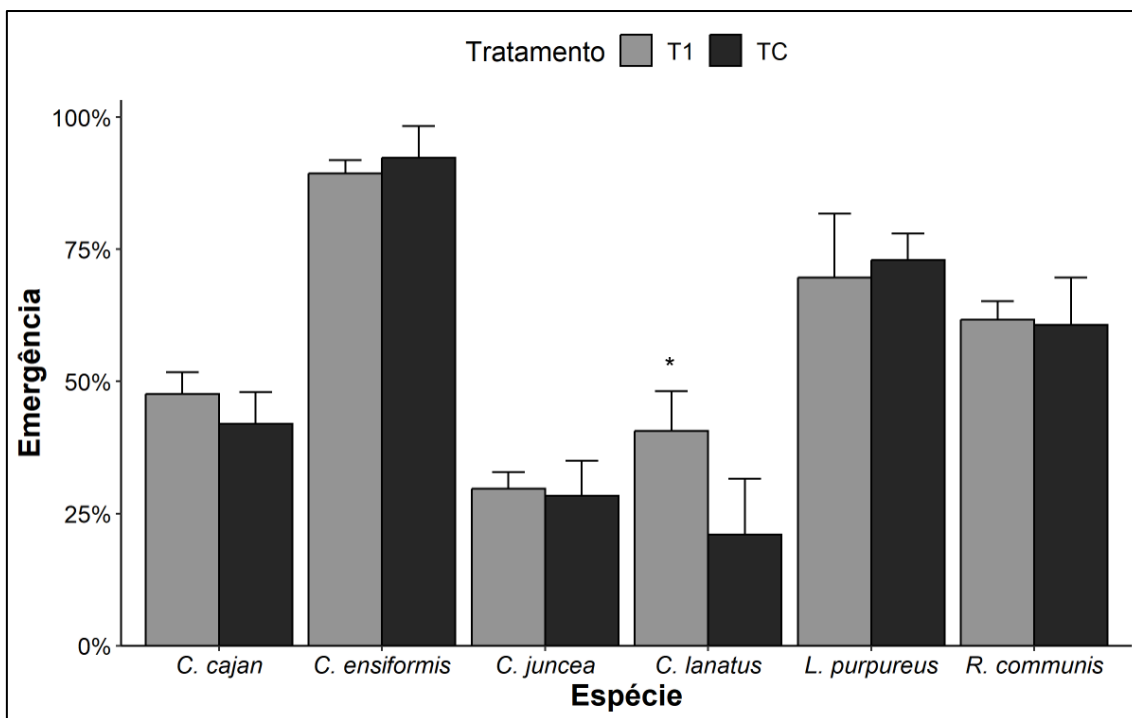


Figura 14. Porcentagem de emergência das espécies de cobertura. As barras escuras representam o TC e as claras T1. O asterisco indica diferença significativa. Fonte: Autor.

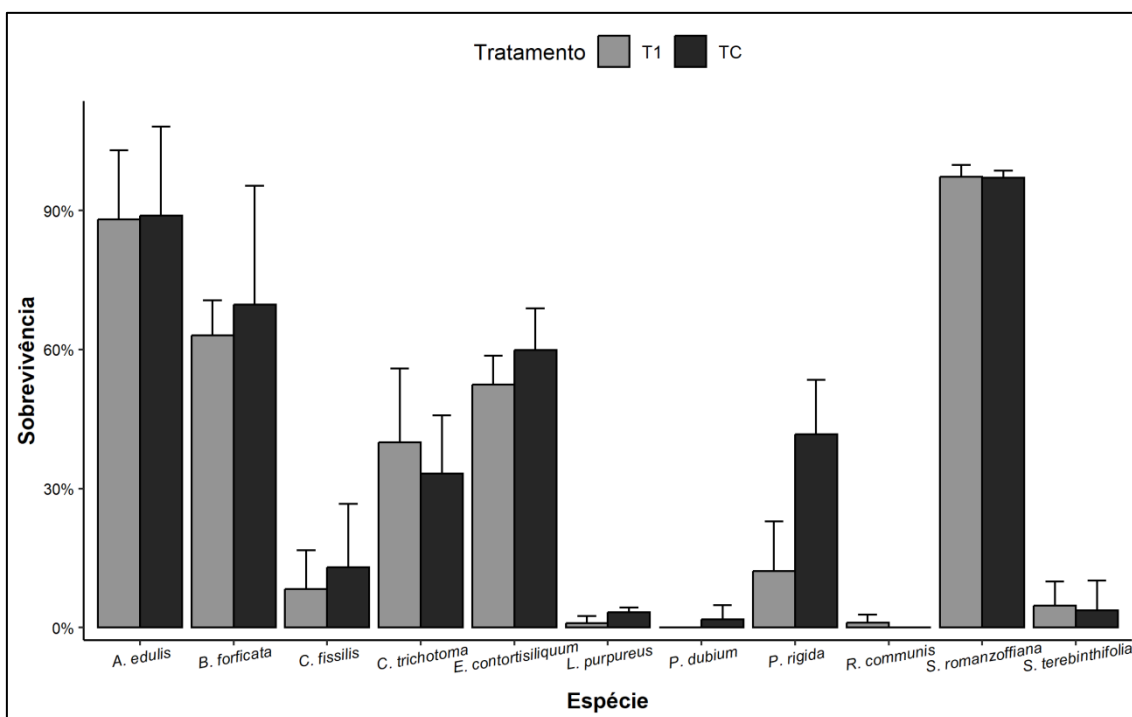


Figura 15. Porcentagem de sobrevivência das espécies após um ano de sementeira. As barras escuras representam o TC e as claras T1. O asterisco indica diferença significativa. Fonte: Autor.

A emergência também diferiu entre todas as épocas do ano. A primavera, época de implantação do experimento, foi a época com o maior número de indivíduos emergidos ($p < 0,001$; Tabela 2). Na primavera houve maior

emergência em T1 quando comparado a TC ($p < 0,05$). Já no outono, a emergência foi maior para TC em relação a T1.

Tabela 2. Resultados do GLMM comparando a emergência entre as épocas. Valores em negrito representam diferenças significativas.

Época de Emergência				
Épocas do ano	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
outono - inverno	0,5381	0,16505	3,26	0,005
primavera - inverno	3,11669	0,1464	21,289	< 0,001
verão - inverno	0,9342	0,15548	6,008	< 0,001
primavera - outono	2,57859	0,08097	31,846	< 0,001
verão - outono	0,3961	0,09663	4,099	< 0,001
verão - primavera	-2,18249	0,05904	-36,969	< 0,001

Fonte: Autor.

As curvas de sobrevivência das espécies florestais apresentaram diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$), com melhor resultado para o tratamento controle, considerando que transcorridos 120 dias da emergência, cada indivíduo apresenta uma chance de sobrevivência acima de 50%. Já em T1, a probabilidade de sobrevivência diminuiu de forma mais rápida, atingindo 50% entre 45 e 50 dias após a emergência das plântulas (Figura 16). Porém, quando a análise é feita separadamente por espécie (Figuras 17, 18, 19), apenas *C. papaya* apresentou diferença significativa entre as curvas (Figura 19).

