

Guilherme Diego Fockink

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UM SUB-BOSQUE DE
POVOAMENTO DE *Pinus taeda* L.**

Curitibanos

2018



Guilherme Diego Fockink

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UM SUB-BOSQUE DE
POVOAMENTO DE *Pinus taeda* L.**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Júlia Carina Niemeyer

Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Siminski

Curitibanos

2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Fockink, Guilherme Diego

Regeneração natural em um sub-bosque de povoamento de
Pinus taeda L. / Guilherme Diego Fockink ; orientadora,
Júlia Carina Niemeyer, coorientador, Alexandre Siminski,
2018.

63 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Campus
Curitibanos, Graduação em Engenharia Florestal,
Curitibanos, 2018.

Inclui referências.

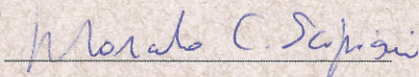
1. Engenharia Florestal. 2. Pinus taeda. 3. Regeneração
natural. 4. Serrapilheira. 5. Barreira física. I. Niemeyer,
Júlia Carina . II. Siminski, Alexandre. III. Universidade
Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia
Florestal. IV. Título.

Guilherme Diego Fockink

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UM SUB-BOSQUE DE
POVOAMENTO DE *Pinus taeda* L.**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Florestal.


Curitiba, 8 de junho de 2018.



Prof. Marcelo Callegari Scipioni, Dr.

Coordenador do Curso

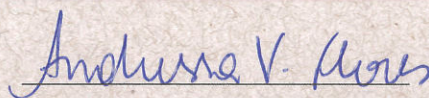
Banca Examinadora:



Prof.ª Júlia Carina Niemeyer, Dr.ª

Orientadora

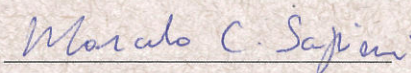
Universidade Federal de Santa Catarina



Prof.ª Andressa Vasconcelos Flores, Dr.ª

Membro Titular

Universidade Federal de Santa Catarina



Prof. Marcelo Callegari Scipioni, Dr.

Membro Suplente

Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico este trabalho a meus pais e amigos.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por todas as oportunidades que tem me proporcionado e pela vida.

À minha família, pelo apoio e compreensão em todos os momentos da minha vida acadêmica, especialmente aos meus pais Neli de Lima e Nelson Fockink, que me incentivaram a seguir sempre em frente e correr atrás dos meus sonhos e objetivos, mesmo frente às adversidades.

Aos amigos que estiveram comigo durante esta caminhada, especialmente à Tatiani Maria Pech e à Mayrine Silva, que auxiliaram nas etapas de execução deste trabalho sob condições de chuva, sol e geada, compartilhando risadas e momentos difíceis.

A minha orientadora Prof. Dra. Júlia Niemeyer, pela amizade e orientação desde o início da graduação. Obrigado pela motivação, conselhos, ensinamentos e por compartilhar comigo sua experiência. Ao meu coorientador Prof. Dr. Alexandre Siminski, por sempre estar disponível para me auxiliar, sanar minhas dúvidas e pela experiência compartilhada. Ambos profissionais exemplares, que admiro muito e tenho como exemplo.

Aos professores que colaboraram de alguma forma para a realização deste trabalho, especialmente à Prof.^a Dr.^a Naiara Guerra por auxiliar na identificação botânica de algumas espécies.

Ao Grupo Gaboardi Agropastoril pela concessão do povoamento florestal para realização do presente trabalho e pela disponibilidade em atender nossas solicitações.

À Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Curitibanos e todos os seus colaboradores pela oportunidade de aprendizado, crescimento pessoal e profissional.

Meus Agradecimentos!

RESUMO

Pinus taeda L. é uma espécie exótica de grande relevância para movimentação do setor florestal na Região Sul do Brasil, contribuindo significativamente com a economia regional. Contudo, a espécie apresenta comportamento invasor e atua de forma negativa sobre a diversidade local. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência da deposição de acículas sobre a regeneração natural das espécies nativas em sub-bosque de *P. taeda* L. O trabalho foi realizado em um povoamento de *P. taeda* pertencente ao Grupo Gaboardi Agropastoril, localizado no município de Curitiba, em Santa Catarina. O experimento consistiu na instalação de 3 parcelas (10 x 10 m), onde foram avaliadas a regeneração natural, o aporte de serrapilheira, a chuva de sementes e o banco de sementes. A regeneração natural foi avaliada em subparcelas controle (com acículas) e subparcelas onde as acículas foram removidas (limpas), onde após o período de 1 ano foram consideradas como regenerantes todas as plantas com altura superior a 5 cm. O aporte de serrapilheira e a chuva de sementes foram avaliados através de 6 coletores dispostos na linha anterior de cada parcela, em função da distância do fragmento. O material foi coletado mensalmente, seco em estufa, sendo os diásporos separados e identificados de acordo com a espécie e síndrome de dispersão. Para avaliação do banco de sementes, foram coletadas 3 amostras de solo (30 x 30 x 5 cm) em cada parcela, as quais foram dispostas em bandejas em casa de vegetação por um período de 14 semanas. As plântulas emergentes foram identificadas quando possível e classificadas quanto à forma de vida. Os parâmetros de densidade total (ind.m^{-2}), densidade e frequência (absolutas e relativas) e o índice de Shannon-Weaver (H') foram calculados para o banco de sementes, chuva de sementes e regeneração natural, sendo os valores de densidade total da chuva de sementes e banco de sementes submetidos a ANOVA ($p < 0,05$), e a densidade de regenerantes ao Teste t ($p < 0,05$). Foram calculados o aporte mensal e anual de serrapilheira (Mg.ha^{-1}) e relacionados com as variáveis meteorológicas através do Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$). As estatísticas foram realizadas no Software R Studio®. A regeneração natural apresentou diferença significativa para a densidade de plantas (ind.m^{-2}) entre as subparcelas controle e as subparcelas limpas, sendo a maior densidade de regenerantes observada nas subparcelas limpas. Os valores do Índice de Diversidade de Shannon foram maiores para as subparcelas limpas e mais próximas do fragmento de vegetação nativa, porém não estatisticamente. Não observou-se diferença estatística significativa para o parâmetro densidade (ind.m^{-2}) entre as parcelas para o banco de sementes do solo, somente para a chuva de sementes. O aporte de serrapilheira foi de $6,59 \text{ Mg.ha.ano}^{-1}$, apresentando correlação positiva com a temperatura média mensal. A espessura média da camada de acículas foi de $5,8 \pm 1,08 \text{ cm}$. A viabilidade do banco de sementes indicou potencial para iniciar o processo de regeneração natural, por consistir de um banco de sementes persistente (presença de espécies nativas pioneiras). Porém, a camada de serrapilheira age como barreira física ao recrutamento do banco de sementes do solo e inviabiliza a chegada dos propágulos da chuva de sementes diretamente ao solo, dificultando o estabelecimento de plantas nativas e consequentemente a regeneração natural. A presença de maior densidade de plantas nas subparcelas limpas evidenciou o efeito físico ocasionado pelas acículas, impedindo a regeneração. A chuva de sementes apresentou pouca contribuição para a regeneração natural do sub-bosque e para a manutenção do banco de sementes do solo, provavelmente devido à barreira das copas, diminuindo a dispersão pelo vento, e pela conhecida baixa ocorrência de fauna nestes ambientes. Os resultados deste trabalho trazem uma contribuição para o entendimento da regeneração natural em ambientes onde o *P. taeda* é a espécie dominante.

Palavras-chave: *Pinus taeda*, regeneração natural, serrapilheira.

ABSTRACT

Pinus taeda L. is an exotic species of great relevance for the movement of the forest sector in the Southern Region of Brazil, contributing significantly to the regional economy. However, the species exhibits invasive behavior and acts negatively on local diversity. The objective of this work was to evaluate the influence of the deposition of needles on the natural regeneration of the native species in the understory of *P. taeda* L. The work was carried out in a settlement of *P. taeda* belonging to the Gaborardi Agropastoril Group, located in the municipality of Curitiba, Santa Catarina. The experiment consisted in the installation of 3 plots (10 x 10 m), where natural regeneration, litter supply, seed rain and seed bank were evaluated. The natural regeneration was evaluated in control subplots (with needles) and subplots where the needles were removed (clean), where after the period of 1 year all plants taller than 5 cm were considered as regenerating. The litter supply and the seed rain were evaluated through 6 collectors arranged in the anterior line of each plot, as a function of the distance of the fragment. The material was collected monthly, dried in a stove, and the diaspores were separated and identified according to species and dispersion syndrome. To evaluate the seed bank, 3 soil samples (30 x 30 x 5 cm) were collected in each plot, which were arranged in trays in a greenhouse for a period of 14 weeks. Emerging seedlings were identified when possible and classified according to their ecological trait. The parameters of total density (ind.m⁻²), density and frequency (absolute and relative) and the Shannon-Weaver index (H') were calculated for seed bank, seed rain and natural regeneration, being the values of the total density of seed rain and seed bank submitted to ANOVA (p<0,05) and the density of the natural regeneration to Test t (p<0,05). Were calculated the monthly and annual litter supply (Mg.ha⁻¹) and related to the meteorological variables through the Pearson Correlation Test (p<0,05). The statistics were performed in R Studio Software®. The natural regeneration showed a significant difference for the density of plants (ind.m⁻²) between the control subplots and the clean subplots, with the highest regenerant density observed in the clean subplots. The values of the Shannon Diversity Index were higher for the clean subplots and closer to the native vegetation fragment, but not statistically. There was no statistically significant difference for the density parameter (ind.m⁻²) between the plots for the soil seed bank, only for seed rain. The contribution of litter was 6.59 Mg.ha.year⁻¹, presenting a positive correlation with the average monthly temperature. The mean thickness of the needle layer was 5.8 ± 1.08 cm. The viability of the seed bank indicated potential to initiate the process of natural regeneration, since it consist of a persistent seed bank (presence of native pioneer species). However, the litter layer acts as a physical barrier to the recruitment of the seed bank of the soil and prevents the arrival of seed rain propagules directly to the soil, making it difficult to establish native plants and consequently natural regeneration. The presence of higher density of plants in the clean subplots evidenced the physical effect caused by the needles, preventing the regeneration. The seed rain presented little contribution to the natural regeneration of the understory and to the maintenance of the soil seed bank, probably due to the canopy barrier, reducing wind dispersion, and the known low occurrence of fauna in these environments. The results of this work contribute to the understanding of natural regeneration in environments where *P. taeda* is the dominant species.

Keywords: *Pinus taeda*, natural regeneration, litter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do povoamento de <i>P. taeda</i> , Fazenda Pessegueirinho, Curitibanos, Santa Catarina, Brasil.	23
Figura 2 – Desenho amostral das análises que foram realizadas a campo.	25
Figura 3 – Parcelas para avaliação da regeneração natural. A) Instalação de subparcela limpa (sem acículas); B) Vegetação regenerante um mês após a limpeza da parcela; C) Vegetação regenerante em subparcela controle após um ano; D) Vegetação regenerante em subparcela limpa (sem acículas) após um ano.	26
Figura 4 – Coleta da chuva de sementes e aporte de acículas. A) Disposição dos coletores na linha anterior de cada parcela; B) Coletor em madeira (50,0 x 50,0 cm) com rede de nylon ao fundo (2 mm de espessura); C) Triagem do material coletado mensalmente.	27
Figura 5 – Amostragem e análise da viabilidade do banco de sementes do solo; A) Coleta; B) Acondicionamento em bandejas em casa de vegetação; C) Plântulas germinadas em avaliação na 6ª semana.	28
Figura 6 – Semente de <i>P. taeda</i> germinada em meio a camada de acículas em subparcela controle.	37
Figura 7 – Aporte mensal de serrapilheira (Mg.ha ⁻¹), Precipitação pluviométrica (mm) e Temperatura média mensal (°C) para o município de Curitibanos/SC no ano de 2017.	40
Figura 8- Variação sazonal da chuva de sementes de espécies nativas e de <i>P. taeda</i> no período de janeiro a dezembro de 2017.	46
Figura 9– Número de sementes germinadas durante as 14 semanas de avaliação do banco de sementes do solo.	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Densidade e frequência relativas e classificação quanto a forma de vida para as espécies regenerantes encontradas nas subparcelas limpas (sem acículas).....	34
Tabela 2 – Densidade e frequência relativas e classificação quanto a forma de vida para as espécies regenerantes encontradas nas subparcelas controle (com acículas).....	36
Tabela 3 – Correlação de Pearson (r) entre o aporte de serrapilheira e as variáveis precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média mensal (°C).	41
Tabela 4 – Espécies verificadas na chuva de sementes no interior do povoamento de <i>P. taeda</i> , no período de um ano de avaliação (dez/2016 a dez/2017).....	42
Tabela 5 – Percentual de espécies da chuva de sementes para cada uma das síndromes de dispersão (zoocórica e anemocórica), em relação a distância do fragmento de floresta nativa.	43
Tabela 6 – Densidade absoluta e relativa e frequência relativas das espécies encontradas na chuva de sementes.	44
Tabela 7 – Densidade média da chuva de sementes de espécies nativa e de <i>P. taeda</i> no interior do povoamento de pinus.	45
Tabela 8 – Lista de espécies identificadas no banco de sementes do solo, sua forma de vida e densidades e frequências relativas para cada espécie.	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IBÁ – Indústria Brasileira de Árvores.

SFB – Serviço Florestal Brasileiro.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS.....	14
1.1.1	Objetivo Geral	14
1.1.2	Objetivos Específicos.....	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	O GÊNERO <i>Pinus</i> NO BRASIL.....	15
2.2	IMPACTOS DOS POVOAMENTOS DE PINUS SOBRE OS ECOSISTEMAS ..	16
2.3	A SERRAPILHEIRA	18
2.4	REGENERAÇÃO NATURAL	19
2.4.1	Banco de sementes	20
2.4.2	Chuva de sementes	21
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1	DESCRIÇÃO DO LOCAL	23
3.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL	24
3.3	AMOSTRAGEM DA REGENERAÇÃO NATURAL.....	25
3.4	AMOSTRAGEM DA CHUVA DE SEMENTES E APORTE DE SERRAPILHEIRA.....	26
3.5	AMOSTRAGEM DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	28
3.6	AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO, CHUVA DE SEMENTES E REGENERAÇÃO NATURAL.....	29
3.7	AVALIAÇÃO DO APORTE DE SERRAPILHEIRA	31
3.8	ANÁLISE DOS DADOS	31
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1	REGENERAÇÃO NATURAL	33
4.2	APORTE DE SERRAPILHEIRA	39
4.3	CHUVA DE SEMENTES.....	42

4.4	BANCO DE SEMENTES DO SOLO.....	48
4	CONCLUSÃO	55
	REFERÊNCIAS	56

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma área de 7,84 milhões de hectares de florestas plantadas, dos quais 1,6 milhão são cultivados com espécies do gênero *Pinus* (IBÁ, 2017). As espécies deste gênero desempenham papel fundamental para a economia e desenvolvimento da região Sul do Brasil, consistindo na principal matéria-prima para a movimentação do setor florestal da região (IBÁ, 2017; VASQUES et al., 2007).

As espécies de pinus foram inicialmente introduzidas no Brasil para fins ornamentais, por imigrantes europeus. As primeiras experiências relacionadas a silvicultura do pinus no Brasil ocorreram em 1948, iniciadas pelo Serviço Florestal do Estado de São Paulo, com a introdução de espécies de pinheiros americanos (SHIMIZU, 2008). No Sul do Brasil as espécies de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm. apresentaram boa adaptabilidade, por serem resistentes a geada. Essas espécies foram introduzidas nessa região através de incentivos fiscais que objetivavam o desenvolvimento do país nas décadas de 1960 e 1970 (SHIMIZU, 2008; VASQUES et al., 2007). Devido a condição de exploração intensa da Mata Atlântica e da escassez dos recursos naturais já neste período, o pinus tornou-se uma alternativa viável para suprir a demanda de madeira, possibilitando assim a conservação da floresta nativa (SFB, 2018).

Apesar da relevância econômica do gênero *Pinus*, este apresenta potencial invasor biológico devido às suas características de dispersão pelo vento, competição pelo nicho de regeneração com as espécies nativas e sucesso em colonizar ambientes inóspitos às demais espécies, como solos pobres e secos (RICHARDSON; BOND, 1991).

Além do potencial invasor, de acordo com Ziller (2000) os povoamentos de *Pinus* spp. possuem comportamento monoespecífico, impedindo a instalação de outras espécies vegetais em seu sub-bosque. Fato esse justificado por Voltolini e Zanco (2010) pelo efeito negativo ocasionado pela deposição de espessas camadas de serrapilheira no sub-bosque, impedindo a germinação das sementes. Senbeta, Teketay e Näslund (2002) pontuam que o sombreamento do sub-bosque é outra condição que dificulta o desenvolvimento dos regenerantes.

As acículas do pinus são de difícil decomposição por possuírem alta relação carbono: nitrogênio, assim formando espessas camadas de serrapilheira sob o solo, o que segundo Sartor et al. (2009) pode inviabilizar o desenvolvimento das plântulas. A decomposição da serrapilheira do pinus, apesar de lenta, pode ocasionar diminuição do pH dos solos, alterar a qualidade da água e agir negativamente sobre organismos aquáticos. Do mesmo modo,

possivelmente apresenta efeitos adversos sobre a fauna do solo, devido a inserção de compostos provenientes das acículas (RECH et al., 2009; ORTIZ, 2015).

Viani, Durigan e Melo (2010) destacam a importância de avaliar a regeneração natural sob plantios florestais exóticos, visando desmistificar o olhar hostil que se tem sobre essa atividade, principalmente do ponto de vista conservacionista. É necessário complementar a literatura já existente sobre o assunto, uma vez que a maioria dos estudos estão voltados somente à identificação das espécies nativas presentes no sub-bosque dos povoamentos de pinus, não avaliando fatores e a viabilidade da regeneração nesses ambientes (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar a influência sobre a regeneração natural das espécies nativas, da barreira física ocasionada pela deposição de acículas na serrapilheira de povoamento de *P. taeda* L.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a influência da deposição de acículas sobre a regeneração natural das espécies nativas em sub-bosque de *P. taeda* L.

1.1.2 Objetivos Específicos

Como objetivos específicos, temos:

- Avaliar a regeneração natural em subparcelas com a presença de acículas (controle) e ausência de acículas (limpas) no sub-bosque do povoamento de *P. taeda*;
- Avaliar a entrada (chuva) de sementes mensal e o aporte mensal de serrapilheira no sub-bosque do povoamento de *P. taeda*;
- Avaliar a viabilidade do banco de sementes contido no solo do sub-bosque do povoamento de *P. taeda*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O GÊNERO *Pinus* NO BRASIL

O gênero *Pinus* foi introduzido no Brasil inicialmente para fins ornamentais pelos colonizadores europeus. As primeiras experiências relacionadas ao cultivo de pinus no Brasil datam de 1948 no Estado de São Paulo, com a introdução das espécies de pinheiros americanos, estando entre elas o *P. elliottii* e *P. taeda*. Mas somente a partir da década 1960 iniciaram-se os cultivos comerciais, que nas décadas de 1970 e 1980 impulsionaram o desenvolvimento do setor florestal brasileiro (SHIMIZU, 2008).

Pertencentes a Ordem Coniferae e a Família Pinaceae, as plantas do gênero *Pinus* em geral são plantas lenhosas arborescentes que podem atingir grandes alturas. Suas folhas são aciculares espiraladas e as sementes são aladas. Existem mais de 100 espécies de pinus com grande potencial a ser explorado, a maioria delas é originária dos Estados Unidos. No Sul do Brasil, as principais espécies cultivadas são o *P. taeda* e o *P. elliottii*, pois apresentam resistência à geada e adaptabilidade as condições climáticas temperadas da região (AGUIAR; SOUZA; SHIMIZU, 2014; LEÃO, 2000; SHIMIZU, 2008; ZILLER, 2000). O *P. elliottii* ocorre naturalmente da Carolina do Sul até a Flórida, estendendo-se pelo rio Mississipi. Já o *P. taeda* tem sua ocorrência natural nos estados de Nova Jersey, Flórida, Arkansas, Oklahoma, Vale do Mississipi e Tennessee (AGUIAR; SOUZA; SHIMIZU, 2014; SUASSUNA, 1977).

Os povoamentos de pinus têm grande importância no setor florestal brasileiro, devido a sua capacidade de agregar valor tanto aos pequenos produtores, como para os mais diversos segmentos industriais. Nas últimas décadas a produtividade de pinus vem apresentando crescimento expressivo, consistindo na principal matéria-prima para a movimentação de um setor muito importante para a economia brasileira (SHIMIZU, 2008). A madeira do pinus apresenta uma grande variedade de usos e aplicações, empregada principalmente como matéria-prima para produção de celulose, na fabricação de móveis, chapas e placas, laminados e resina (AGUIAR; SOUZA; SHIMIZU, 2014; LEÃO, 2000).

Dos 7,84 milhões de hectares de florestas plantadas no Brasil, a área cultivada com espécies do gênero *Pinus* totaliza 1,6 milhão de hectares que, concentram-se principalmente nos Estados do Paraná e de Santa Catarina, com 42% e 34% da área plantada, respectivamente (IBÁ, 2017). Segundo a IBÁ (2017), o setor florestal brasileiro apesar das adversidades dos cenários macroeconômicos da economia nacional tem dado firmes demonstrações de sua

resiliência, sendo responsável no ano de 2016 por 1,1% de toda a riqueza gerada e 6,2% do PIB industrial.

2.2 IMPACTOS DOS POVOAMENTOS DE PINUS SOBRE OS ECOSISTEMAS

Os povoamentos do gênero *Pinus* para fins comerciais possuem um papel importante, tanto na economia, quanto nas relações socioambientais de uma região (VASQUES et al., 2007). Porém, entre os possíveis impactos, o potencial invasor dessas espécies e sua capacidade de alteração da paisagem são citados em vários estudos.

O potencial invasor do gênero *Pinus* deve-se a sua capacidade de competir pelo nicho de regeneração com as espécies nativas. Características como tolerância a solos pobres e à seca, assim como a polinização e dispersão de sementes pelo vento, não havendo necessidade de interação com a fauna nativa, facilitam o seu processo de naturalização, ocasionando migrações rápidas e explosões populacionais (REIS et al., 2006; RICHARDSON; BOND, 1991). A contaminação biológica por pinus ocorre preferencialmente em ambientes abertos, como campos e restingas, ocasionando perda da biodiversidade natural. Ambientes florestais fechados são menos suscetíveis, devido a sua estabilidade e biodiversidade (KOCH; HENKES, 2013).

Os povoamentos de *Pinus* spp. apresentam comportamento monoespecífico e impedem a instalação de outras formas de vegetação em seu sub-bosque. O ambiente gerado não apresenta atrativos para a fauna, assim influenciando no processo de desaparecimento e possivelmente colaborando para extinção de algumas espécies de mamíferos e aves (ZILLER, 2000; KOCH; HENKES, 2013). Os solos ocupados com *P. elliottii* apresentam uma acidez mais elevada e menores teores de umidade em relação a solos ocupados por vegetação nativa (ORTIZ, 2015). Segundo Rech et al. (2009), a deposição de acículas também pode alterar a qualidade da água percolada e do lençol freático, aumentando a turbidez do percolado e os teores de ferro e manganês, o que pode ocasionar a contaminação da água de recarga dos aquíferos.

Outra problemática relacionada aos povoamentos florestais está na deposição de espessas camadas de serrapilheira, formadas principalmente por acículas. Alguns autores citam o efeito alelopático das acículas do pinus, devido a liberação de compostos fenólicos, terpenóides e ácidos graxos, que causam dormência nas sementes de espécies nativas, inviabilizando a germinação e o processo de regeneração (IARMUL, 2015; VOLTOLINI; ZANCO, 2010).

Em contrapartida, alguns estudos indicam que as acículas do pinus não apresentam efeito alelopático sobre a germinação de sementes, devido a sua decomposição ser lenta e, conseqüentemente, a liberação dos compostos químicos também. Ortiz (2015) não encontrou efeito alelopático do lixiviado do solo contendo *P. elliotii* sobre sementes de alface (*Lactuca sativa*), contudo, o efeito pode variar de acordo com a sensibilidade de cada espécie. Do mesmo modo, Sartor et al. (2009) não verificaram efeito alelopático do lixiviado de acículas de *P. taeda* em decomposição sobre sementes de *Avena strigosa*, somente obteve resultados positivos para o lixiviado das acículas verdes.

Segundo Ziller (2000), os efeitos adversos dos povoamentos florestais variam conforme o ambiente onde estão instalados e com o sistema de manejo utilizado. Deste modo, a fauna do solo se torna um importante indicador da qualidade do ambiente, devido a sua relação direta com os processos decorrentes no solo (STORK; ENGGLETON, 1992). Em ensaio de fuga de minhocas, Ortiz (2015) verificou que os solos de plantios de *P. elliotii* foram repelidos pelas minhocas, devido a alterações de características como pH e inserção de compostos químicos promovidos pela serrapilheira. O mesmo ocorreu com a reprodução de colêmbolos (*Folsomia candida*), que foi menor na área de pinus, provavelmente devido a inserção de compostos provenientes da decomposição das acículas.

Segundo Voltolini e Zanco (2010) o pinus apresenta efeito negativo sobre as espécies nativas, possivelmente formando uma barreira física à germinação das sementes, sendo que na maioria das vezes, a germinação só ocorrerá em locais onde a espessura da camada de serrapilheira é mais fina.

Senbeta, Teketay e Näslund (2002) destacam que os povoamentos de coníferas voltados para produção madeireira apresentam um ciclo de rotação mais longo em relação aos povoamentos de *Eucalyptus* sp., assim as copas das árvores ficam mais espessas, provocando um maior sombreamento e maior deposição de serrapilheira, o que dificulta o estabelecimento de regenerantes no sub-bosque. A intensidade de luz que atinge o sub-bosque também varia de acordo com a cobertura da copa, e isto influencia diretamente no processo de regeneração natural. Desse modo, a regeneração natural sob plantios florestais depende de vários fatores, entre eles o tipo de espécie utilizada, o manejo, a idade dos povoamentos, a área basal, a cobertura da copa e também as condições climáticas regionais (SENBETA; TEKETAY; NÄSLUND, 2002).

2.3 A SERRAPILHEIRA

A serrapilheira é composta por folhas, ramos, órgãos reprodutivos e detritos e, compreende a camada mais superficial do solo em ambientes florestais, consistindo na principal fonte de retorno dos nutrientes para o solo. Exerce inúmeras funções no equilíbrio e dinâmica desses ecossistemas (COSTA et al., 2010; ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). A formação da camada de serrapilheira depende diretamente da quantidade de material orgânico liberado pela parte aérea das árvores e da taxa de decomposição desses materiais no solo (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003).

A produção de resíduos florestais que compõe a serrapilheira está relacionada principalmente a fatores ambientais, os quais influenciam os processos metabólicos e fisiológicos das espécies, mas também é influenciada pelas práticas de manejo empregadas na floresta. Os principais fatores climáticos que regulam a produção de resíduos são a pluviosidade, a temperatura e o fotoperíodo (GONZALEZ; GALLARDO, 1982; ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003).

Quando se trata de sistemas produtivos, como no caso dos povoamentos florestais, a serrapilheira desempenha um papel importante, mantendo o solo protegido da erosão, fornecendo matéria orgânica para a fauna edáfica e para as plantas e, conservando as características físicas, químicas e biológicas do solo, além de otimizar a produção vegetal (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). Em povoamentos florestais a densidade das copas está diretamente ligada a quantidade de serrapilheira acumulada no piso florestal. As espessas camadas de serrapilheira em povoamentos de pinus podem atingir até 20 cm de espessura, devido à baixa concentração de nitrogênio na composição das acículas, o que dificulta a ação decompositora dos microrganismos. Além disso, apresentam uma expressiva quantidade de compostos fenólicos e ceras cuticulares que impedem os efeitos da ação mecânica e fornecem resistência às proteínas que compõe as acículas, tornando difícil sua degradação pelos microrganismos (VIANI; DURIGAN, MELO, 2010; STURGESS, 1991 apud REIS et al., 2006).

Segundo Parrotta (1999), o acúmulo de serrapilheira influencia diretamente a densidade e a riqueza de espécies no sub-bosque de plantios florestais, de forma positiva ou negativa. A resposta das espécies regenerantes à serrapilheira depende das características das suas sementes. Sementes grandes, por apresentarem maior quantidade de reservas, conseguem emitir raízes e atravessar a camada de serrapilheira, enquanto sementes pequenas são impedidas de germinarem devido à formação de barreira pelo material depositado.