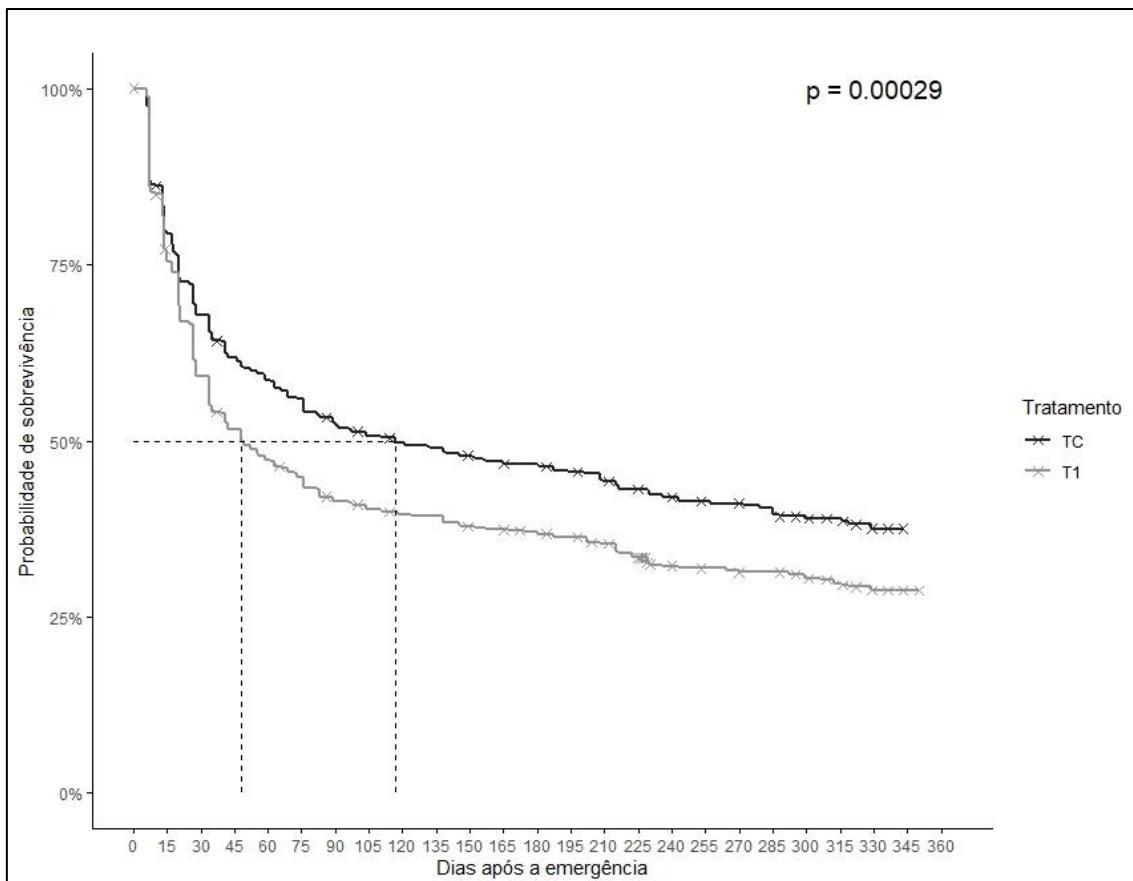


Figura 16. Curva de sobrevivência das espécies florestais por tratamentos. O x indica censura na avaliação, ou seja, indivíduos sobreviventes ao final do período de avaliação. Fonte: Autor.

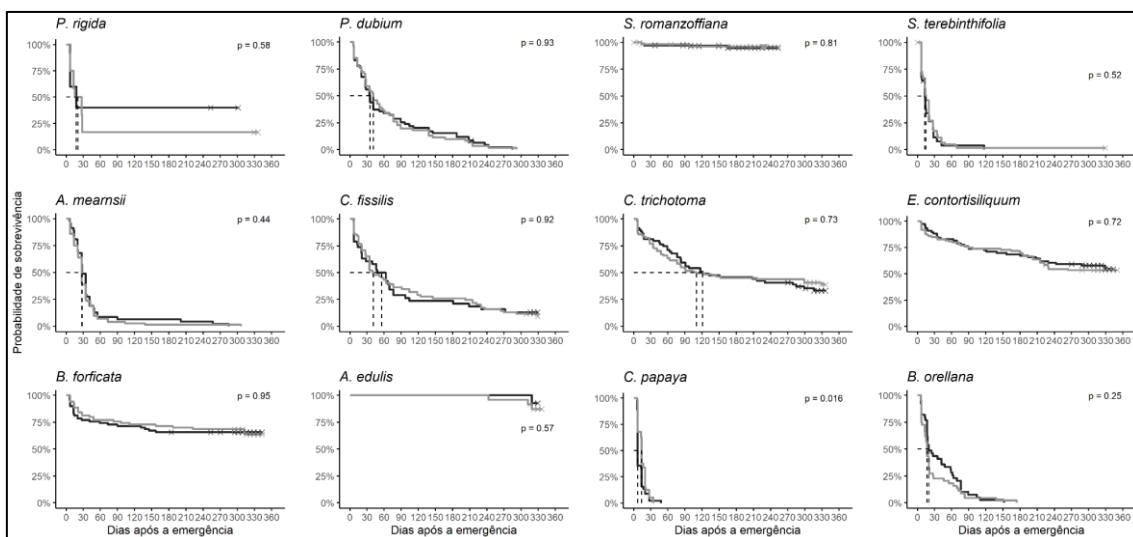


Figura 17. Curvas de sobrevivência das espécies por tratamento.

Quando analisadas todas as espécies, incluindo as plantas de cobertura, as porcentagens de mortalidade variaram em relação às épocas do ano e houveram diferenças significativas entre todas, sendo o inverno a época de maior mortalidade (Tabela 3). Excluindo as plantas de cobertura e analisando

somente as espécies arbustivas/arbóreas, a mortalidade foi maior na época do verão (Tabela 4), havendo diferença significativa entre os tratamentos nesta época, sendo T1 com maior mortalidade ($p < 0,05$).

Através das análises da incidência de luz a nível do solo, foi possível observar que houve diferença significativa entre os tratamentos ($p < 0,03$), sendo T1 apresentando menor radiação solar global na altura do solo.

Tabela 3. Resultados do GLMM comparando a mortalidade entre as épocas. Valores em negrito representam diferenças significativas.

Época x Mortalidade geral				
Épocas do ano	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
outono - inverno	-1,47048	0,07013	-20,968	< 0,001
primavera - inverno	-0,84187	0,05387	-15,627	< 0,001
verão - inverno	-0,37865	0,04899	-7,729	< 0,001
primavera - outono	0,62861	0,06871	9,149	< 0,001
verão - outono	1,09183	0,06497	16,806	< 0,001
verão - primavera	0,46322	0,04691	9,875	< 0,001

Fonte: Autor.

Tabela 4. Resultados do GLMM comparando a mortalidade das espécies arbustivas/arbóreas entre as épocas. Valores em negrito representam diferenças significativas.

Época x Mortalidade arbustivas/arbóreas				
Épocas do ano	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
outono - inverno	-0,24115	0,17105	-1,410	0,477
primavera - inverno	0,25651	0,15187	1,689	0,315
verão - inverno	1,27609	0,14058	9,077	< 0,001
primavera - outono	0,49766	0,12858	3,870	< 0,001
verão - outono	1,51724	0,11499	13,194	< 0,001
verão - primavera	1,01958	0,08393	12,149	< 0,001

Fonte: Autor.

Mesmo apresentando uma mortalidade maior, T1 não diferiu de TC no número de indivíduos sobreviventes após um ano de semeadura (Tabela 5). Como T1 apresentou porcentagem de emergência maior, a maior mortalidade não configurou um pior desempenho para o tratamento, visto que não houve diferença significativa na abundância de indivíduos sobreviventes.

Tabela 5. Resultados do GLMM comparando o número de indivíduos vivos após um ano entre os tratamentos.

Número de indivíduos após um ano				
	Estimativa	Erro padrão	Valor de z	Pr(> z)
Intercepto (T1)	-0,9	0,1412	-6,376	< 0,001
TC	0,1786	0,1635	1,093	0,275

Fonte: Autor.

Das espécies arbóreas, aquela classificada como de sementes grandes, apresentou maiores médias de emergência quando comparadas às intermediárias e as pequenas, que também diferiram entre si, com as sementes pequenas apresentando as menores médias de emergência (Figura 18). Além das menores médias, as quatro espécies que não emergiram em campo estão na categoria das sementes pequenas. A espécie arbórea de sementes grandes apresentou menor mortalidade quando comparada às intermediárias e pequenas (Figura 19). Já quando comparadas às sementes intermediárias e pequenas, também houve diferença, com as pequenas apresentando maiores médias de mortalidade (Figura 19). Para esta análise utilizou-se apenas as espécies arbustivas/arbóreas, visto que as espécies de cobertura já tinham a senescência prevista para o inverno.

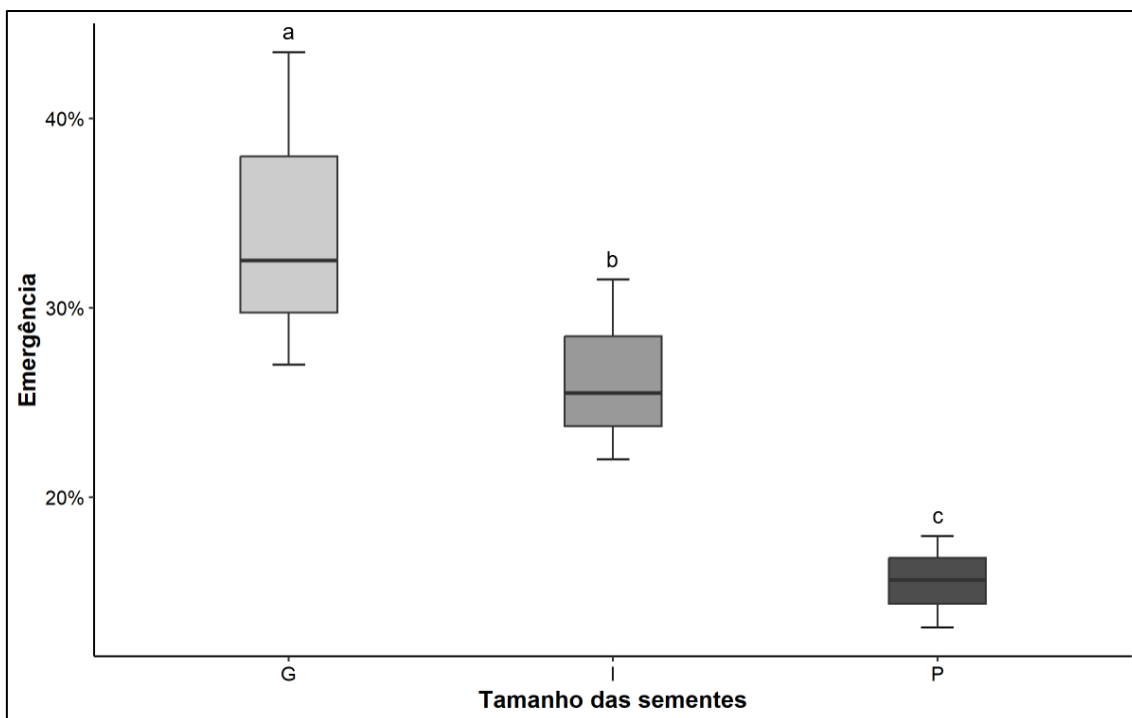


Figura 18. Emergência em relação ao tamanho da semente. G= sementes grandes (maiores que 1,0 g); I= sementes intermediárias (0,1 g a 1,0 g); P= sementes pequenas (menores que 0,1 g). Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). Fonte: Autor.

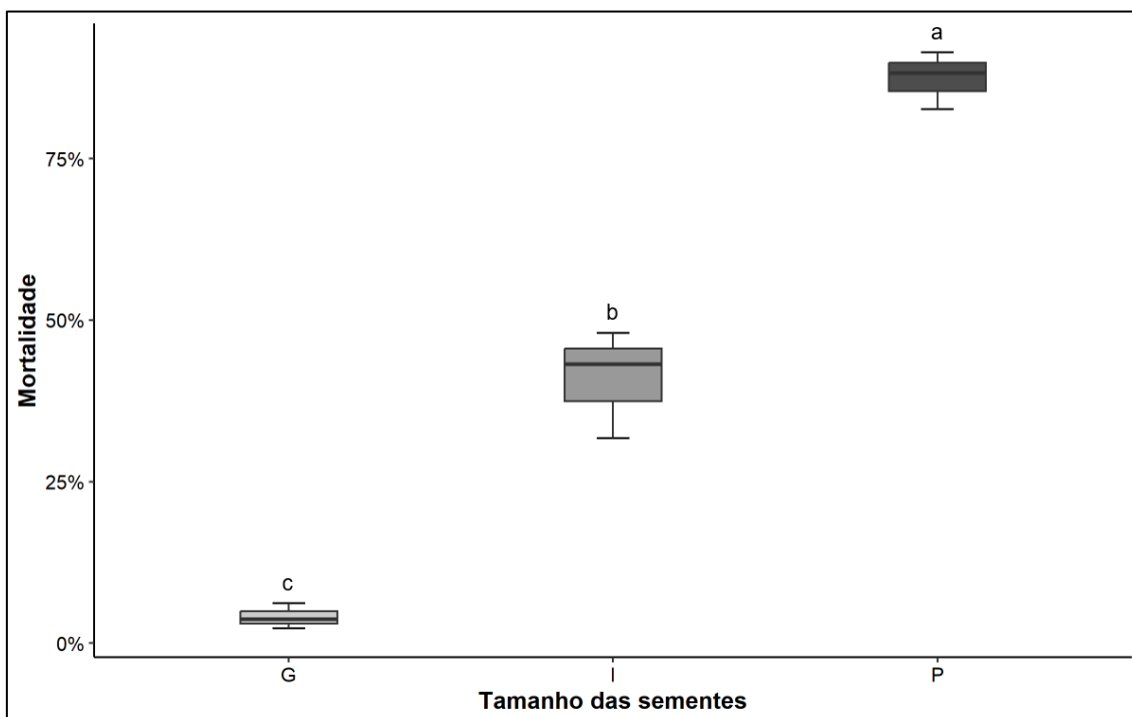


Figura 19. Mortalidade em relação ao tamanho da semente. G= sementes grandes (maiores que 1,0 g); I= sementes intermediárias (0,1 g a 1,0 g); P= sementes pequenas (menores que 0,1 g). Letras diferentes representam diferenças significativas ($p < 0,05$). Fonte: Autor.

Dos 506 indivíduos arbustivos/arbóreos sobreviventes, após 12 meses de semeadura, 53,8% deles estão presentes em TC e 46,2% no T1. Do total,

39,92% dos indivíduos são de *S. romanzoffiana*, espécie mais abundante na última avaliação, seguida por *E. contortisiliquum* (19,2 %) e *B. forficata* (18,2%) (Tabela 6). A espécie que apresentou menor número de sobreviventes foi *P. dubium*, apresentando um único indivíduo (0,2%). Quando separamos os tratamentos, é possível observar uma alta dominância de *S. romanzoffiana* no tratamento controle, representando mais de 50% dos indivíduos vivos deste tratamento, sendo a segunda espécie mais abundante, *B. forficata* representando 16,9% dos sobreviventes. Já para T1, *S. romanzoffiana* também foi a espécie mais abundante, porém sua proporção é de 26,5%, mais próxima das seguintes, *E. contortisiliquum* (22,6%) e *B. forficata* (19,7%).

Tabela 6. Proporção dos indivíduos sobreviventes por espécie nos tratamentos após 12 meses de semeadura.

Espécie	Proporção de indivíduos total (%)	Proporção de indivíduos em TC (%)	Proporção de indivíduos em T1 (%)
<i>Allophylus edulis</i>	6,7%	4,8%	9,0%
<i>Bauhinia forficata</i>	18,2%	16,9%	19,7%
<i>Cedrella fissilis</i>	2,4%	1,8%	3,0%
<i>Cordia trichotoma</i>	11,3%	7,4%	15,8%
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	19,2%	16,2%	22,6%
<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,8%	0,7%	0,9%
<i>Peltophorum dubium</i>	0,2%	0,4%	0%
<i>Ricinus communis</i>	0,4%	0%	0,9%
<i>Schinus terebinthifolia</i>	1,0%	0,4%	1,7%
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	39,9%	51,5%	26,5%
Total	100%	100,0%	100,0%

Fonte: Autor.

A porcentagem de estabelecimento das mudas foi calculada levando em conta apenas as espécies que sobreviveram ao fim de um ano. O estabelecimento em TC foi de 10% e T1 de 9,67%. Com isso, no geral, em TC necessita-se de 10 sementes para se ter um indivíduo arbóreo em um ano, já

em T1, 10,34 sementes. Quando analisadas as porcentagens de estabelecimento específicas, os maiores índices foram para *S. romanzoffiana* em ambos tratamentos, 46,33% para TC e 20,67% em T1 (Tabela 7).

Tabela 7. Porcentagens de estabelecimento das espécies por tratamento e dos tratamentos no geral.

Tratamento	Espécie	Nºsementes para obter um indivíduo	Estabelecimento (%)
T1	<i>Parapiptadenia rigida</i>	150	0,67%
TC		300	0,33%
T1	<i>Bauhinia forficata</i>	6,67	15,00%
TC		6,52	15,33%
TC	<i>Peltophorum dubium</i>	300	0,33%
T1	<i>Cedrella fissilis</i>	42,86	2,33%
TC		60	1,67%
T1	<i>Allophylus edulis</i>	14,29	7,00%
TC		23,08	4,33%
T1	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4,84	20,67%
TC		2,16	46,33%
T1	<i>C. trichotoma</i>	8,11	12,33%
TC		15	6,67%
T1	<i>S. terebinthifolia</i>	75	1,33%
TC		300	0,33%
T1	<i>E. contortisiliquum</i>	5,56	18,00%
TC		6,82	14,67%
T1	Total	10,34	9,67%
TC		10	10,00%
Total	Total	10,16	9,84%

Fonte: Autor.

4.2 Altura, DAB e número de folhas

A maior média de altura foi de *E. contortisiliquum*, 14,51 cm ($\pm 1,61$) em T1. A única espécie que apresentou diferença para altura das mudas foi *C. trichotoma*, que obteve maiores valores em T1 (Figura 20). Já em relação ao diâmetro, a maior média também foi de *E. contortisiliquum*, com 2,78 mm ($\pm 0,43$) em T1, e essa com diferença significativa quando comparada a TC (Figura 21). O número de folhas de *S. romanzoffiana* variou de uma a duas e não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p > 0,05$).