A ciclagem de nutrientes em ambientes de floresta nativa ou implantada depende da decomposição da serrapilheira, sendo uma fração dos nutrientes reabsorvida pelo solo e pelas plantas e outra perdida para a água e atmosfera. A decomposição da serrapilheira é realizada principalmente pelos microrganismos e grandes detritívoros, e em menor proporção pela lixiviação promovida pela água (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). A velocidade de decomposição das folhas varia conforme a espécie e de acordo com a sua composição química, sendo alguns compostos como a celulose e a lignina os últimos a serem quebrados, pois consistem em carboidratos complexos, com longas cadeias. A lignina normalmente só é decomposta pela ação de fungos apodrecedores (RICKLEFS, 2011).

2.4 REGENERAÇÃO NATURAL

O conceito fitossociológico de regeneração natural de espécies florestais varia muito, de acordo com cada autor, não havendo consenso a respeito de uma conceituação adequada (CARVALHO, 1984). Para Finol (1971 apud Schorn e Galvão, 2006) são definidos como indivíduos de regeneração natural todos os descendentes de plantas arbóreas que se encontram entre 0,10 metros de altura até o diâmetro de 10 centímetros à altura do peito (DAP). Enquanto que Rollet (1978 apud Carvalho, 1984) considera como regeneração natural as fases juvenis da espécie, com DAP inferior a 5 centímetros, e ainda considerando a classe diamétrica como regeneração da classe subsequente (superior a esta).

A regeneração natural das espécies florestais desempenha um papel importante na floresta já estabelecida, pois auxilia no processo de renovação da composição florística e na manutenção das espécies nativas nos âmbitos locais e regionais, respectivamente. Além disso, a sua compreensão é indispensável para a restauração florestal em áreas que necessitam de recuperação ambiental ou mesmo para o sucesso do manejo de florestas (HÜLLER et al., 2011; SILVA; MELO, 2013). Entender a regeneração significa entender o processo de sucessão ecológica, o qual consiste de uma sequência de mudanças iniciadas por uma perturbação, que alteram a estrutura das espécies e os processos de uma comunidade ao longo do tempo, culminando em uma associação de espécies chamada comunidade clímax. Ao estabelecimento de comunidades vegetais em áreas previamente desocupadas e destituídas de vida, como, por exemplo, dunas de areia e rochas descobertas, dá-se o nome de sucessão primária. Já o processo de regeneração natural de uma comunidade após uma perturbação que mantém parte dos

organismos no local, como por exemplo, a abertura de uma clareira na floresta ou uma área destruída pelo fogo, define-se como sucessão secundária (ODUM, 2012; RICKLEFS, 2011).

A regeneração da floresta depende de mecanismos que viabilizam a entrada e o estabelecimento de novos indivíduos e espécies. O banco de sementes e a chuva de sementes estão entre os mais estudados (AVILA, 2010). O banco de sementes vai possuir as sementes de espécies nativas pioneiras, que rapidamente irão realizar a cobertura do solo e iniciar o processo sucessional, sendo que a ausência deste ocasiona a perda da capacidade de resiliência do ecossistema (VIEIRA, 2004). Já a chuva de sementes vai contribuir para manutenção do banco de sementes do solo, além de possibilitar o sucesso de estabelecimento das sementes e recrutamento de novas plântulas em uma determinada área (ALMEIDA-CORTEZ, 2004; MARTINS; BORGES; SILVA, 2015).

2.4.1 Banco de sementes

O banco de sementes pode ser definido como a reserva de sementes viáveis no solo ou associadas à serrapilheira, em profundidade e na superfície. Pode ser caracterizado como um sistema dinâmico, onde a entrada de sementes ocorre através da chuva de sementes e dispersão, podendo ser transitório ou permanente, com sementes que germinam após um ano da dispersão e sementes que permanecem no solo por mais tempo, respectivamente (CADALTO et al., 1996).

O banco de sementes é fundamental na manutenção do equilíbrio dinâmico da floresta, uma vez que a recolonização após perturbações tem origem principalmente nesses bancos, em resposta a mudanças térmicas e luminosas (SCHMITZ, 1992). Ele é influenciado por fatores abióticos e bióticos que ocorrem no meio ambiente. Eventos como a predação, ação de patógenos, o envelhecimento natural e até a própria morte e germinação das sementes regulam a entrada, a saída e a movimentação das sementes no banco de sementes (ALMEIDA-CORTEZ, 2004). A variação temporal e espacial do banco de sementes também depende das características de dormência das sementes e sua forma de dispersão (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

As sementes que formam o banco de sementes, são oriundas da chuva de sementes e, podem ser alóctones, quando originam-se de outros locais, ou autóctones, quando provem das espécies existentes no local (TRES, 2006). Segundo Cadalto et al. (1996) as florestas que não sofrem perturbações frequentes tendem a ter baixas densidades em seu banco de sementes.

Conforme a profundidade do solo aumenta, a riqueza e a densidade de sementes diminui. As sementes enterradas em profundidade constituem um banco de sementes persistente, contribuindo para regeneração em regiões que apresentam baixas taxas de chuva de sementes. Entretanto, para que a regeneração ocorra é preciso que haja algum tipo de perturbação que revolva o solo, pois sementes muito pequenas só conseguem emergir se estiverem nas partes mais superficiais do solo (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

2.4.2 Chuva de sementes

A chuva de sementes, também tratada como fluxo de sementes, pode ser definida como a quantidade de diásporos que atinge uma área em um determinado período de tempo (AVILA, 2010). Ela é resultante do conjunto de mecanismos de dispersão atuantes em uma comunidade e, devido a isso, pode apresentar variações de distribuição espacial e temporal (REIS et al., 2006).

A dispersão de sementes pelo vento e por invertebrados podem levar sementes a longas distâncias da planta mãe, enquanto que a dispersão realizada por formigas e balística ocorre em pequenas distâncias. Em espécies com dispersão zoocórica, os hábitos dos animais e as características das sementes e dos frutos podem influenciar a chuva de sementes, sendo que a dispersão de frutos suculentos por vertebrados terrestres consiste em um tipo de chuva de sementes diferente do realizado pelas aves (ALMEIDA-CORTEZ, 2004).

Segundo Vieira e Gandolfi (2006), a composição da chuva de sementes está diretamente relacionada ao local e a paisagem onde o ambiente está inserido. A presença de frutíferas nesses ambientes podem ocasionar acréscimos na chuva de sementes, devido a atratividade sobre dispersores, que normalmente adicionam novas sementes ao local (REIS et al., 2006).

A riqueza e a abundância da chuva de sementes dependem da distância entre os fragmentos florestais. Longas distâncias acarretariam diminuição nessas propriedades, devido a maioria das espécies tropicais serem dispersadas por animais, e estes evitarem áreas abertas e que não possuem atrativos alimentares (CUBINÃ; AIDE, 2001; REIS et al., 2006).

Três (2006) verificou em seu estudo que a chuva de sementes alóctone é limitada pelos aspectos da paisagem, sendo que em áreas onde a matriz predominante é pinus, o fluxo de sementes é dificultado pelo isolamento e ausência de conectividade dos fragmentos florestais. Segundo Reis et al. (2006), os estudos relacionados a chuva de sementes são recentes, e a

literatura sobre o assunto ainda é restrita, o que ressalta a importância de realização de estudos que envolvam a chuva de sementes em diferentes ambientes.

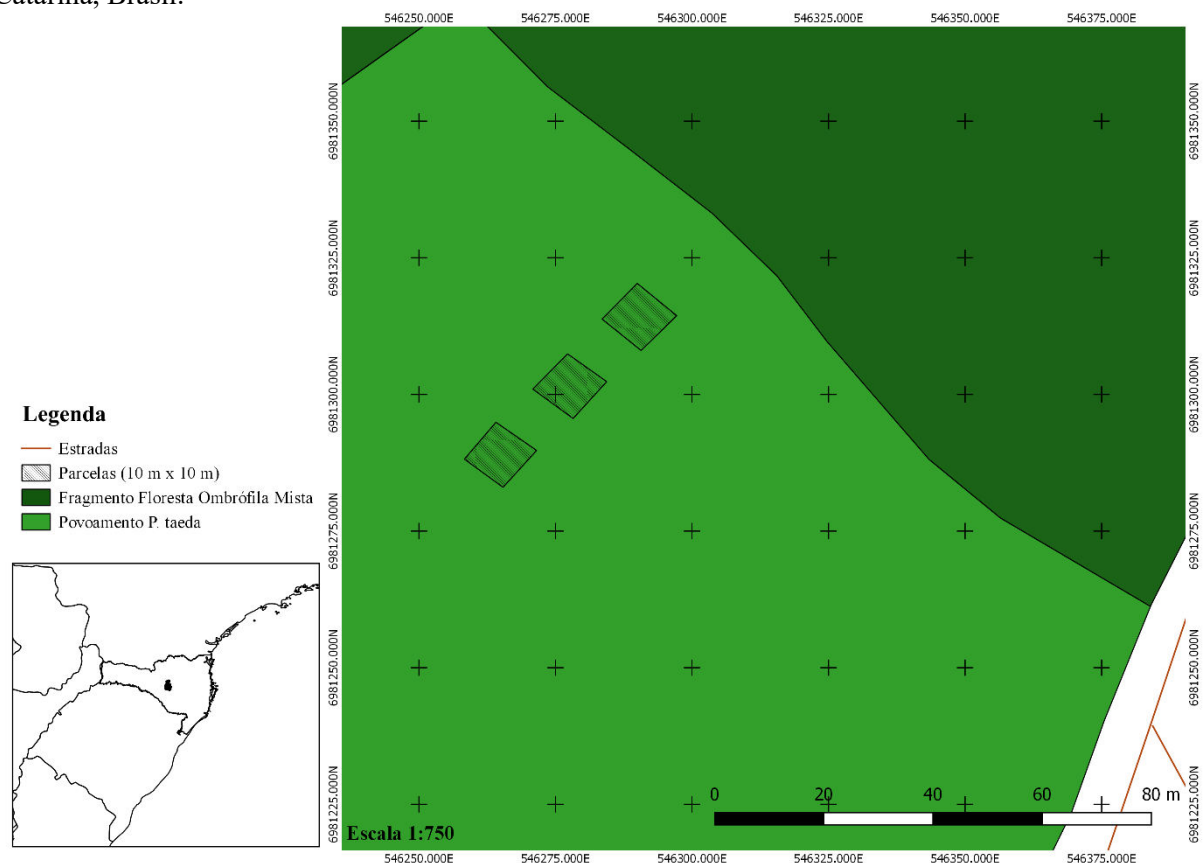
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL

O experimento foi conduzido em um povoamento comercial de *P. taeda*, pertencente ao Grupo Gaboardi Agropastoril, na localidade de Fazenda Pessegueirinho no município de Curitibanos, Santa Catarina (Figura 1). O município de Curitibanos situa-se no planalto central catarinense, com latitude 27°16'58" Sul e longitude 50°35'04" Oeste, a uma altitude de 987 metros. O clima, segundo classificação de Köppen-Geiger, é temperado (cfb), mesotérmico úmido e com verão ameno, sendo a temperatura média no mês mais frio abaixo de 18°C e a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (PANDOLFO et al., 2002). Está inserido no bioma Mata Atlântica, com fitosionomia de Floresta Ombrófila Mista (FOM).

A área de estudo está inserida na formação geológica Serra Geral, sendo o solo predominante Cambissolo Háplico Tb A Húmico com textura muito argilosa, ocorrente em relevo ondulado (POTTER et al., 2004).

Figura 1 – Localização do povoamento de *P. taeda*, Fazenda Pessegueirinho, Curitibanos, Santa Catarina, Brasil.



Fonte: Autor (2018).

O povoamento de pinus avaliado no presente estudo foi implantado no ano de 2005, e vem sendo manejado para a produção de madeira destinada a laminação, serraria e processo. O povoamento foi implantado em um espaçamento de 2,5 x 2,5 m, sendo as mudas provenientes da Empresa West Rock. A área sofreu 2 desbastes sistemáticos, sendo o primeiro realizado no ano de 2014 e o segundo no ano de 2017. O cultivo de pinus nesta área está no primeiro ciclo de rotação, sendo que anteriormente o uso do solo no local consistia em pastagem com algumas espécies arbóreas isoladas.

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

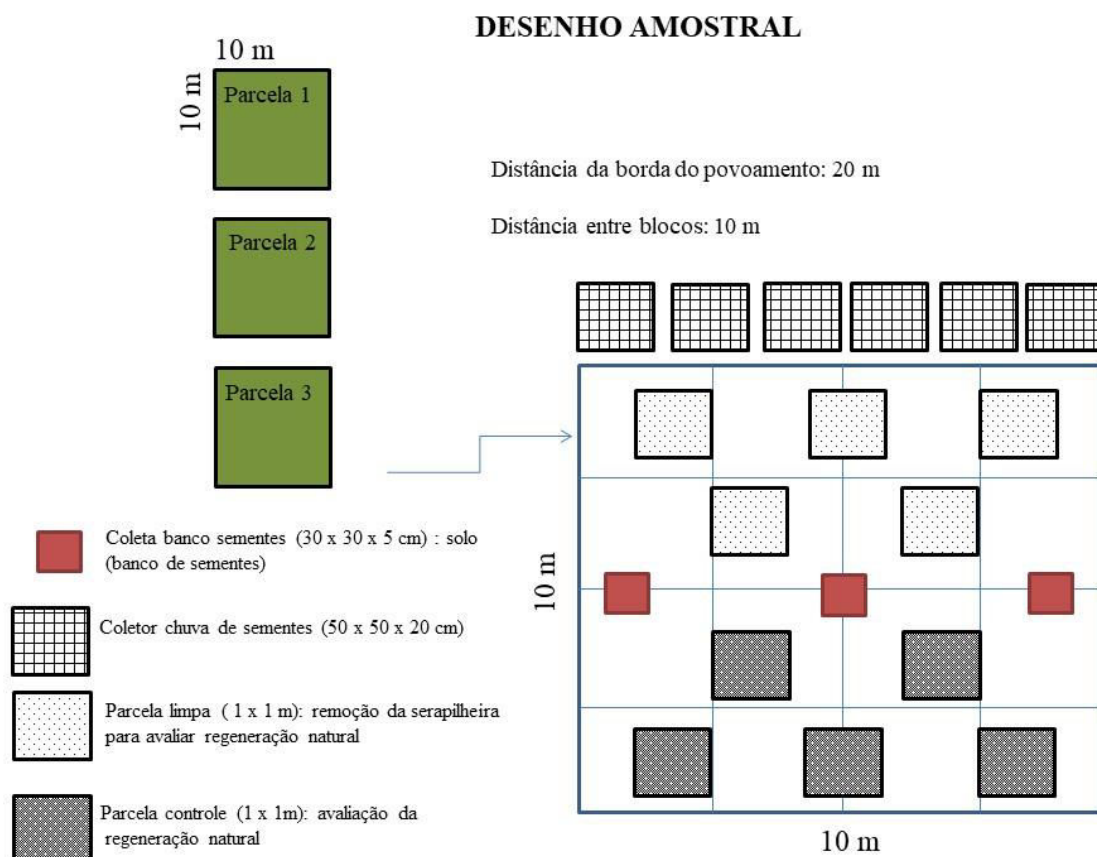
A amostragem foi realizada através do método de parcelas a campo. Foram instalados três parcelas permanentes de 10,0 x 10,0 m, totalizando (100 m²) por parcela, alocadas perpendicularmente ao fragmento de floresta nativa, mantendo-se 20 m de distância da borda do povoamento de pinus e 10 m de distância entre parcelas.