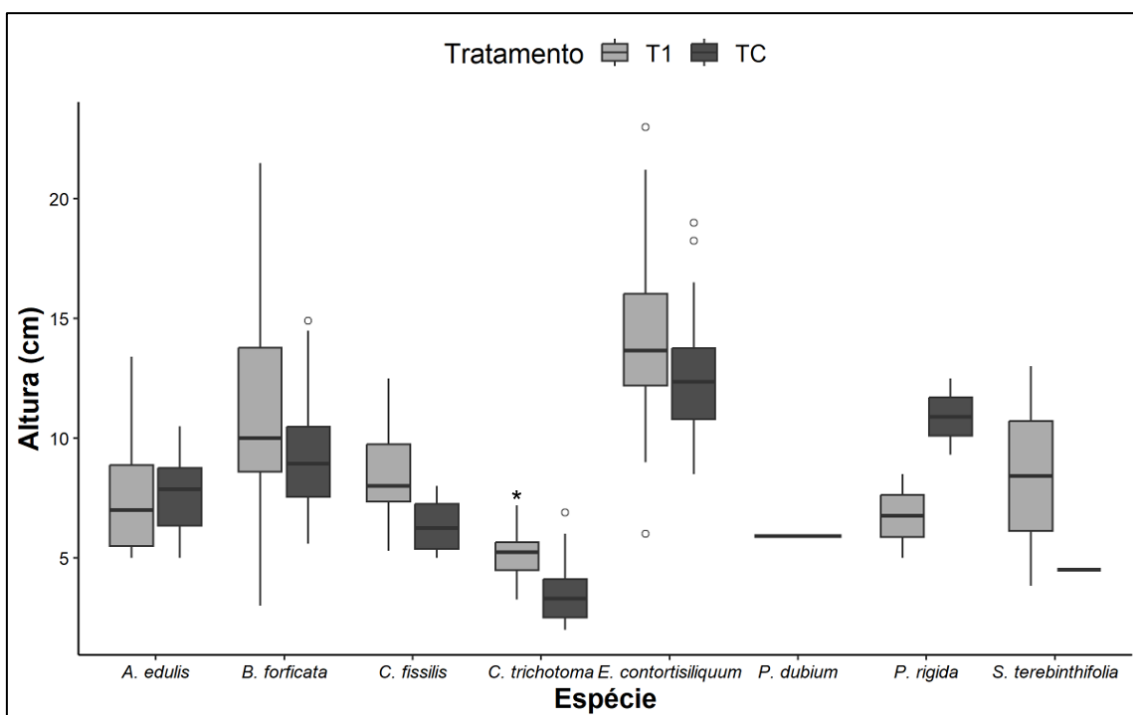


Figura 20. Variação da altura das espécies florestais sobreviventes após um ano de semeadura. O asterisco representa diferença estatística entre os tratamentos ($p < 0,05$). Fonte: Autor.

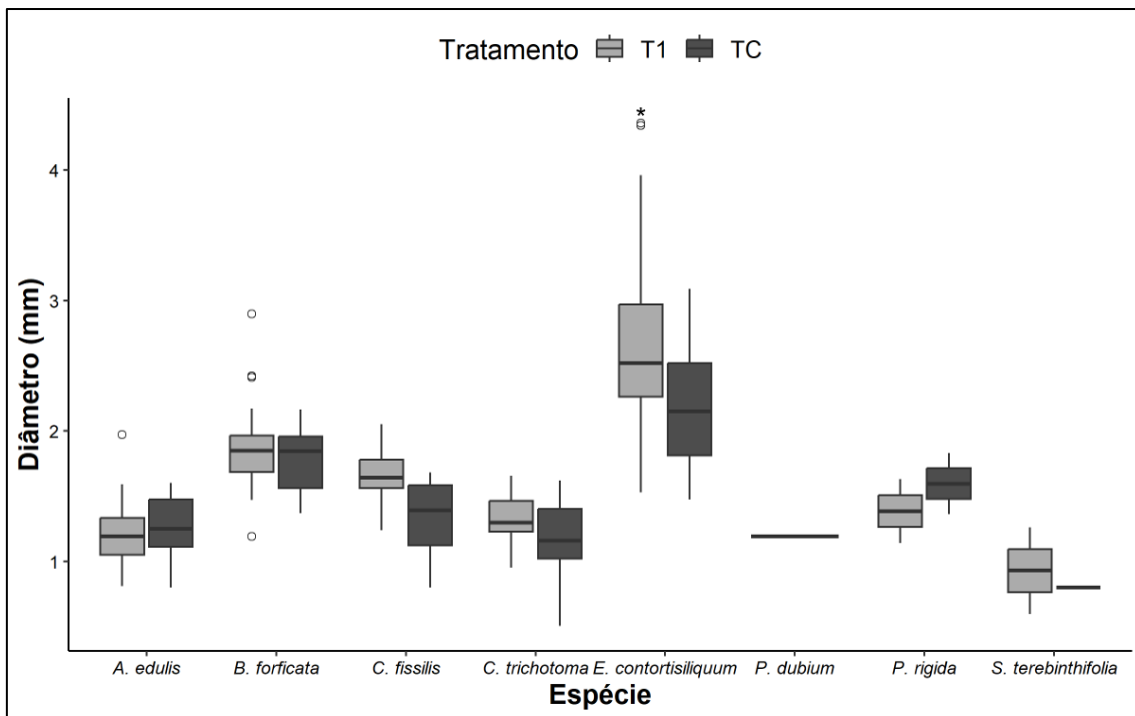


Figura 21. Variação do diâmetro das espécies florestais sobreviventes após um ano de semeadura. O asterisco representa diferença estatística entre os tratamentos ($p < 0,05$). Fonte: Autor.

4.3 Custos da semeadura direta

Após um ano de semeadura obtivemos a média de 0,69 ($\pm 1,54$) indivíduos por metro para TC e 0,59 ($\pm 1,15$) indivíduos por metro para T1. Quando estimamos isso para o hectare, utilizando o espaçamento convencional do plantio de mudas de (3 m x 2 m) (BRANCALION, 2015), temos para TC o número total de 2277 indivíduos, já para T1, 1966 plantas. Os menores custos por indivíduos estabelecidos são para *C. trichotoma*, em ambos tratamentos, seguido por *A. edulis* em T1. E os maiores valores para *P. dubium*, seguido por *S. romanzoffiana* em T1 e *S. terebinthifolia* em TC (Tabela 8). A estimativa de produção das culturas agrícolas foi de 207,51 kg/ha ($\pm 68,46$) e 1989,12 kg/ha (± 577), para feijão e milho, respectivamente. Devido à produção de grãos, a semeadura em T1 foi mais barata que TC (Tabela 9).

Tabela 8. O custo estimado para cada indivíduo por espécie.

Espécie	Custo por indivíduo estabelecido	
	TC	T1
<i>Parapiptadenia rigida</i>	R\$ 4,97	R\$ 2,48
<i>Bauhinia forficata</i>	R\$ 0,47	R\$ 0,48
<i>Peltophorum dubium</i>	R\$ 6,23	-
<i>Cedrela fissilis</i>	R\$ 0,94	R\$ 0,67
<i>Allophylus edulis</i>	R\$ 0,54	R\$ 0,33
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	R\$ 2,37	R\$ 5,32
<i>Cordia trichotoma</i>	R\$ 0,25	R\$ 0,14
<i>Schinus terebinthifolia</i>	R\$ 4,89	R\$ 1,22
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	R\$ 0,92	R\$ 0,75

Fonte: Autor.

Tabela 9. Custos para implantação da semeadura direta, estimada para hectare, nos dois tratamentos.

Item	Custo TC (R\$)	Custo T1 (R\$)
A) Preparo do solo		
Lavrar (arado 3 discos)	R\$ 400,00	400,00
Gradear (grade 24 discos)	R\$ 350,00	350,00
Palha (ensiladora)	-	100,00
Palha (distribuição - feita inteiramente manual)	-	400,00
Distribuidor de calcário	R\$ 150,00	150,00
Distribuidor de esterco	R\$ 150,00	150,00
TOTAL A (R\$)	R\$ 1.050,00	1.550,00
B) Semeadura (plantio) + Roçada e controle de formigas (plantio e manutenção)		
Semeadura manual	R\$ 1.650,00	1.650,00
Roçada	R\$ 1.750,00	1.400,00
Controle de formigas	R\$ 1.200,00	1.200,00
TOTAL B (R\$)	R\$ 4.600,00	4.250,00
C) Insumos		
Sementes florestais	R\$ 427,44	427,44
Sementes de plantas de cobertura	R\$ 680,00	680,00
Sementes de cultivos anuais	-	2.400,00
Esterco	R\$ 950,00	950,00
Calcário	R\$ 1.150,00	1.150,00
TOTAL C (R\$)	R\$ 3.207,44	5.607,44
D) Produção das culturas		
Feijão	-	1.452,57
Milho	-	3.142,81
TOTAL D (R\$)	-	4.595,38
TOTAL (A + B + C)	R\$ 8.857,44	11.407,44
TOTAL (A + B + C - D)		6.812,06

Fonte: Autor.

5 Discussão

5.1 Emergência, sobrevivência e estabelecimento

Os resultados encontrados relacionados a emergência e sobrevivência das plântulas, no presente estudo, estão próximos de outros trabalhos sobre semeadura direta (PALMA & LAURENCE, 2015; CECCON et al., 2016). Segundo Ceccon et al. (2016), as porcentagens de emergência e estabelecimento, no geral, são muito pequenas e a maioria das espécies apresentam valores entre 0% e 20%. Os resultados encontrados neste trabalho, corroboram esta informação, visto que das 17 espécies arbustivas/arbóreas utilizadas no estudo, oito ultrapassaram a faixa de 20% de emergência, porém apenas *S. romanzoffiana* manteve o estabelecimento acima de 20%.

Das quatro espécies que não emergiram, duas delas apresentaram baixas porcentagens de emergência em viveiro, sendo elas *P. guajava* e *T. micranthum*, com 31% de emergência para ambas. Além da baixa porcentagem em viveiro, para *T. micranthum*, o principal método de quebra de dormência para a espécie é a escarificação química (CARVALHO, 2003). Por não utilizarmos a escarificação química no presente estudo, o método de embebição em água quente, selecionado para esta espécie, não demonstrou eficiência, visto que ocasionou em baixas porcentagens de emergência. No entanto, Isernhagen (2010) e Silva (2019) também observaram baixa germinação em laboratório e em campo para *T. micranthum*. Segundo Adhiambo et al. (2018), as sementes de *P. guajava* mantêm a viabilidade por longos períodos, porém, essa espécie necessita de longos períodos de luz com temperaturas entre 20°C e 30°C para apresentar altas porcentagens de germinação (SUGAHARA & TAKAKI, 2004), e no período do estudo a maior parte do tempo as temperaturas estiveram abaixo de 20°C, podendo este ser um fator para a espécie não emergir.

O oposto também ocorreu, *Cordia americana* apresentava porcentagem de germinação do lote de 82%, porém em campo nenhum indivíduo emergiu. Isso pode ter ocorrido devido a redução da viabilidade e do vigor das sementes da espécie quando armazenadas (GALÍNDEZ et al., 2019). Assim como para *P. guajava*, *P. cattleyanum* apresenta faixa de temperatura ideal para germinação entre 20°C e 30°C (SILVA, 2009), provavelmente por isso não houve emergência da espécie no campo. Assim como no presente estudo, Gazzola (2021), também

no estado do Rio Grande do Sul, não observou a emergência de *C. americana* e *P. cattleyanum* em campo.

As porcentagens de emergência em viveiro para *D. viscosa* foram muito baixas. Carvalho (2008), apresenta boas porcentagens de germinação para a espécie sem tratamentos pré-germinativos, porém alguns autores indicam a quebra de dormência para *D. viscosa* utilizando escarificação química (BENÍTEZ-RODRIGUEZ et al., 2014) e embebição em água fervente por 15 minutos (SCHNEIDER et al., 1999). Segundo Carvalho (2008), esta espécie provavelmente não conserva seu poder germinativo por longos períodos. Como a espécie não foi submetida a processos de quebra de dormência e também foi armazenada, possivelmente estes fatores explicam as baixas porcentagens de emergência, visto que Scheneider et al (1999), encontraram índices de emergência e sobrevivência de 76% para esta espécie no Rio Grande do Sul.

Existe uma relação negativa entre profundidade de semeadura e emergência (PEARSON et al., 2002), fator que pode ter afetado a emergência de algumas das espécies estudadas, inclusive as citadas logo acima. O tamanho da semente é fator importante para a capacidade de emergência, visto que quanto maior a profundidade mais energia é demandada para que a plântula alcance a superfície do solo, portanto, sementes maiores apresentam maior capacidade de emergir de covas mais profundas do que sementes menores (FENNER & THOMPSON, 2005; PEARSON et al., 2002).

Assim como observado em outros trabalhos, as sementes maiores obtiveram melhores emergência, sobrevivência e estabelecimento (DOUST et al., 2008; ST-DENIS et al., 2013; PALMA & LAURENCE, 2015; CECCON et al., 2016). Doust et al (2008) afirmam que ter a semente grande é uma das características que configuram a espécie como promissora para o uso em semeadura direta. Esta característica, geralmente, permite que as espécies germinem em uma faixa maior de temperatura, apresentando também, uma reserva maior de nutrientes e energia que as tornam menos sensíveis a condições físicas, bem como, possibilita um rápido desenvolvimento das raízes, que podem evitar a morte das plântulas quando submetidas a algum estresse, em um curto período de tempo, conferindo então vantagens competitivas a essas mudas (BURTON & BAZZAZ, 1991; HUGHES et al., 2005). Wang et al (2012) observaram que dentre as espécies estudadas, a que possuía a menor semente

apresentou o maior número de sementes carregadas pela chuva e as maiores taxas de danos às plântulas, por outro lado, a espécie com maior semente apresentou o maior número de plântulas derrubadas, porém, por apresentarem raízes mais fortes e profundas, as mudas não foram arrastadas pela chuva e também foram as menos danificadas. Sementes com menores tamanhos também podem ser mais facilmente carregadas e predadas por pequenos insetos como formigas e besouros (ST-DENIS et al., 2013).

Apesar de ser uma espécie de ocorrência ampla nas formações florestais do Sul do Brasil (VENZKE, 2012; SCIPIONI et al., 2013; LUIZ & ALVES, 2015), nem sempre *S. romanzoffiana* está incluída nos projetos de restauração por semeadura direta, provavelmente pela escassez de sementes no mercado, bem como pela dificuldade de seu beneficiamento. No entanto, *S. romanzoffiana* foi a espécie que apresentou maiores porcentagens de emergência (48% em TC), sobrevivência (96,88% em T1) e estabelecimento (46,33% em TC) em campo no presente trabalho. Outras espécies de Arecaceae são bem conhecidas e difundidas na alimentação da população, no Rio Grande do Sul, por exemplo, espécies do gênero *Butia* são amplamente consumidas (BUTTÖW, et al., 2009). Além disso, espécies de palmeiras, como *S. romanzoffiana*, são importante fonte de recursos para diversas espécies da fauna (SILVA, 2008), sendo de extrema importância a inclusão de espécies desta família em projetos de restauração, visando futuros recursos para alimentação da fauna dispersora de sementes, bem como, manter uma diversidade funcional na área.

A cobertura do solo, prática agroflorestal bastante difundida, proporciona uma restauração do solo mais rápida, pois estimula a atividade biológica provendo uma maior quantidade de biomassa, criando microambientes com maior umidade e uma variação menor de temperatura, além de estimular a ciclagem de nutrientes (CAMPOS FILHO et al., 2013; SILVA & VIEIRA, 2017), estas características do microambiente favorecem a germinação. Quando as sementes são cobertas por *mulching*, a dessecação e a predação das sementes, importantes causas de mortalidade, podem ser evitadas (DOUST et al., 2006; GUARINO & SCARIOT, 2014). Estes benefícios do *mulching* evidenciam-se principalmente na emergência de *C. trichotoma*, que apresentou maior emergência em T1, até mesmo quando comparada com a porcentagem em casa de vegetação. Quando comparados os tratamentos, no geral, o tratamento com

mulching e culturas agrícolas (T1) apresentou maiores índices de emergência do que o tratamento convencional (TC) no presente estudo. Porém, Silva & Vieira (2017) observaram que o *mulching* não afetou a emergência das espécies estudadas, e Silva et al (2015), não observaram efeitos significativos de culturas agrícolas (milho e mandioca) na emergência das espécies arbóreas.

A maior emergência em T1, se caracteriza por apresentar maiores índices na primavera, época de implantação do experimento, provavelmente pelo microclima criado através da cobertura do solo e a presença das culturas agrícolas. O TC apresentou maior emergência na época do outono, época em que os indivíduos de *S. romanzoffiana* começaram a emergir, visto que esta espécie apresentou maior emergência em TC, quando comparado a T1, esse número maior na emergência da época para o tratamento controle se justifica.

A maior mortalidade, quando levadas em consideração as plantas de cobertura, na época do inverno era o esperado, visto que as plantas de cobertura utilizadas no experimento não finalizam o seu ciclo na região e morrem no período de inverno devido às baixas temperaturas e a ocorrência de geadas. Com a exclusão das plantas de cobertura, a maior mortalidade se deu na época do verão, onde a temperatura e radiação solar alcançaram seus maiores valores. Além das altas temperaturas atingidas nessa época, outro fator que pode ter influenciado nos maiores índices de mortalidade neste tratamento, foi a presença das culturas agrícolas em campo e o manejo de suas colheitas. O milho, por ser uma espécie C4, apresenta um crescimento rápido e demanda uma quantidade alta de nutrientes, se tornando uma planta muito competitiva (TAIZ & ZEIGER, 2017). Silva et al (2015), não observaram diferenças significativas na sobrevivência de mudas sob culturas agrícolas e sem nenhuma cobertura. Através das mensurações da radiação solar global, foi possível observar que o tratamento com as culturas agrícolas reduziu a incidência de luz na altura do solo. Essa redução na disponibilidade de luz, pode ter auxiliado na alta mortalidade do tratamento na época, pois a luz é responsável por regular, entre outros eventos, o crescimento e o estabelecimento de plântulas (YADUKRISHNAN & DATTA, 2020).