Para avaliação da regeneração natural no interior do povoamento de pinus, em cada parcela foram alocadas 10 parcelas de 1,0 x 1,0 m, distribuídas de forma sistemática, sendo que em 5 parcelas foi realizada limpeza (retirada das acículas) mensalmente, durante o período de 1 ano e nas outras 5 parcelas a camada de acículas foi mantida (controle), conforme metodologia proposta por Souza (2014). Nas parcelas controle (com a presença de acículas) para a efetividade da avaliação foram removidas todas as plântulas existentes no momento de implantação das mesmas.

Os coletores para avaliação da chuva de sementes foram instalados na linha anterior de cada parcela, de forma sistemática, totalizando 6 coletores por parcela. A distância dos coletores de sementes em relação ao fragmento de floresta nativa foi de 20 m para a parcela 1; 40 m para a parcela 2 e 60 m para a parcela 3.

Também foram coletadas 3 amostras de solo em cada parcela, visando a avaliação do banco de sementes do solo. O desenho com a distribuição das amostragens pode ser observado na Figura 2.

Figura 2 – Desenho amostral das análises que foram realizadas a campo.



Fonte: Autor (2018).

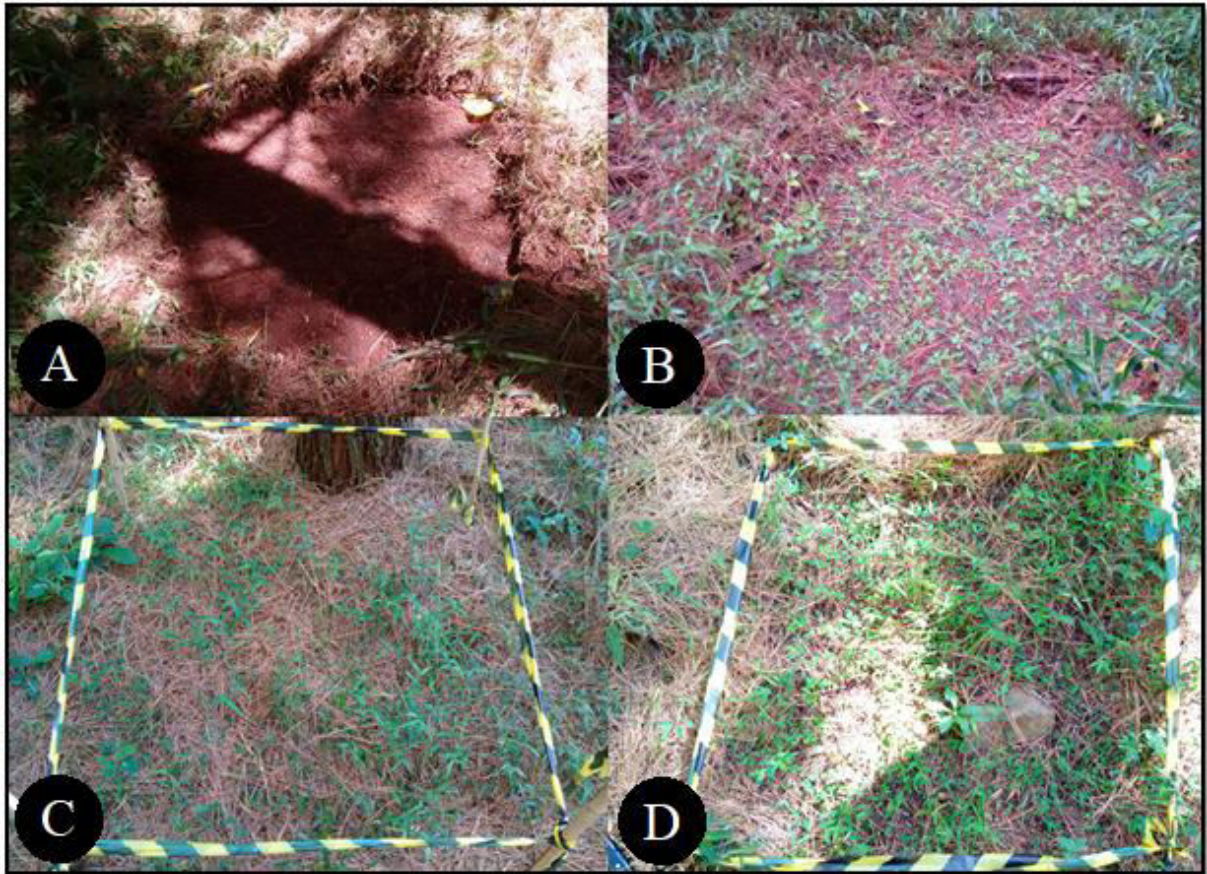
3.3 AMOSTRAGEM DA REGENERAÇÃO NATURAL

Para avaliação da regeneração natural no interior do povoamento de pinus, em cada parcela foram delimitadas 10 parcelas de 1,0 x 1,0 m, distribuídas de forma sistemática, sendo que em 5 parcelas foi realizada limpeza (retirada das acículas) e manutenção mensalmente (Figura 3 A e B) durante o período de 1 ano. Nas outras 5 parcelas, a camada de acículas foi mantida (Figura 3 C), conforme metodologia proposta por Souza (2014).

As parcelas controle (com a presença das acículas) passaram por uma limpeza prévia, sendo arrancadas todas as plântulas existentes durante a sua delimitação. Após o período de um ano, foram consideradas para o levantamento todas as espécies presentes com altura superior a 5 cm (Figura 3 D). As plântulas da regeneração natural foram coletadas e levadas ao Laboratório de Ecologia da UFSC para posterior identificação a nível de Família, Gênero e Espécie, quando possível. A identificação foi realizada com auxílio de bibliografia (LORENZI, 2008a; LORENZI, 2008b).

No mês de dezembro de 2017, as subparcelas regenerantes inseridas na parcela 1 foram destruídas por ação do maquinário que realizava desbastes no talhão. Desse modo, foram consideradas para avaliar a regeneração natural somente as subparcelas inseridas nas parcelas 2 e 3 do experimento.

Figura 3 – Parcelas para avaliação da regeneração natural. A) Instalação de subparcela limpa (sem acículas); B) Vegetação regenerante um mês após a limpeza da parcela; C) Vegetação regenerante em subparcela controle após um ano; D) Vegetação regenerante em subparcela limpa (sem acículas) após um ano.



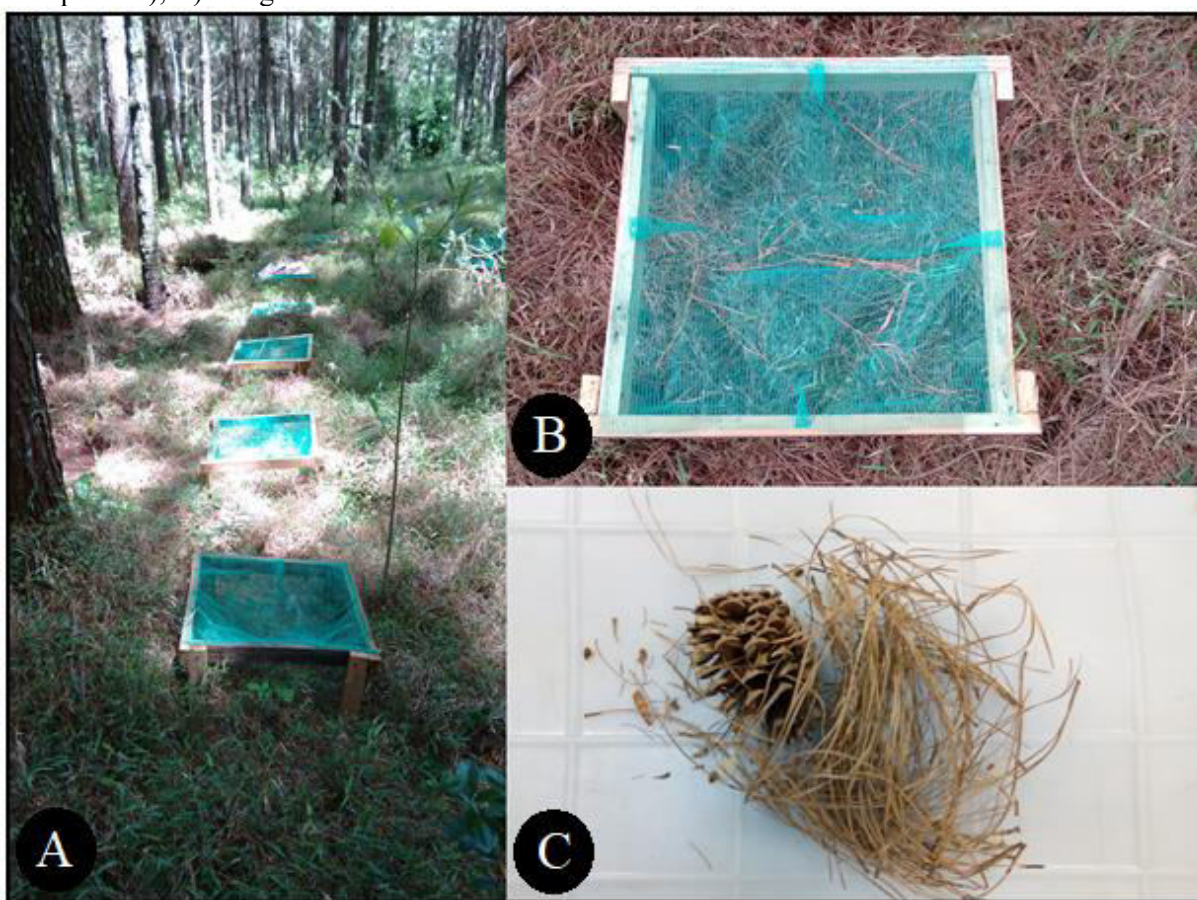
Fonte: Autor (2018).

3.4 AMOSTRAGEM DA CHUVA DE SEMENTES E APORTE DE SERRAPILHEIRA

Para amostragem da chuva de sementes, foram distribuídos, de forma sistemática na linha anterior de cada parcela permanente, 6 coletores de sementes feitos de madeira, medindo 50 cm x 50 cm, com rede de nylon ao fundo (malha de 2 mm), com altura de 20 cm em relação ao chão (Figura 4 A e B). A chuva de sementes foi coletada durante o período de 1 ano, compreendido entre dezembro do ano de 2016 e dezembro do ano de 2017, sendo a coleta realizada mensalmente, de acordo com metodologia proposta por Cadalto et al. (1996).

Em laboratório, o material coletado foi submetido a secagem em estufa, sendo posteriormente separados os diásporos do material inerte (galhos, folhas e outros materiais que ocasionalmente caíram nos coletores) (Figura 4 C). Posteriormente, as sementes e frutos foram identificadas a nível de Família, Gênero e Espécie, quando possível. Os diásporos também foram classificados pela síndrome de dispersão e grupo ecológico (LORENZI, 2008a; CARVALHO, 2003; CARVALHO, 2010).

Figura 4 – Coleta da chuva de sementes e aporte de acículas. A) Disposição dos coletores na linha anterior de cada parcela; B) Coletor em madeira (50,0 x 50,0 cm) com rede de nylon ao fundo (2 mm de espessura); C) Triagem do material coletado mensalmente.



Fonte: Autor (2018).

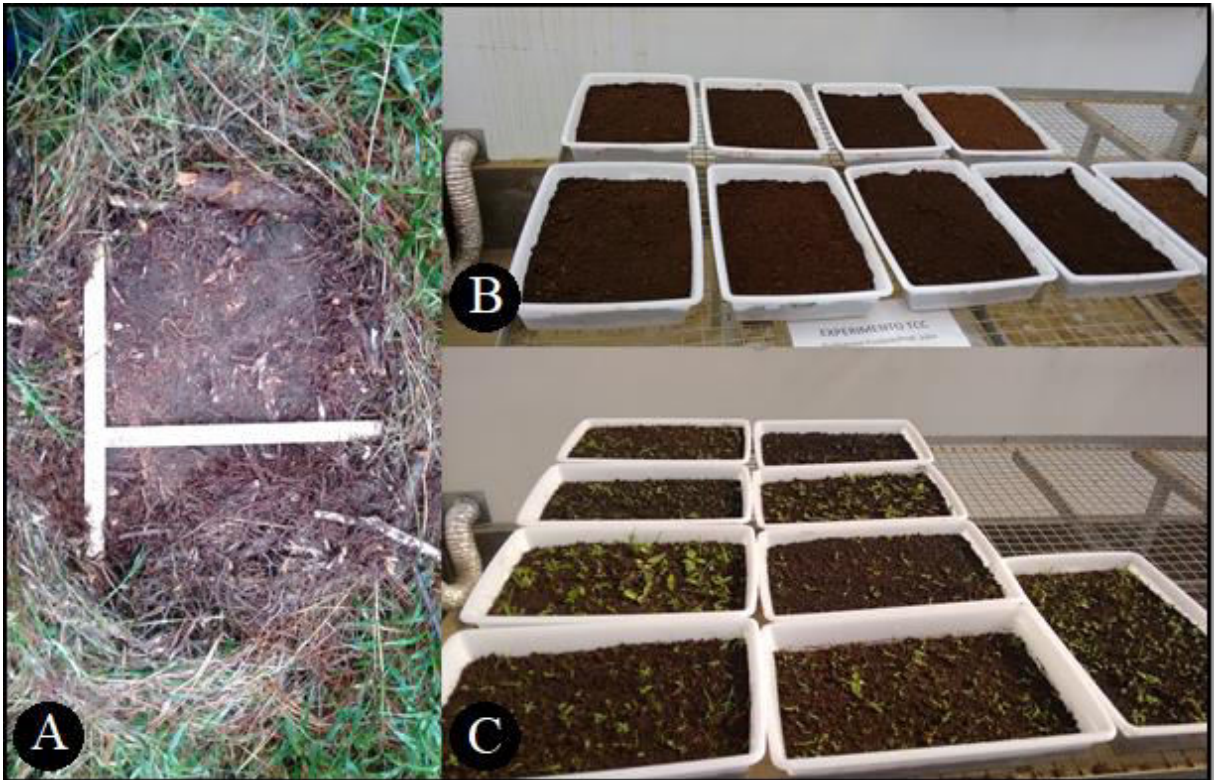
Paralelamente à avaliação da chuva de sementes, foi realizada a avaliação do aporte de serrapilheira. Para tal, foi separado o material inerte da chuva de sementes (acículas, galhos e cones reprodutivos) e submetidos à secagem em estufa com circulação de ar, a uma temperatura de 55°C até o material atingir peso constante. Após a secagem, o material foi pesado em balança semi-analítica para a realização do cálculo do aporte em $\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Também foi realizada a mensuração da camada de serrapilheira em 3 pontos aleatórios em cada uma das parcelas, para obtenção da espessura média.

3.5 AMOSTRAGEM DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO

A coleta do banco de sementes foi realizada com auxílio de régua de madeira e uma pá, retirando-se um quadrante de 30 x 30 cm e profundidade de 5 cm (Figura 5 A). Foram coletadas 3 amostras por parcela permanente, de forma sistemática, utilizando o centro da parcela como referência. Antes da realização da coleta, foi realizada a remoção da serrapilheira existente sobre a área demarcada para a coleta do solo. Posteriormente, as amostras de solo coletadas foram colocadas em bandejas contendo uma camada de areia (lavada e seca em estufa), em casa de vegetação (a uma temperatura de 25°C) (Figura 5 B), conforme metodologia proposta por Cadalto et al. (1996) e Gonçalves et al. (2008). As bandejas foram perfuradas com auxílio de uma furadeira, para que houvesse o escoamento da água, sendo feitos 20 furos em cada bandeja.

As plântulas que germinaram foram quantificadas semanalmente, até a 6ª semana (Figura 5 C), e quinzenalmente até 14ª semana, conforme metodologia proposta por Gonçalves et al. (2008).

Figura 5 – Amostragem e análise da viabilidade do banco de sementes do solo; A) Coleta; B) Acondicionamento em bandejas em casa de vegetação; C) Plântulas germinadas em avaliação na 6ª semana.



Fonte: Autor (2018).

As plântulas foram classificadas em morfotipos, sendo identificadas a nível de Família, Gênero ou Espécie, assim que atingissem um tamanho que possibilitasse a identificação, de acordo com bibliografia de Lorenzi 2008a e Lorenzi, 2008b. Após a identificação prévia, as plântulas foram classificadas de acordo com sua forma de vida em arbóreas, herbáceas e arbustivas, conforme Lorenzi 2008a e Lorenzi, 2008b.

3.6 AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO, CHUVA DE SEMENTES E REGENERAÇÃO NATURAL

Para a caracterização do banco de sementes do solo, da chuva de sementes e da regeneração natural no sub-bosque, foram aplicados os parâmetros de densidade e frequência em suas formas absoluta e relativas para cada espécie, e o índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H'), conforme equações propostas por Felfili e Rezende (2003). Também foram calculadas as densidades totais (ind/m²) para cada unidade amostrada.

Segundo Felfili e Rezende (2003), a densidade é a medida que expressa o número de indivíduos por unidade de área, sendo a área contabilizada normalmente em hectares. A densidade em sua forma absoluta (Equação 1) considera o número de indivíduos (n) de uma espécie em uma dada área. Já a densidade relativa (Equação 2) consiste em uma relação entre o número de indivíduos de uma espécie e o número de indivíduos de todas as espécies, sendo seu resultado expresso em porcentagem.

Densidade Absoluta (DA):

$$DA = \frac{n}{\text{área}} \quad (1)$$

Onde:

n = número de indivíduos de uma determinada espécie;

Densidade Relativa (DR):

$$DR = \left(\frac{n}{N} \right) \cdot 100 \quad (2)$$

Onde:

n = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos;

A Frequência é o parâmetro que considera o número de parcelas de ocorrência de uma determinada espécie, indicando a dispersão média de cada espécie na área, e através dos resultados evidenciando possíveis agrupamentos das espécies na área amostrada. É expressa em porcentagem.

A frequência absoluta (Equação 3) relaciona o número de parcelas em que uma determinada espécie ocorre e o número total de parcelas amostradas, enquanto a frequência relativa (Equação 4) é a relação entre frequência absoluta de uma espécie com a soma das frequências absolutas de todas as espécies (FELFILI; REZENDE, 2003).

Frequência Absoluta (FA):

$$(FA) = \left(\frac{P_i}{P} \right) \cdot 100 \quad (3)$$

Onde:

P_i = número de parcelas com ocorrência da espécie i;

P = número total de parcelas;

Frequência Relativa (FR):

$$(FR) = \left(\frac{FA_i}{FA} \right) \cdot 100 \quad (4)$$

Onde:

FA_i = frequência absoluta da espécie i;

FA = Somatório das frequências absolutas de todas as espécies consideradas no levantamento;

O índice de Diversidade de Shannon-Weaver consiste em um índice não-paramétrico de medida de diversidade de espécies, baseando-se na abundância proporcional das espécies (FELFILI, RESENDE, 2003). O cálculo do índice de Shannon-Weaver pode ser observado na Equação 5:

$$(H') = \left(- \sum P_i \ln P_i \right) \cdot 100 \quad (5)$$

Onde:

Pi = estimativa da proporção de indivíduos (i) encontrados de cada espécie, dado por: $P_i = n_i/N$ (n_i é o número de indivíduos da espécie i; N é o número total de indivíduos da amostra);

Ln = logaritmo na base n;

Σ = somatório de todos os “i” espécies da amostra (S);

Ainda de acordo com Felfili e Resende (2003), os valores de H' geralmente variam entre 1,3 e 3,5 podendo exceder a 4,0 em ambientes de floresta tropical.

3.7 AVALIAÇÃO DO APORTE DE SERRAPILHEIRA

A quantificação do aporte de serrapilheira foi realizada através equação, proposta por Scoriza et al. (2012) (Equação 6):

$$PAS = \frac{\Sigma PS \times 10.000}{Ac} \quad (6)$$

Onde:

PAS é a produção média anual de serrapilheira ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

PS é a produção média mensal de serrapilheira ($Mg \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$);

Ac é a área do coletor em metros quadrados;

Posteriormente, os dados de aporte mensal de serrapilheira foram relacionados com as variáveis meteorológicas (precipitação pluviométrica e temperatura média mensal). Os dados meteorológicos utilizados foram obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Curitibanos, localizada próximo a área do presente estudo.

3.8 ANÁLISE DOS DADOS

A relação entre o aporte mensal de serrapilheira e as variáveis meteorológicas (precipitação pluviométrica, temperatura média mensal) foi realizada através do Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$).

Para análise da densidade do banco de sementes do solo e densidade da chuva de sementes entre as parcelas amostradas, foram aplicados os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett,

para avaliar a normalidade e homogeneidade dos dados, seguidos de ANOVA e Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para análise dos dados de densidade total de plantas regenerantes nas subparcelas limpas e controle foi empregado Teste t de Student, unilateral e unicaudal. Utilizou-se duas hipóteses:

- H0 (Hipótese nula): considerando-se médias iguais entre os tratamentos;
- H1 (Hipótese alternativa): considerando-se que as médias do tratamento 1 (subparcelas limpas) são superiores ao do tratamento 2 (subparcelas controle).

Desse modo, caso o valor de p obtido for inferior ao nível de significância de 5%, rejeita-se H0. Todas as análises estatísticas foram realizadas por meio do Software R Studio ® (R CORE TEAM, 2015).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 REGENERAÇÃO NATURAL

Observou-se nas subparcelas limpas uma densidade total de 132 indivíduos/m², enquanto que para as subparcelas controle (com acículas) a densidade total foi de 48,2 indivíduos/m². Os valores de densidade obtidos nas subparcelas limpas e controle, ao serem submetidos ao teste t de Student, apresentaram diferença estatística significativa, ao nível de significância de 5%. Este resultado indica uma maior densidade de plantas regenerantes nas subparcelas limpas, ou seja, com ausência da camada de acículas, em relação as subparcelas controle (com presença de acículas). Esse resultado corrobora a hipótese inicial de que a deposição de acículas dificulta a germinação e emergência de plântulas no sub-bosque dos povoamentos de pinus.

Resultados semelhantes foram encontrados por Souza (2014) que, ao avaliar a cobertura vegetal em subparcelas com a presença e ausência de acículas de *P. taeda*, verificou que as subparcelas com ausência de acículas apresentaram percentual superior de cobertura vegetal, demonstrando que a retirada dessas contribui para a regeneração natural no sub-bosque dos povoamentos.

Das espécies regenerantes nas subparcelas limpas, foram observados 18 indivíduos arbóreos, sendo representados pelas espécies *Zanthoxylum rhoifolium*, *Pinus taeda*, *Myrsine coriacea* e Euphorbiaceae sp. Nas subparcelas controle, foram encontrados 2 indivíduos arbóreos, sendo um deles identificado como *Nectandra* sp. e o segundo não identificado. Considerando somente a densidade de indivíduos arbóreos, também observa-se diferença estatística significativa através do Teste t de Student ($p < 0,05$), evidenciando uma maior densidade de indivíduos arbóreos nas subparcelas limpas.

Também no trabalho de Souza (2014) foi registrado maior número de indivíduos arbóreos regenerando nas subparcelas sem acículas, concluindo que a presença da espessa camada de serrapilheira dificulta o estabelecimento de espécies arbóreas nativas. O mesmo autor também verificou a regeneração de indivíduos de *P. taeda*, ocorrendo principalmente nas subparcelas sem acículas, corroborando com o verificado no presente estudo.

Senbeta, Teketay e Näslund (2002) ao avaliar a regeneração em um povoamento de *P. patula* aos 10 anos de idade, na Etiópia, encontraram 12 espécies arbóreas regenerantes. Apesar da semelhança de idade com o povoamento avaliado no presente estudo, a ocorrência de

espécies arbóreas regenerantes apresentou-se muito inferior no presente estudo, com apenas 2 espécies. Carvalho et al. (2016) ao avaliar a regeneração arbórea em povoamento de *Pinus* sp. aos 30 anos de idade verificou a presença de 58 espécies, divididas em 22 famílias botânicas, número muito superior em relação ao observado no presente estudo. O mesmo autor ainda destaca que a área não era manejada desde sua implantação, o que facilitou a regeneração, além da conectividade com os fragmentos de mata nativa adjacente. Observando os resultados obtidos por estes autores, pode-se inferir que além do efeito da camada de acículas, o pequeno número de espécies arbóreas encontradas nas subparcelas controle, no presente estudo, possivelmente está relacionado a idade do povoamento avaliado (jovem) e ao manejo e tratamentos culturais realizados periodicamente na área.

Na Tabela 1 pode-se verificar a densidade e frequência relativas para cada espécie regenerante encontrada nas subparcelas limpas, além da forma de vida na qual se enquadram.

Nas subparcelas limpas foram encontradas 35 espécies regenerantes, divididas em 18 famílias botânicas. Destas 40,0% foram classificadas como herbáceas, 14,3% como gramíneas, 11,4% como arbóreas, 5,7% como subarbustos, 2,9% como lianas, 2,9% como pteridófitas e 22,9% não foram classificadas quanto a forma de vida.

Tabela 1 – Densidade e frequência relativas e classificação quanto a forma de vida para as espécies regenerantes encontradas nas subparcelas limpas (sem acículas).

Família	Nome científico	Forma de vida	DR	FR
AMARHANTACEAE	<i>Amaranthus</i> sp.	Herbácea	0,38	2,63
ASTERACEAE	<i>Baccharis</i> sp.	Subarbusto	0,38	1,32
	<i>Conyza</i> sp.	Herbácea	0,68	5,26
	<i>Galinsoga</i> sp.	Herbácea	0,08	1,32
	<i>Sonchus</i> sp.	Herbácea	0,68	3,95
	<i>Dolichandra</i> sp.	Liana	0,68	2,63
BIGNONIACEAE	<i>Dolichandra</i> sp.	Liana	0,68	2,63
BRASSICACEAE	<i>Cardamine bonariensis</i>	Herbácea	0,08	1,32
COMMELINACEAE	<i>Commelina benghalensis</i>	Herbácea	0,3	1,32
CONVOLVULACEAE	Morfotipo 1	Herbácea	1,44	6,58
	Morfotipo 2	Herbácea	0,08	1,32
CYPERACEAE	<i>Cyperus</i> sp.	Herbácea	10,53	11,84
EUPHORBIACEAE	Morfotipo 1	Arbórea	0,08	1,32
FABACEAE	<i>Desmodium</i> sp.	Herbácea	1,06	5,26
MALVACEAE	Morfotipo 1	Herbácea	0,15	1,32
	<i>Sida</i> sp.	Subarbusto	0,15	2,63
OXALIDACEAE	<i>Oxalis corniculata</i>	Herbácea	0,08	1,32

Continua...

Continua...