O manejo de colheita das culturas anuais também pode ter interferido nos altos índices de mortalidade, visto que as colheitas foram feitas manualmente e podem ter causado alguns danos físicos às mudas. Danos físicos estão entre as

maiores causas de mortalidade de plântulas em diversos ecossistemas, a exposição das raízes pela erosão do solo ou a morte pela queda de materiais vegetais como folhas e galhos são exemplos destes danos (LUÍS et al., 2005; NAGAMATSU et al., 2002). Estudando o efeito da chuva na sobrevivência de plântulas de três espécies arbóreas, Wang et al (2012) observaram danos físicos como desenraizamento, derrubamento e o arrastamento das mudas. Gillman & Ogden (2001), relatam que a queda da serapilheira representa índices de 10% a 20% da mortalidade, em duas florestas temperadas e segundo Portela & Santos (2009), a queda da serrapilheira é o fator principal na sobrevivência das mudas. No processo da colheita do feijão e do milho, como estas culturas se apresentavam no mesmo canteiro que a semeadura direta, a queda de resíduos dessas culturas sob as plântulas pode ter ocorrido, bem como alguns impactos no solo causado pelo manuseio das plantas.

A maioria das curvas de sobrevivência apontam uma rápida queda na probabilidade de sobrevivência nos primeiros dias após a emergência das plântulas. Esta elevada mortalidade nos primeiros dias pode ser entendida pelo motivo de que mudas recém emergidas ficam em grande desvantagem na busca por recursos em relação a vegetação já estabelecida em seu entorno, além de estarem mais suscetíveis a seca, herbivoria e a patógenos (FENNER & THOMPSON, 2005).

Espécies de sementes pequenas têm vantagem na sua dispersão, pois produzem um número maior de sementes, porém com menores emergência e estabelecimento. Já espécies de sementes grandes, produzem menos sementes, mas apresentam maiores porcentagens de emergência e estabelecimento, tendo vantagens no estabelecimento e competição inicial. As espécies *P. rigida*, *P. dubium*, *C. fissilis*, *A. edulis*, *C. trichotoma* (em TC) e *S. terebinthifolia*, todas pequenas, apresentaram estabelecimento abaixo de 10%, valor considerado como muito baixo para Tunjai (2011). Para Doust et al (2008), uma boa porcentagem de estabelecimento fica acima dos 20%, e para Tunjai (2011) espécies acima de 30% possuem estabelecimento relativamente alto. No presente estudo a única espécie que atingiu estabelecimento acima de 20% foi *S. romanzoffiana*, espécie de semente grande e formato redondo, que segundo Tunjai (2011), são características de sementes que apresentam excelente estabelecimento. Apesar das espécies de sementes pequenas apresentarem

piores desempenhos no presente trabalho, *C. trichotoma* atingiu porcentagens satisfatórias de estabelecimento em T1, evidenciando que sementes pequenas também podem apresentar resultados interessantes e não devem ser excluídas de projetos de restauração que envolvam semeadura direta.

Quanto às porcentagens de estabelecimento, é possível observar que elas variaram entre os tratamentos para algumas espécies. Para *S. romanzoffiana*, o estabelecimento em TC foi maior que o dobro de T1. Para *C. trichotoma* T1 mostrou resultados melhores que TC, alcançando valores acima dos 10% de estabelecimento, sendo necessário quase o dobro de sementes de T1 para um indivíduo se estabelecer em TC. Das espécies que apresentaram estabelecimento acima de 10%, *B. forficata* foi a que apresentou porcentagens mais próximas entre os tratamentos.

Isernhagen (2010) observou ótimos resultados para semeadura de *P. dubium*, sendo necessárias quatro sementes para o estabelecimento de um indivíduo, o que não foi observado no presente estudo, onde a espécie apresentou péssimo desempenho e após um ano de semeadura um único indivíduo sobreviveu. O mesmo autor encontrou ótimos resultados também para *E. contortisiliquum*, variando de duas a cinco sementes para o estabelecimento de uma muda, números próximos aos encontrados na presente pesquisa.

Através das médias de indivíduos vivos após um ano e da estimativa do número de indivíduos por hectare, ambos tratamentos ultrapassaram o número de mudas que seria utilizado em um plantio de mudas convencional (espaçamento 3 x 2), que aborda o número de 1666 indivíduos por hectare. Outros trabalhos com semeadura direta também demonstraram estimativas maiores que os 1666 indivíduos por hectare (ISERNHAGEN, 2010; FREITAS et al., 2019).

5.2 Altura, DAB e número de folhas

Diversos indicadores para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração são utilizados, podendo eles ser qualitativos ou quantitativos, como por exemplo a média de altura dos indivíduos, riqueza e diversidade de espécies, mortalidade, entre outros (BRANCALION, 2015). Além da emergência, sobrevivência e estabelecimento já discutidos, a altura e o

diâmetro da base das espécies arbóreas sobreviventes, e o número de folhas de *S. romanzoffiana* foram utilizados para avaliar os modelos de semeadura. Trabalhos que avaliam estes indicadores em projetos de restauração através da semeadura direta de ambientes florestais no Rio Grande do Sul são escassos.

As maiores médias de altura foram de *E. contortisiliquum* (nos dois tratamentos), seguida por *B. forficata* em T1 e *P. rigida* em TC. Estas mesmas espécies apresentaram maiores médias de altura em outro trabalho de semeadura direta no estado (Gazzola, 2021). Já as menores médias de altura registradas foram para *C. trichotoma* e *S. terebinthifolia* ambas em TC. A baixa altura de *S. terebinthifolia* justifica-se porque nas últimas avaliações novas mudas emergiram e como não sobreviveram muitos indivíduos da espécie, as novas mudas fizeram com que a média da espécie resultasse em baixas estaturas. As duas maiores médias de altura encontradas no trabalho são das espécies arbóreas classificadas, quanto ao tamanho da semente, como intermediário, apresentando plantas maiores que as de sementes pequenas. Doust et al (2006) observaram que geralmente as sementes grandes crescem de forma mais rápida que as sementes intermediárias e pequenas. Como a única espécie de interesse neste estudo que possuía sementes grandes não foi medida em relação à altura, por apresentar forma de crescimento diferente das demais, não foi possível observar esta diferença entre sementes grandes, intermediárias e pequenas.

As maiores médias de diâmetro também foram da espécie *E. contortisiliquum*, seguida por *B. forficata*, já as menores médias foram de *S. terebinthifolia*. Porém, em *E. contortisiliquum* houveram diferenças significativas entre os tratamentos, sendo T1 maior que TC. Devido a presença do *mulching* que tende a realizar melhorias no solo, esperava-se que os resultados de crescimento fossem melhores para T1, como ocorreu no caso do diâmetro de *E. contortisiliquum*. Silva e Vieira (2017) encontraram benefícios do *mulching* no crescimento de um terço das espécies estudadas e apenas uma cresceu melhor na ausência do *mulching*.

O número de folhas para *S. romanzoffiana* não apresentou alta variação e obteve número máximo de duas folhas. Para espécies da família botânica *Arecaceae*, há poucos indicadores de sucesso em projetos de restauração, visto que a maior parte dos trabalhos abordam espécies de arbustos e árvores. É

necessário que novos trabalhos abordem esta questão, para que os projetos de restauração implementados utilizem e possam monitorar outras formas de vida como por exemplo, palmeiras e lianas.

5.3 Custos da Semeadura Direta

Quando comparado aos valores estimados por Benini e Adeodato (2017) de R\$ 22.634,00, e Miura et al (2022) de R\$ 21.195,00, para o plantio de mudas, os dois tratamentos apresentaram menores custos de implantação. A semeadura em TC representa 39,1% e 41,8% do valor estimado por Benini e Adeodato (2017) e Miura et al (2022), respectivamente, já em T1 representa 30,1% e 32,1%. Palma & Laurence (2015) também evidenciam a diferença entre os dois métodos, sendo a semeadura direta menos onerosa.

Mesmo com produção das culturas abaixo das médias estimadas para o estado do Rio Grande do Sul no ano de 2022 (EMATER, 2022) o valor agregado a elas abateu quase 60% do custo de implantação da semeadura em T1, fazendo com o que os gastos fossem menores neste tratamento quando comparado a TC. A produção mais baixa das culturas em T1 se dá principalmente por usar um número menor de plantas do que em plantios de monocultivo. Além disso, algumas plantas podem ter sido danificadas durante as avaliações da semeadura e conseqüentemente morrendo, diminuindo o número de indivíduos produtivos na época da colheita. Outra observação a se fazer, é que só foram utilizadas culturas agrícolas na fase inicial do experimento, na época da primavera-verão. Porém, também pode ser realizado o cultivo de culturas que estão adaptadas ao inverno, no estado do Rio Grande do Sul, temos os exemplos do trigo, aveia, canola e cevada, fazendo com que a área destinada a restauração também possa dar um retorno na época do inverno.