PINACEAE	<i>Pinus taeda</i>	Arbórea	0,23	2,63
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago tomentosa</i>	Herbácea	0,15	2,63
POACEAE	<i>Digitaria</i> sp. 1	Gramínea	79,17	13,16
	<i>Digitaria</i> sp 2	Gramínea	0,23	2,63
	<i>Eragrostis plana</i>	Gramínea	0,83	2,63
	<i>Lolium</i> sp.	Gramínea	0,08	1,32
	<i>Paspalum</i> sp.	Gramínea	0,15	1,32
PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i>	Arbórea	0,23	1,32
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Arbórea	0,83	6,58
SOLANACEAE	Morfotipo 1	-	0,08	1,32
	Morfotipo 2	-	0,08	1,32
	Morfotipo 3	-	0,15	1,32
	Morfotipo 4	-	0,15	1,32
	<i>Solanum americanum</i>	Herbácea	0,15	1,32
THELYPTERIDACEAE	<i>Thelypteris dentata</i>	Pteridófita	0,15	2,63
NÃO IDENTIFICADA	Morfotipo 1	-	0,08	1,32
	Morfotipo 2	-	0,15	1,32
	Morfotipo 3	-	0,23	1,32
	Morfotipo 4	-	0,08	1,32

Fonte: Autor (2018); DR = Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%).

As espécies que apresentam maior densidade relativa entre as regenerantes são em ordem decrescente: *Digitaria* sp.1 (79,17%), *Cyperus* sp. (10,53%), Convolvulaceae (Morfotipo 1 - 1,44%) e *Desmodium* sp. (1,06%). Com relação a frequência relativa, destacam-se as espécies: *Digitaria* sp. 1 (13,16%), *Cyperus* sp. (11,84%), *Zanthoxylum rhoifolium* (6,58%), Convolvulaceae (Morfotipo 1 - 6,58%), *Conyza* sp. (5,26%), *Desmodium* sp. (5,26%) e *Sonchus* sp. (3,95%).

Considerando apenas os indivíduos arbóreos regenerantes nas subparcelas limpas, as maiores densidades relativas foram apresentadas por *Zanthoxylum rhoifolium* (0,83%), *Pinus taeda* (0,83%), *Myrsine coriacea* (0,83%) e Euphorbiaceae (Morfotipo 1 - 0,08%). Já as maiores frequências relativas ocorreram para *Zanthoxylum rhoifolium* (6,58%), *Pinus taeda* (2,63%), *Myrsine coriacea* (1,32%) e Euphorbiaceae (Morfotipo 1 - 1,32%), conforme pode-se observar na Tabela 1.

Nas subparcelas controle (com acículas) foram encontradas 15 espécies, divididas em 9 famílias botânicas. Das quais, 40,0% foram classificadas como herbáceas, 20,0% como

gramíneas, 13,3% como arbóreas, 6,7% como arbustivas, 6,7% como lianas e 13,3% não foram classificadas quanto a forma de vida.

As espécies regenerantes encontradas nas subparcelas controle (com acículas) podem ser observados na Tabela 2, assim como também suas densidades e frequências relativas e formas de vida. Nas subparcelas controle, as espécies com maior densidade relativa foram: *Digitaria* sp. 1 (91,91%), *Desmodium* sp. (3,73%), *Cardamine bonariensis* (0,83%) e *Dolichandra* sp. 1 (0,62%). Em relação a frequência relativa, *Digitaria* sp. 1 apresentou o maior valor (31,25%), seguida por *Desmodium* sp. (18,75%), *Cardamine bonariensis* (6,25%), *Dolichandra* sp. (6,25%) e Convolvulaceae (Morfotipo 1 - 6,25%).

As espécies arbóreas nas subparcelas controle apresentaram densidades relativas baixas, sendo de 0,21% para *Nectandra* sp. e Não identificada (Morfotipo 5). Em relação a frequência relativa também apresentaram os menores valores, sendo ambas com 3,13%.

Tabela 2 – Densidade e frequência relativas e classificação quanto a forma de vida para as espécies regenerantes encontradas nas subparcelas controle (com acículas).

Família	Espécies	Forma de vida	DR	FR
ASTERACEAE	<i>Conyza</i> sp.	Herbácea	0,21	3,13
	<i>Galinsoga</i> sp	Herbácea	0,41	3,13
BIGNONIACEAE	<i>Dolichandra</i> sp.	Liana	0,62	6,25
BRASSICACEAE	<i>Cardamine bonariensis</i>	Herbácea	0,83	6,25
CONVOLVULACEAE	Morfotipo 1	Herbácea	0,41	6,25
CYPERACEAE	<i>Cyperus</i> sp.	Herbácea	0,41	3,13
FABACEAE	<i>Desmodium</i> sp.	Herbácea	3,73	18,75
LAURACEAE	<i>Nectandra</i> sp.	Arbórea	0,21	3,13
MELASTOMATACEAE	Morfotipo 1	Arbustiva	0,21	3,13
POACEAE	<i>Brachiaria</i> sp.	Gramínea	0,21	3,13
	<i>Digitaria</i> sp. 1	Gramínea	91,91	31,25
	<i>Eragrostis plana</i>	Gramínea	0,21	3,13
NÃO IDENTIFICADA	Morfotipo 5	Arbórea	0,21	3,13
	Morfotipo 6	-	0,21	3,13
	Morfotipo 7	-	0,21	3,13

Fonte: Autor (2018); DR = Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%).

Não observou-se regeneração de plântulas de *P. taeda* nas subparcelas controle, entretanto, foram encontradas sementes da espécie germinadas em meio a camada de acículas

Figura 6, o que reforça a hipótese de que a camada de acículas atue como barreira a regeneração natural.

Figura 6 – Semente de *P. taeda* germinada em meio a camada de acículas em subparcela controle.



Fonte: Autor (2018).

De acordo com Parrotta (1999), a camada de serrapilheira depositada sobre o solo em povoamentos florestais dificulta a chegada das sementes ao solo, e o sucesso da germinação depende diretamente das características das sementes. Geralmente, sementes grandes apresentarem maior quantidade de reservas, conseguindo emitir raízes e atravessar a camada de serrapilheira, enquanto sementes pequenas são impedidas de germinar por ficarem retidas sobre a camada.

Venzke et al. (2012) não encontraram indivíduos regenerantes de pinus ao avaliarem a regeneração no sub-bosque de um povoamento de *P. caribaea* aos 45 anos de idade com espaçamento adensado. Os mesmos autores justificam a ausência da espécie no sub-bosque devido ao sombreamento causado pelo dossel. Vale ressaltar que esta observação foi realizada na presença da camada de acículas.

Das espécies verificadas em ambos os tratamentos, 26 ocorrem exclusivamente nas subparcelas limpas, enquanto apenas 6 ocorrem somente nas subparcelas controle. O Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') resultou em maior diversidade de espécies para as subparcelas limpas ($H' = 0,97$), e menor diversidade para as subparcelas controle ($H' = 0,44$). Os

valores de diversidade observados por outros autores para povoamentos de *Pinus* sp. são superiores aos verificados neste trabalho, por considerarem somente a regeneração de espécies arbóreo-arbustivas e, em alguns casos povoamentos de idades avançadas pouco manejados. Carvalho et al. (2016) obtiveram diversidade $H' = 3,14$ ao avaliar a regeneração de um povoamento de *Pinus* sp. aos 30 anos de idade em uma região de Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná. Senbeta, Teketay e Näslund (2002) verificaram diversidade $H' = 1,846$ para regeneração no sub-bosque de *P. patula* aos 10 anos de idade em seu experimento na Etiópia. Já Lopes et al. (2016) verificaram $H' = 3,07$ ao avaliar a regeneração em um povoamento de *P. caribaea* no bioma Mata Atlântica, em Pernambuco.

A presença de espécies de gramíneas (*Digitaria* sp. 1) em maior densidade e frequência nas subparcelas controle e limpas pode ser justificada pelo espaçamento do plantio. De acordo com Modna, Durigam e Vital (2010), povoamentos de *P. elliottii* apresentaram maior quantidade de gramíneas em espaçamentos maiores, tendendo a diminuir em espaçamentos menores, devido a ação do sombreamento promovido pelas copas. Dentre as espécies de gramíneas observadas no presente estudo, encontram-se *E. plana* em ambos os tratamentos e *Brachiaria* sp. somente nas subparcelas controle. Estas espécies são consideradas exóticas invasoras, porém não representam risco para a área devido às baixas densidades e frequências em que ocorrem.

As espécies herbáceas apresentaram valores elevados de densidades e frequências relativas em ambos os tratamentos. Perfazem um total de 40% das formas de vida observadas, tanto nas subparcelas limpas, como nas subparcelas controle. De acordo com Ferracin et al. (2010) a cobertura de plantas herbáceas no sub-bosque de povoamento de *P. taeda* é inversamente proporcional a cobertura do dossel, sendo o seu desenvolvimento dependente da luminosidade que atinge o sub-bosque. O mesmo autor ainda destaca que percentuais elevados de cobertura por herbáceas pode potencializar a barreira física formada pelas acículas, impedindo a germinação de sementes nativas, e conseqüentemente a regeneração natural.

A regeneração de *Z. rhoifolium* nas subparcelas limpas (sem acículas) e sua presença no banco de sementes reitera a hipótese de que a remoção da camada de acículas facilita a regeneração natural. A exposição do solo, pela abertura das acículas, permite que a luminosidade auxilie na superação de dormência das sementes de espécies pioneiras que são importantes para a sucessão florestal no reestabelecimento do ambiente (SOUZA, 2014).

Já a regeneração de *M. coriacea* pode estar associada a dispersão zoocórica, uma vez que a espécie não foi observada na composição florística do banco de sementes do solo, mas sim na chuva de sementes. Sua ocorrência somente nas subparcelas limpas possivelmente deve-

se a facilidade de acesso ao solo, o que nas subparcelas controle torna-se inviável pela espessa camada de acículas.

A presença de espécies do gênero *Nectandra* sp. no sub-bosque de *Pinus* sp. foi observada por alguns autores ao avaliarem a regeneração de espécies lenhosas (CARVALHO et al., 2016; LOPES et al., 2016; VENZKE et al., 2012), corroborando com o verificado no presente trabalho, onde a espécie foi observada em subparcela com a presença de acículas.

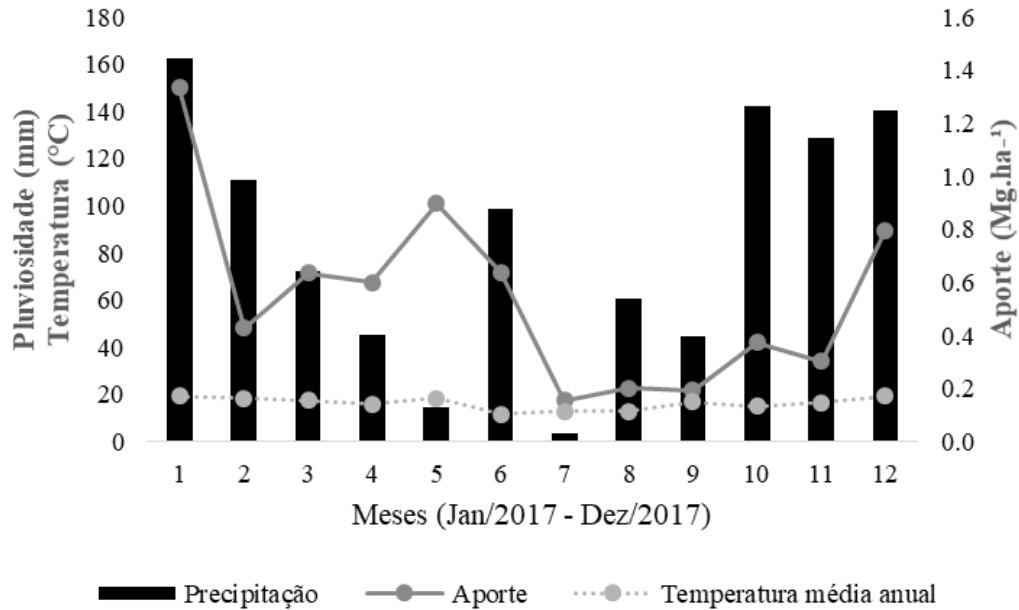
Alguns autores mencionam que espécies do gênero *Pinus* como facilitadoras da regeneração de espécies lenhosas nativas e, destacam que esta característica está diretamente relacionada as condições de espaçamento e luminosidade nos povoamentos florestais. Isto porque, em áreas de dossel muito aberto, a cobertura por gramíneas e herbáceas pode inibir a regeneração de espécies arbóreas devido a competição, e em dossel muito fechado, a luminosidade pode ser insuficiente para a regeneração das espécies lenhosas (CUSACK; MONTAGNINI, 2004). No entanto, não consideram em suas avaliações os possíveis efeitos ocasionados pela presença da camada de acículas. Dentre estes trabalhos, podemos citar Modna, Durigan e Vital (2010), os quais verificaram que povoamentos de *P. elliottii* no Cerrado atuam como facilitadores para a regeneração de espécies lenhosas nativas desta região, principalmente devido ao sombreamento ocasionado, que proporciona um maior controle de gramíneas competidoras. Já Cusack e Montagnini (2004) ao avaliarem o papel de plantios florestais homogêneos na recuperação de sub-bosque em áreas de pastagens degradadas na Costa Rica, verificaram que a maior densidade de espécies regenerantes ocorreu em áreas onde a abertura do dossel era intermediária. Oliveira, Oliveira e Schaitza (2017) elucidam que até mesmo áreas utilizadas como pastagens a muito tempo tem a oportunidade de regeneração natural das espécies nativas quando convertidas em povoamentos florestais, devido a atuação destes como facilitadores da regeneração natural das espécies nativas. Contudo, observando os resultados obtidos no presente estudo, pode-se inferir que a camada de serrapilheira atua como barreira física à germinação das espécies que encontram-se no banco de sementes do solo e, também inviabiliza que os propágulos da chuva de sementes atinjam o solo e germinem, dificultando o processo de regeneração no sub-bosque.

4.2 APORTE DE SERRAPILHEIRA

O aporte anual de serrapilheira obtido para a área amostrada foi de 6,57 Mg.ha.ano⁻¹, sendo a deposição irregular ao longo do ano. Os maiores valores de aporte foram observados

nos meses de janeiro, maio e dezembro, como pode-se verificar na Figura 7. De modo geral, o aporte foi composto principalmente por acículas, e em menor quantidade por galhos e cones reprodutivos. Também observou-se a presença de sementes de *P. taeda* e de outras espécies nativas.

Figura 7 – Aporte mensal de serrapilheira ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$), Precipitação pluviométrica (mm) e Temperatura média mensal ($^{\circ}\text{C}$) para o município de Curitibanos/SC no ano de 2017.



Fonte: Autor (2018).

Piovesan et al. (2012) verificaram uma deposição média anual de serrapilheira de $7,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para um povoamento de *P. taeda* de oito anos de idade localizado no município de Quedas do Iguaçu, no Estado do Paraná. Enquanto que Schumacher, Vieira e Witschoreck (2008) encontraram um aporte médio anual de $4,52 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ao avaliar um povoamento de *P. taeda* aos cinco anos de idade, no município de Cambará do Sul, no Rio Grande do Sul.

Koehler (1989) ao avaliar povoamentos de *P. taeda* com 15 anos de idade na região de Ponta Grossa, Paraná, em áreas com diferentes qualidades de sítio, encontrou um aporte de serrapilheira de $8,2 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{ano}^{-1}$ para um sítio bom, $8,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{ano}^{-1}$ para um sítio médio e $6,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}\cdot\text{ano}^{-1}$ para um sítio ruim.

Conforme pode-se observar nas Figuras 7, nos meses de janeiro e dezembro (verão), ocorreram os maiores valores de aporte, possivelmente devido ao aumento da temperatura média mensal nesse período. Já no mês de maio, o aumento considerável do aporte de serrapilheira pode estar associado com a baixa precipitação pluviométrica e a elevação da temperatura média mensal, o que de acordo com Schumacher, Vieira e Witschoreck (2008)

possivelmente caracteriza um período de déficit hídrico, podendo levar as árvores a aumentarem a deposição de serrapilheira como uma estratégia para diminuir a perda de água por transpiração.

O mês de julho apresentou o menor aporte de serrapilheira, coincidindo com uma baixa precipitação pluviométrica e diminuição da temperatura média mensal. Schumacher, Vieira e Witschoreck (2008) encontraram resultados semelhantes para povoamento de *P. taeda* em Cambará no Sul, Rio Grande do Sul, observando condições meteorológicas de baixa precipitação pluviométrica e temperatura, concluindo que essas condições aumentariam a deposição de serrapilheira por ocasionarem estresse nas plantas, deixando-as debilitadas e alterando seus processos biológicos naturais. Esta tendência foi observada nos demais meses de inverno, onde o aporte mensal diminuiu consideravelmente, possivelmente devido as menores temperaturas e também aos menores níveis de precipitação pluviométrica (estação mais seca).

A relação entre o aporte de serrapilheira e as variáveis meteorológicas foram avaliadas pelo Teste de Correlação de Pearson (r). Observou-se a ausência de correlação direta significativa entre a variável meteorológica precipitação pluviométrica (mm) e o aporte mensal de serrapilheira, obtendo-se um coeficiente $r = 0,37$, conforme pode-se observar na Tabela 3. A variável meteorológica temperatura média mensal ($^{\circ}\text{C}$) apresentou correlação significativa com o aporte mensal de serrapilheira, apresentando um coeficiente $r = 0,60$, considerado médio (Tabela 3).

Tabela 3 – Correlação de Pearson (r) entre o aporte de serrapilheira e as variáveis precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média mensal ($^{\circ}\text{C}$).

Período aporte	PP (mm)	T ($^{\circ}\text{C}$)
Jan/17 – Dez/17	0,37*	0,60**

Fonte: Autor (2018); PP = Precipitação pluviométrica; T = Temperatura média mensal; * Valores estatisticamente não significativos pelo Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$) **Valores estatisticamente significativos pelo Teste de Correlação de Pearson ($p < 0,05$).

Schumacher, Vieira e Witschoreck (2008) ao avaliarem o aporte de serrapilheira em um povoamento de *P. taeda* no município de Cambará do Sul - Rio Grande do Sul, não verificaram correlação entre as variáveis meteorológicas pluviosidade (mm) e temperatura média mensal através da análise de correlação de Pearson (r). Os mesmos autores destacam que as análises de correlação podem ser mascaradas, devido as variáveis meteorológicas utilizadas para avaliar as correlações se tratarem de valores médios mensais, e não expressarem fatores

extremos, como tempestades, que podem acarretar um aumento acentuado no aporte para tal período.

A camada de serrapilheira apresentou uma espessura média de $5,8 \pm 1,08$ cm nas unidades avaliadas. De acordo com Souza (2014), a espessura da camada de acículas varia em função da idade do povoamento florestal e da intensidade de desbastes realizados. Ao avaliar povoamento de *P. taeda* com 7 anos de idade e sem desbaste, o mesmo autor verificou uma camada de acículas variando entre 3,0 e 5,0 cm, enquanto que em um povoamento com 20 anos de idade e intervenção por 2 desbaste a espessura variou entre 4,0 e 7,0 cm, devido ao maior aporte de acículas, deposição de galhos e outros materiais resultantes de tratos silviculturais, estando de acordo com o verificado no presente estudo.

4.3 CHUVA DE SEMENTES

Na composição florística da chuva de sementes foram encontrados um total de 17 espécies (frutos e sementes), distribuídas em 6 gêneros e 8 famílias botânicas, sendo que 5 espécies não foram identificadas (Tabela 4). As Famílias Asteraceae e Poaceae apresentaram o maior número de espécies nas unidades amostradas.

Tabela 4 – Espécies verificadas na chuva de sementes no interior do povoamento de *P. taeda*, no período de um ano de avaliação (dez/2016 a dez/2017).

Família	Nome Científico	Grupo ecológico	Síndrome Dispersão
ANACARDIACEAE	<i>Schinus</i> sp.	P	Z
ARAUCARIACEAE	<i>Araucaria angustifolia</i>	P	Z
ASTERACEAE	Morfotipo 1	P	A
	Morfotipo 2	P	A
	Morfotipo 3	P	A
EUPHORBIACEAE	<i>Sapium glandulosum</i>	P/S	Z
PINACEAE	<i>Pinus taeda</i>	P	A
POACEAE	Morfotipo 1	P	-
	Morfotipo 2	P	-
	Morfotipo 3	P	-

Continua...

Continua...

PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i>	P/S	Z
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i>	P	Z
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	S	Z
NÃO IDENTIFICADAS	Morfotipo 1	-	-
	Morfotipo 2	-	-
	Morfotipo 3	-	-
	Morfotipo 4	-	-
	Morfotipo 5	-	-

Fonte: Autor (2018); Grupo ecológico: P = Pioneiras; S = Secundárias. Síndrome de dispersão: Z = Zoocórica; A = Anemocórica.

Ao avaliar a chuva de sementes na borda e no interior de um povoamento de *P. elliottii*, Bechara, Reis e Trentin (2014) identificaram 45 espécies nativas, pertencentes a 23 famílias, além das exóticas *P. elliottii* e *Eucalyptus* spp. Cadalto et al. (1996) verificaram em seu estudo a presença de 19 espécies de frutos e sementes ao avaliar uma área de Floresta Ombrófila Mista na Região de Caçador/SC.

Na Tabela 5, pode-se observar o percentual de espécies da chuva de sementes correspondente as síndromes de dispersão zoocórica e anemocórica, em relação a distância do fragmento de floresta nativa.

Tabela 5 – Percentual de espécies da chuva de sementes para cada uma das síndromes de dispersão (zoocórica e anemocórica), em relação a distância do fragmento de floresta nativa.

Parcelas	Distância do Fragmento (m)	Síndrome de Dispersão	
		Zoocórica	Anemocórica
1	20	50%	50%
2	40	50%	50%
3	60	25%	75%

Fonte: Autor (2018).

Os resultados observados na Tabela 5 demonstram que conforme adentra-se no povoamento de *P. taeda*, a partir da distância de 40 m (Parcela 2), o percentual de espécies com síndrome zoocórica tendeu a diminuir, enquanto que o percentual de espécies com síndrome anemocórica aumentou. A diminuição da presença de espécies zoocóricas no interior do

povoamento também foi observado por Bechara, Reis e Trentin (2014) ao avaliar a chuva de sementes em povoamento de *P. elliottii*.

O resultado verificado no presente estudo, onde a dispersão anemocórica apresentou percentual superior no interior do povoamento possivelmente está associado a baixa idade do povoamento avaliado, estando de acordo com o verificado por Keenan et al. (1997) ao avaliarem povoamentos florestais de diversas espécies, incluindo *P. caribaea*, com idades entre 5 e 63 anos, onde verificaram que a ocorrência de espécies dispersas pelo vento é mais frequente no período em que os povoamentos florestais são jovens, tendendo a diminuir com o envelhecimento da floresta, devido a barreira formada pelas copas das árvores, que dificulta a circulação dos ventos.

A Tabela 6 apresenta os dados referentes a densidade e frequência relativas para todas as espécies encontradas na chuva de sementes.

Tabela 6 – Densidade absoluta e relativa e frequência relativas das espécies encontradas na chuva de sementes.

Família	Nome Científico	DA	DR	FR
ANACARDIACEAE	<i>Schinus</i> sp.	1,33	0,41	6,45
ARAUCARIACEAE	<i>Araucaria angustifolia</i>	20,67	6,33	6,45
ASTERACEAE	Morfotipo 1	63,33	19,39	9,68
	Morfotipo. 2	1,33	0,41	6,45
	Morfotipo 3	2,00	0,61	6,45
EUPHORBIACEAE	<i>Sapium glandulosum</i>	0,67	0,20	3,23
PINACEAE	<i>Pinus taeda</i>	200,00	61,22	3,23
POACEAE	Morfotipo 1	6,00	1,84	9,68
	Morfotipo 2	7,33	2,24	9,68
	Morfotipo 3	0,67	0,20	3,23
PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i>	16,00	4,90	6,45
SAPINDACEAE	<i>Allophylus edulis</i>	1,33	0,41	6,45
	<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,67	0,20	3,23
NÃO				
IDENTIFICADO	Morfotipo 1	1,33	0,41	3,23
	Morfotipo 2	0,67	0,20	3,23
	Morfotipo 3	0,67	0,20	3,23

Continua...

Continua...

Morfotipo 4	0,67	0,20	3,23
Morfotipo 5	0,67	0,20	3,23

Fonte: Autor (2018); DA = Densidade Relativa (ind.m⁻²); DR = Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%).

As sementes com maior densidade relativa correspondem às espécies *P. taeda* (61,2%), Asteraceae (Morfotipo 1 - 19,4%), *Araucaria angustifolia* (6,3%) e *Myrsine coriacea* (4,9%). As sementes com maior frequência relativa correspondem às espécies *P. taeda*, Asteraceae (Morfotipo 1) e Poaceae (Morfotipo 1), ambas com 9,7%. A elevada densidade e frequência relativas apresentadas pelas sementes de *P. taeda* indicam que a espécie apresenta dispersão homogênea em todo o povoamento. Já a elevada densidade relativa observada para as sementes de *A. angustifolia* pode ser justificada pela ocorrência de alguns indivíduos da espécie de forma isolada em meio ao povoamento de *P. taeda*.

Considerando as unidades amostradas, a parcela 1 apresentou uma densidade que variou de 0 a 280 sementes/m², ocorrente nos meses de abril e novembro respectivamente, totalizando uma densidade de 764 sementes/m² no período de 12 meses. A parcela 2 apresentou uma densidade que variou entre 0 e 156 sementes/m², ocorrentes nos meses de maio e agosto respectivamente, atingindo uma densidade de 608 sementes/m² ao final do período de avaliação. Já a parcela 3 apresentou o menor valor de densidade total para o período, com 588 sementes/m², sendo que o mês com maior densidade de sementes foi agosto (144 sementes/m²) e o meses com menor densidade observada foram maio e junho (4 sementes/m²).

A densidade da chuva sementes de espécies nativas apresentou diferença estatística significativa, enquanto que a densidade da chuva sementes de *P. taeda* não apresentou diferença significativa, quando submetidas a ANOVA seguida por Teste de Tukey ($p < 0,05$). Os valores médios de densidade da chuva de sementes de espécies podem ser observados na tabela 7.

Tabela 7 – Densidade média da chuva de sementes de espécies nativa e de *P. taeda* no interior do povoamento de pinus.

Parcelas	Densidade média (sementes.m ⁻²)	
	Nativas	Pinus
1	66,7 a	60,7 a
2	47,3 ab	58,7 a
3	12,0 c	81,3 a

Fonte: Autor (2018); *Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferença estatística significativa pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

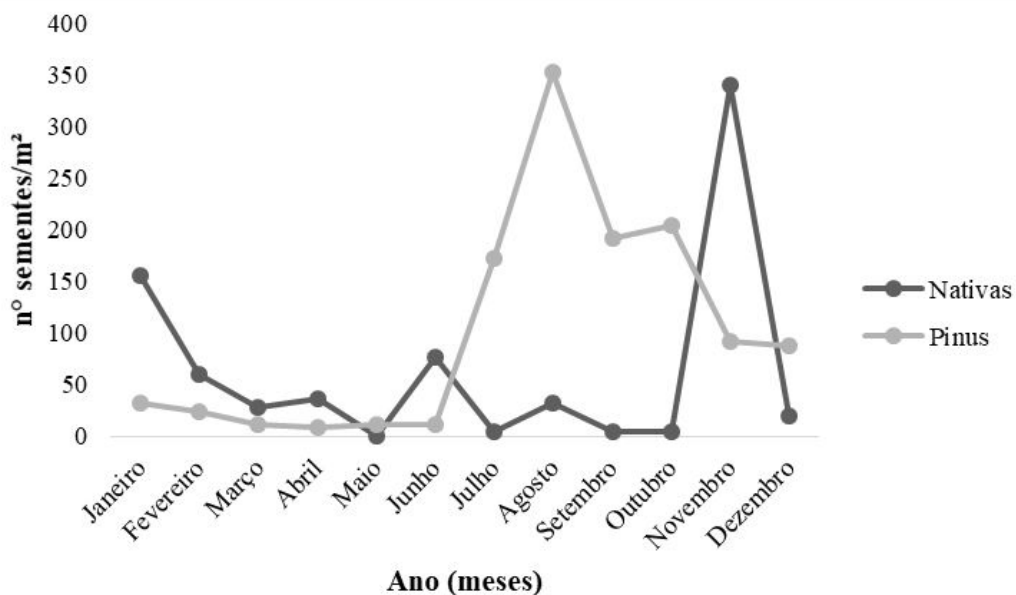
Observa-se na tabela 7 que a maior densidade da chuva de sementes de espécies nativas ocorreu nas parcelas 1 e 2, estando diretamente relacionada a menor distância que estão do fragmento de vegetação nativa adjacente, 20 m e 40 m, respectivamente. Já a chuva de sementes de *P. taeda* não apresentou diferença significativa entre as parcelas, principalmente pelo fato de consistir de uma chuva de sementes autóctone.