Os valores mais altos para *P. dubium* se justificam por esta espécie apresentar um único indivíduo vivo após um ano de semeadura. Como a compra das sementes é feita por peso, o valor mais elevado para *S. romanzoffiana* se dá devido ao tamanho de sua semente. Mesmo assim, nenhuma das espécies ultrapassou o valor de uma muda estimado por Miura et al (2022) de R\$ 8,00.

6 Considerações finais

Com base nos resultados do presente trabalho, a semeadura direta com práticas agroflorestais é um método viável para recompor áreas de Reserva Legal em propriedades rurais da região, visto que as culturas agrícolas e a cobertura do solo não configuraram um desempenho pior que o método convencional, e a produção de feijão e milho abatem os custos envolvidos na implantação deste modelo, tornando-o mais barato. A semeadura com práticas agroflorestais também apresentou resultados significativos no crescimento em altura para *C. trichotoma* e diâmetro de *E. contortisiliquum*. Ambas formas de semeadura superaram o número de indivíduos por hectare que se espera nos plantios em área total com espaçamento 3 m x 2 m, e se apresentaram economicamente mais viáveis que o plantio de mudas em área total.

Dentre as espécies testadas para semeadura na região, destacam-se *S. romanzoffiana*, que apresentou ótimos resultados em ambos tratamentos, com resultados ainda melhores na semeadura convencional. *E. contortisiliquum* e *B. forficata* também com bons resultados para ambos tratamentos. E por fim, *C. trichotoma*, que apresentou bons resultados na semeadura com práticas agroflorestais. Estas espécies devem estar presentes nos trabalhos de semeadura direta de ambientes florestais da região. As demais espécies requerem outros estudos para avaliar seu desempenho, pois podem ter sido influenciadas por alguns fatores nos momentos pré-semeadura, como o método de quebra de dormência, e na semeadura, como por exemplo a época do plantio e o tamanho da cova. Além disso, outras espécies nativas da região, e exóticas com interesse em SAF devem ser testadas, para que a lista de opções de espécies para compor projetos de recomposição de RL aumente.

O tamanho das sementes interferiu na emergência, sobrevivência e estabelecimento das espécies, destacando-se a espécie de semente grande em relação às demais. Cabe ressaltar que o presente trabalho contava com apenas uma espécie considerada de tamanho grande, e outras com esta característica também devem ser estudadas, podendo ser outras espécies da família *Arecaceae*, como plantas do gênero *Butia* e a espécie *Euterpe edulis* Mart.

Referências

- ADHIAMBO, R. et al. Managing the invasion of guava trees to enhance carbon storage in tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 623-630, 2019.
- ALVARES, C.A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, n. 22, v. 6, p. 711-728, 2013.
- ANTONIAZZI, L.; CAMPOS-FILHO, E. M.; VIEIRA, D. L. M. Seed-based restoration: how experiences in Brazil are increasing in both scale and co-benefits. **Seed**, 2021.
- ANTUNES, I. F.; BEVILAQUA, G. A.; NORONHA, A. D. H.; EICHOLZ, E. D. **Cultivo do feijão: cultivares BRS Paisano e BRS Intrépido**. 2017.
- ARBILLA, G.; SILVA, G. M. Floresta da Tijuca: uma floresta urbana no Antropoceno. **Rev. Virtual Quim**, v. 10, n. 6, p. 1758-1791, 2018.
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; AND WALKER, S. Fitting Linear Mixed-Effects models using lme4. **J. Stat. Softw.**, 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>, 2015.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos. p. 432. 2015.
- BRANCALION, P. H.S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, v. 14, p. 1-15, 2016.
- BRASIL. **Decreto n. 23.793, de janeiro de 1934**. Código Florestal. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-23793-23-janeiro-1934-498279-publicacaooriginal-78167-pe.html>>. Acesso em: Acesso em: 23 de outubro de 2022.

BRASIL. **Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-4771-15-setembro-1965-369026-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 23 de outubro de 2022.

BRASIL. **Lei n. 12.651, de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: 23 de outubro de 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Índices básicos por município. 2013. Disponível em: <https://pro-pgt-incra.estaleiro.serpro.gov.br/pgt/indices-basicos>. Acesso em: 05 abr 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa/Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. Brasília, DF, MMA, 73 p. ISBN: 978-85-7738-336-8. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/florestas/planaveg_plano_nacional_recuperacao_vegetacao_nativa.pdf>. Acesso em: 23 de outubro de 2022.

BENINI, R. M.; ADEODATO, S.(eds.) **Economia da restauração Florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. 136p.

BENÍTEZ-RODRÍGUEZ, L. et al. Effects of seed burial on germination, protein mobilisation and seedling survival in *Dodonaea viscosa*. **Plant Biology**, v. 16, n. 4, p. 732-739, 2014.

BURTON, Philip J.; BAZZAZ, F. A. Tree seedling emergence on interactive temperature and moisture gradients and in patches of old-field vegetation. **American journal of botany**, v. 78, n. 1, p. 131-149, 1991.

BÜTTOW, M. V. et al. Conhecimento tradicional associado ao uso de butiás (*Butia* spp., Arecaceae) no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 31, p. 1069-1075, 2009.

CAMPOS-FILHO, E.M. et al. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of sustainable forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013.

CARDOSO, J.H.; SANTOS, J.S.; MEDEIROS, F.S. Pesquisa-Ação agroflorestal: uma abordagem metodológica. **Extensão Rural**, v. 25, n. 1, p. 112-128, 2018.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 2003. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 1039 p.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 2008. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 593 p.

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.

CLOSE, D.C.; DAVIDSON, N.J. 2003. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley lowlands of Tasmania: Practices for improved plant establishment. **Ecological Management & Restoration** 4: 29-36.

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

CROUZEILLES, R. et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017.

CUNHA, N. G. da; SILVEIRA, RJ da C.; DA COSTA, F. A. **Estudos de solos da Estação Experimental Cascata**. 2017. (EMBRAPA-CPACT, Brasil). Serie Documentos. no. 183/2017.

DAVE, R. et al. Second Bonn challenge progress report. Application of the Barometer in, v. 2019, 2018.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. 2006. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management** 234: 333-343.

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.

EICHOLZ, E. D.; AIRES, R. F.; MIGON, L.; EICHOLZ, M. (2016). **Produtividade de variedades de milho de polinização aberta no RS**. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 31., 2016, Bento Gonçalves. Milho e sorgo: inovações, mercados e segurança alimentar: anais. Sete Lagoas: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2016.

EMATER (2022). Estimativa da safra de verão 2021-2022. Disponível em: https://www.emater.tche.br/site/arquivos_pdf/safra/safraTabela_08032022.pdf. Acesso em: 05 abr 2023.

EMBRAPA (2023). Laboratório de Agrometeorologia. Horas de frio do ano de 2022. Disponível em: <http://agromet.cpact.embrapa.br/>. Acesso em 05 Abr 2023.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **For Ecol Manag** 152: 169–181. 2001.

FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>

FAO and ICRAF. 2019. Agroforestry and tenure. Forestry Working Paper no. 8. Rome. 40 pp.

FENNER, M.; THOMPSON, K. **The ecology of seeds**. Cambridge university press, 2005.

FREITAS, M.G. et al. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest ecology and management**, v. 438, p. 224-232, 2019.

FROUFE, L. C. M.; SEOANE, C.E.S. Levantamento fitossociológico comparativo entre sistema agroflorestal multiestrato e capoeiras como ferramenta para a execução da reserva legal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n. 67, p. 203-203, 2011.

GALINDEZ, G. et al. Intraspecific variation in seed germination and storage behaviour of Cordia tree species of subtropical montane forests of Argentina: Implications for ex situ conservation. **South African Journal of Botany**, v. 123, p. 393-399, 2019.

GAZZOLA, M. D. Semeando a restauração ecológica: semeadura direta de espécies florestais na transição Pampa–Mata Atlântica. 2021.

GILLMAN, L.N.; OGDEN, J. Physical damage by litterfall to canopy tree seedlings in two temperate New Zealand forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 12, n. 5, p. 671-676, 2001.

GUARINO, E.S.G. et al. Espécies de plantas prioritárias para projetos de restauração ecológica em diferentes formações vegetais no bioma Pampa: primeira aproximação. 2018.

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, n. 3, p. 473-482, 2014.

GUARINO, E.S.G. et al. (no prelo). Guia para Identificação de Mudanças de Espécies Arbóreas Indicadas para Restauração Florestal no Rio Grande do Sul. Brasília, DF: Embrapa.

HENZEL, A.B.D. et al. Vozes Rurais: a racionalidade nos Sistemas Agroflorestais do sul do Brasil. **Revista IDeAS**, v. 15, n. 1, p. e021011-e021011, 2021.

HOLL, K.D. Old field vegetation succession in the neotropics. **Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**, p. 93-118, 2007.

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

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

IBGE, 2017. **Censo agropecuário**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

INMET (2023). Instituto Nacional de Meteorologia. Normas climatológicas do Brasil. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais#>. Acesso em 05 Abr 2023.

INSTITUTO HÓRUS. Estratégias e políticas públicas para o controle das espécies exóticas invasoras / Instituto Hórus. Consultoria técnica de Sílvia Ziller. 1ª. ed. - Porto Alegre: Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável; Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. 52p. il. (Caderno de resultados, 2). 2016.

ISERNHAGEN, I. Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. Piracicaba, SP, 2010.

KOSTEL-HUGHES, F.; YOUNG, T. P.; WEHR, J. D. Effects of leaf litter depth on the emergence and seedling growth of deciduous forest tree species in relation to seed size. **The Journal of the Torrey Botanical Society**, v. 132, n. 1, p. 50-61, 2005.

LIMA, I. L. P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A. B.. Direct seeding of native fruit tree species with economic benefits in a Brazilian Cerrado managed landscape. **Brazilian Journal of Botany**, v. 45, n. 3, p. 1067-1080, 2022.

LUÍS, M.; RAVENTÓS, J.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C. Fire and torrential rainfall: effects on seedling establishment in Mediterranean gorse shrublands. **International Journal of Wildland Fire**, v. 14, n. 4, p. 413-422, 2005.

LUIZ, R. S.; ALVES, F. S. Caracterização florística da mata ciliar do Arroio Jacaquá–Alegrete, RS, Brasil. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 1, p. 1-8, 2016.

MEDEIROS, C.A.B.; REICHERT, L. J. **Estação Experimental Cascata: uma crônica fotográfica 2002-2009**. 2022.

MELI, P. et al. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **Plos one**, 12(2), e0171368.

MELI, P. et al. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2018.

MICCOLIS, Andrew et al. **Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga**. 2016.

MIURA, A. K. et al. Custos básico da Restauração Ecológica no Bioma Pampa. **Cadernos de Agroecologia**, v. 17, n. 3, 2022.

NAGAMATSU, D.; SEIWA, K.; SAKAI, A. Seedling establishment of deciduous trees in various topographic positions. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 1, p. 35-44, 2002.

Nair, R. P. K. (1993). **An introduction to Agroforestry**. Kluwer, ICRAF. 499p.

OLIVEIRA, R. E.; CARVALHAES, M. A.. Agroforestry as a tool for restoration in Atlantic forest: can we find multi-purpose species?. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 4, 2016.

ONU. **Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019**. 73/284. United Nations Decade on Ecosystem Restoration (2021–2030). p 2019

PAGOTO, Joyce Meireles. Efeitos da cobertura de adubação verde no sucesso da restauração por semeadura direta (muvuca de sementes) no bioma Mata Atlântica do sudeste. 2022.

PALMA, A.N.; 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? **Appl. Veg. Sci.** 18, 561–568. 2015. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>.

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.

PEARSON, Timothy R. H. et al. Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2798-2807, 2002.

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

PORTELA, R. C. Q.; SANTOS, F. A. M. Mortality and mechanical damage of seedlings in different size fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Ecology**, v. 50, n. 2, p. 267-275, 2009.

Projeto MapBiomas – Coleção 7.0 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. 2023. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 12 de fev. 2023.

Projeto MapBiomas. Relatório Anual de Desmatamento 2022 - São Paulo, Brasil, MapBiomas, 2023. 125 p. <http://alerta.mapbiomas.org>

R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAUPP, P. P. et al. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105788, 2020.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 509-519, 2014.

ROCHA, D. S.; TRINDADE, JPP; VOLK, LB da S. Uso e cobertura da terra no Rio Grande do Sul, no bioma Pampa e no território do Alto Camaquã: período de 1985 a 2021: dados do MapBiomas (coleção 7). 2022.

RODRIGUES, A.R.; MATAVELLI, C.J. As principais alterações do Código Florestal Brasileiro. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 9, n. 1, p. 28-35, 2020.

RODRIGUES, S. B. et al. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 117559, 2019.

SCARANO, F. R. **Mata Atlântica: uma história do futuro**. Edições de Janeiro, 2014.

SCHNEIDER, Paulo Renato; FINGER, César Augusto G.; SCHNEIDER, Paulo Sérgio Pigatto. Implantação de povoamentos de *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq. com mudas e semeadura direta. **Ciência Florestal**, v. 9, p. 29-33, 1999.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, v. 43, n. 2, p. 241-254, 2013.

SEOANE, C. E. S. et al. Restauração ecológica em sistemas agroflorestais sucessionais do Vale do Ribeira, São Paulo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 43, 2023.

SICAR. SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL. O que é o Cadastro Ambiental Rural. Disponível em: <http://www.car.gov.br>. Acesso em 5 de abr de 2023.

SILVA, A. Morfologia, conservação e ecofisiologia da germinação de sementes de *Psidium cattleianum* Sabine. 2009. Tese (Doutor em Ciências, UFSCar, São Carlos/SP).

SILVA, F. R. et al. Fenologia, predação e dispersão de sementes de *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman em ambientes insulares, em SC. 2008.

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

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

SILVA, T. B. da et al. Matas ciliares multifuncionais: restauração ecológica, serviços ecossistêmicos e renda no contexto da agricultura familiar. 2019.

SILVA, Thaís Diniz. Aceleração do processo de restauração de florestas tropicais através do uso de cobertura transitória ou poda. 2019. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SOLÓRZANO, A.; BRASIL, L. S. C. A.; OLIVEIRA, R. R. The Atlantic Forest ecological history: From pre-colonial times to the Anthropocene. **The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest**, p. 25-44, 2021.

SOUZA, D.C. Forest restoration by direct seeding: a global bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 8, p. e13631, 2022.

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, D.C.; ENGEL, V.L. Advances, challenges, and directions for ecological restoration by direct seeding of trees: Lessons from Brazil. **Biological Conservation**, v. 284, p. 110172, 2023.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos CEBRAP**, p. 111-135, 2011.

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

STEENBOCK, W.; VEZZANI, F.M.; COELHO, B.H.S.; SILVA, R.O. Agrofloresta agroecológica: por uma (re) conexão metabólica do humano com a natureza. **Guaju**, v. 6, n. 2, p. 47-70, 2021.

SUGAHARA, V. Y.; TAKAKI, M. Effect of light and temperature on seed germination in guava (*Psidium guajava* L.-Myrtaceae). **Seed Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 759-764, 2004.

TAIZ, Lincoln et al. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Artmed Editora, 2017.

THERNEAU, T., 2015. A Package for Survival Analysis in S. version 2.38, <https://CRAN.Rproject.org/package=survival>.

TUNJAI, Panitnard. Direct seeding for restoring tropical lowland forest ecosystems in southern Thailand. **Doctor of Philosophy. Walailak University, Nakhon Si Thammarat**, v. 216, 2011.

URRUTH, L. M.; BASSI, J. B.; CHEMELLO, D. Policies to encourage agroforestry in the Southern Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 112, p. 105802, 2022.

URRUTH, L. M.; BASSI, J. B.; CHEMELLO, D.; RAGUSE-QUADROS, M.; STEENBOCK, W. (Org.). **Certificação Agroflorestal: a experiência do Rio Grande do Sul na regularização de manejos de base ecológica e no incentivo aos produtos da sociobiodiversidade**. Brasília: Instituto Chico Mendes (ICMBio), 2022. p. 15-21.

URZEDO, D. I. et al. 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.

VÁSQUEZ-CASTRO, D. C. et al. Preliminary results of using green manure species as a cost-effective option for forest restoration. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, p. e3374, 2020.

VENZKE, T. S. Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. **Rodriguésia**, v. 63, p. 571-578, 2012.

VIEIRA, D.L.M; HOLL, K.D.; PENEIREIRO, F.M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Restoration ecology**, v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

WANG, N. et al. Effect of rainfall erosion: seedling damage and establishment problems. **Land Degradation & Development**, v. 25, n. 6, p. 565-572, 2012.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2016. Acesso em: <https://ggplot2.tidyverse.org>

WRI. Initiative 20 x 20. 2014. Disponível em: <https://initiative20x20.org/restoring-latin-americas-landscapes>. Acesso em: 5 de abr de 2023.

YADUKRISHNAN, P.; DATTA, S. Light and abscisic acid interplay in early seedling development. **New Phytologist**, v. 229, n. 2, p. 763-769, 2021.