A diminuição da densidade de sementes nativas observada para a parcela 3 (distância de 60 m) possivelmente está associada a diminuição da dispersão zoocórica no interior do povoamento, conforme citado anteriormente.

Keenan et al. (1997) destacam que para haver uma dispersão de sementes homogênea os agentes dispersores de sementes devem agir de maneira uniforme em todas as partes do povoamento florestal. Os mesmos autores elencam que isto só ocorre quando o povoamento florestal apresenta um maior contato com a floresta nativa adjacente, ou está localizado em uma matriz de vegetação nativa, o que facilita o trânsito de animais silvestres pelo local. No caso do povoamento avaliado no presente estudo, fica evidente a diminuição da atividade da fauna silvestre no interior do povoamento, ocasionada, possivelmente devido ao predomínio de povoamentos florestais na paisagem e ao tamanho reduzido dos fragmentos de vegetação nativa adjacentes.

Na Figura 8 pode-se observar a variação sazonal da chuva de sementes durante o período de 12 meses, compreendido entre janeiro e dezembro de 2017.

Figura 8- Variação sazonal da chuva de sementes de espécies nativas e de *P. taeda* no período de janeiro a dezembro de 2017.



Fonte: Autor (2018).

No mês de agosto, a elevação da densidade de sementes, como pode-se observar na Figura 8, foi ocasionada devido ao maior número de sementes de *P. taeda* observadas neste período. A dispersão de sementes de *P. taeda* ocorreu durante todo o ano, com maior produção de sementes nos meses de junho a dezembro. Entre os meses de julho a outubro a chuva de sementes foi composta predominantemente por sementes de *P. taeda*, sendo a dispersão de sementes de espécies nativas muito baixa nesse período.

Conforme pode-se observar na Figura 8, o mês de maio apresentou a menor densidade (12 sementes/m²), enquanto que no mês de novembro verificou-se a maior densidade (432 sementes/m²). O período entre os meses de julho e janeiro apresentaram densidade de 242 ± 119 sementes/m², superior a observada para o período de fevereiro a junho, com 54 ± 32 sementes/m². As baixas densidades observadas entre fevereiro e junho devem-se principalmente ao menor número de sementes de *P. taeda* verificadas para o período.

Bechara, Reis e Trentin (2014) também verificaram em seu trabalho a ocorrência de sementes de *P. elliottii* durante todo o ano, sendo o pico de dispersão no mês de abril ao avaliar a chuva de sementes no Parque Estadual do Rio Vermelho em Florianópolis/SC. Jankovski (1985) ao avaliar a dispersão de sementes de um povoamento de *P. taeda* localizado em Curitiba/PR verificou que o início da dispersão ocorreu no final do mês de abril, sendo que a disseminação de sementes apresentou valores mais elevados entre o final do mês de maio a setembro. O mesmo autor destaca que o período de dispersão de sementes pode variar em função de condições climáticas do local onde o povoamento está inserido, também apresentando variações de ano para ano.

Em relação a presença das espécies nativas na chuva de sementes, esta apresentou grande variação durante o ano, com maior contribuição no período de novembro a abril, e um pico isolado no mês de junho devido ao maior número de sementes de *A. angustifolia*. De acordo com Liebsch e Mikich (2009) o período de dezembro a abril corresponde ao período de frutificação de um grande número de espécies da Floresta Ombrófila Mista, o que justifica a maior densidade de sementes nativas encontradas neste período no presente estudo. Os mesmos autores ainda destacam que a produção de sementes de *A. angustifolia* ocorre geralmente entre os meses de abril e setembro, podendo apresentar picos nos meses de junho e julho, estando de acordo com o resultado observado no presente estudo.

A elevação na densidade da chuva de sementes observada para o mês de novembro (Figura 8) está relacionada diretamente ao aumento do número de sementes de espécies da família Asteraceae. Resultados semelhantes foram encontrados por Cadalto et al. (1996), para

os meses de novembro e dezembro, ao avaliar a chuva de espécies nativas da Floresta Ombrófila Mista, encontrando elevada densidade de sementes de espécies da família Asteraceae neste período. Do mesmo modo, Avila et al. (2013) ao realizar a análise temporal da chuva de sementes de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista também encontraram um pico na dispersão de sementes no mês de dezembro, sendo este ocasionado pela grande quantidade de sementes de *Vernonanthura discolor* dispersas no período. Os resultados observados por estes autores corroboram com os verificados para a chuva de sementes no interior do povoamento de *P. taeda*, destacando a presença de espécies da Família Asteraceae neste período do ano.

Apesar de não haver diferença estatística na quantidade de sementes entre as parcelas avaliadas, a diversidade de espécies diferiu. O Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') resultou em uma maior diversidade de espécies para as parcelas mais próximas ao fragmento de vegetação nativa, sendo $H' = 1,16$ para a parcela 1 (distância de 20 m), $H' = 1,51$ para parcela 2 (distância de 40 m) e $H' = 0,59$ para a parcela 3 (distância de 60 m).

Observa-se que conforme adentra-se ao povoamento de *P. taeda* a diversidade de espécies diminui, de forma mais pronunciada a partir da distância de 40 m. A maior diversidade de espécies foi verificada nas parcelas mais próximas ao fragmento de vegetação nativa, podendo ser um indicativo da entrada dos diásporos com maior facilidade na área, tanto pela maior ação dos ventos, quanto pela maior atividade da fauna silvestre em relação ao interior do povoamento. Na parcela 2 (distância de 40 m) observa-se a maior diversidade dentre as unidades amostradas. A presença de indivíduos de *A. angutifolia* nesta área pode ter contribuído para este resultado, como atrativo para a fauna silvestre dispersora e, conseqüentemente aumentado o número de espécies dispersas na área. Scolari et al. (2012) destaca que na Floresta Ombrófila Mista há uma maior proporção de espécies zoocóricas, em relação aos povoamentos de *Pinus taeda*, e elenca esse resultado como possível causa da menor diversidade de espécies observada no interior dos talhões.

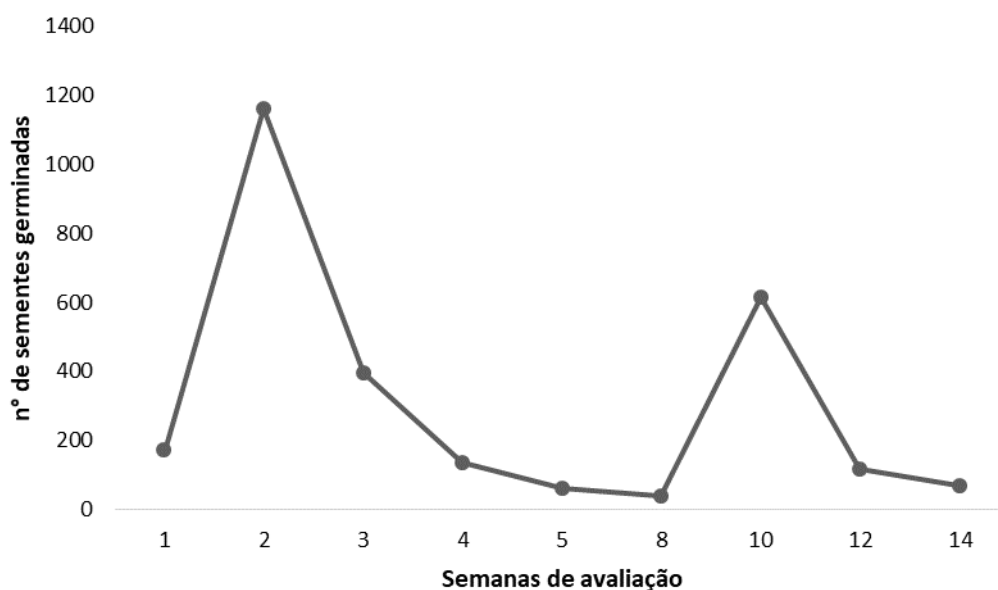
4.4 BANCO DE SEMENTES DO SOLO

Durante o período de 14 semanas em casa de vegetação, observou-se a emergência de um total de 2.762 sementes. A densidade de sementes variou de 225,9 a 663,0 sementes.m⁻² entre parcelas, totalizando 3409,9 sementes/m² amostradas. A densidade de sementes não apresentou diferença estatística significativa entre as parcelas, quanto submetida a ANOVA ($p < 0,05$).

Gonçalves et al. (2008) verificaram uma densidade de emergência de plântulas em povoamentos de *P. caribaea* var. *hondurensis* de 3626,67 sementes.m⁻² na estação seca e 1181,63 sementes.m⁻² na estação chuvosa. Schorn et al. (2013) verificaram uma densidade de 2125 sementes/m² ao avaliar o banco de sementes de um povoamento de *Pinus* sp., valores próximos ao verificado no presente estudo.

Na Figura 9, pode-se verificar o número de sementes germinadas ao longo das 14 semanas de avaliação do banco de sementes do solo. A partir da primeira semana de exposição à luminosidade, observa-se um aumento considerável do número de sementes germinadas, atingindo um percentual de 67,5% de sementes germinadas até a quarta semana. Araujo et al. (2001) encontraram resultado semelhante ao avaliar o banco de sementes de florestas nativas em diferentes estádios sucessionais na Região Amazônia, verificando um percentual de 40% de plântulas emergentes no primeiro mês de avaliação, com posterior declínio no percentual de germinação.

Figura 9– Número de sementes germinadas durante as 14 semanas de avaliação do banco de sementes do solo.



Fonte: Autor (2018).

O aumento no número de sementes germinadas entra a oitava e a décima semana (Figura 9), ocorreu possivelmente, devido à remoção de uma quantidade considerável de plântulas que emergiram primeiro, retiradas para identificação e/ou morfotipagem.

De acordo com Martins et al. (2012) a germinação de sementes com dormência é estimulada por alterações na quantidade e qualidade da luz espectral recebida e também por

alterações de temperatura. Logo, esse comportamento evidencia a possível existência de dormência nas espécies que compõe o banco de sementes do solo do povoamento de *P. taeda*.

A composição florística do banco de sementes do solo apresentou 22 famílias, 15 gêneros e 22 espécies, sendo que 9 delas foram identificadas somente a nível de família e 6 a nível de gênero. Além destas, outras 24 plântulas não identificadas foram classificadas como morfotipos. Na Tabela 7 pode-se observar a lista de espécies presentes no banco de sementes do solo, sua classificação quanto a forma de vida e as densidades e frequências relativas.

Tabela 8 – Lista de espécies identificadas no banco de sementes do solo, sua forma de vida e densidades e frequências relativas para cada espécie.

Família	Nome Científico	FV	DA	DR	FR
AMARANTHACEAE	<i>Amaranthus sp.</i>	H	608,64	17,89	4,62
	<i>Alternanthera sp.</i>	H	55,56	1,63	3,47
ASTERACEAE	<i>Conyza sp.</i>	H	11,11	0,33	2,31
	<i>Sonchus sp.</i>	H	113,58	3,34	5,20
BRASSICACEAE	<i>Cardamine bonariensis</i>	H	6,17	0,18	1,16
COMMELINACEAE	<i>Commelina benghalensis</i>	H	20,99	0,62	2,31
CONVOLVULACEAE	Morfotipo 1	H	16,05	0,47	0,58
	Morfotipo 2	H	17,28	0,51	1,16
	Morfotipo 3	H	7,41	0,22	1,16
CYPERACEAE	<i>Cyperus sp.</i>	H	4,94	0,15	1,73
	Morfotipo 1	H	653,09	19,19	5,20
FABACEAE	<i>Desmodium sp.</i>	H	4,94	0,15	1,73
	<i>Mimosa scabrella</i>	A	4,94	0,15	1,73
MALVACEAE	<i>Sida sp.</i>	H	39,51	1,16	1,73
OXALIDACEAE	<i>Oxalis corniculata</i>	H	87,65	2,58	4,05
PLANTAGINACEAE	<i>Plantago tomentosa</i>	H	11,11	0,33	1,16
POACEAE	<i>Eragrostis plana</i>	G	29,63	0,87	4,05
	<i>Digitaria sp. 1</i>	G	806,17	23,69	5,20
	<i>Digitaria sp. 2</i>	G	87,65	2,58	3,47
RUBIACEAE	Morfotipo 1	H	59,26	1,74	3,47
RUTACEAE	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	A	2,47	0,07	1,16
SOLANACEAE	Morfotipo 1	H	16,05	0,47	1,73

Continua...

Continua...

NÃO IDENTIFICADOS					
	Morfotipo 1	-	17,28	0,51	1,73
	Morfotipo 2	-	20,99	0,62	3,47
	Morfotipo 3	-	1,23	0,04	0,58
	Morfotipo 4	-	6,17	0,18	1,73
	Morfotipo 5	-	88,89	2,61	2,89
	Morfotipo 6	-	4,94	0,15	0,58
	Morfotipo 7	-	1,23	0,04	0,58
	Morfotipo 8	-	12,35	0,36	3,47
	Morfotipo 9	-	46,91	1,38	2,89
	Morfotipo 10	-	1,23	0,04	0,58
	Morfotipo 11	-	3,70	0,11	1,16
	Morfotipo 12	-	3,70	0,11	1,16
	Morfotipo 13	-	3,70	0,11	1,16
	Morfotipo 14	-	12,35	0,36	0,58
	Morfotipo 15	-	20,99	0,62	1,73
	Morfotipo 16	-	98,77	2,90	1,73
	Morfotipo 17	-	16,05	0,47	2,89
	Morfotipo 18	-	3,70	0,11	1,73
	Morfotipo 19	-	2,47	0,07	1,16
	Morfotipo 20	-	7,41	0,22	2,89
	Morfotipo 21	-	1,23	0,04	0,58
	Morfotipo 22	-	4,94	0,15	0,58
	Morfotipo 23	-	3,70	0,11	0,58
	Morfotipo 24	-	354,32	10,41	5,20

Fonte: Autor (2018); FV = Forma de vida: H = Herbácea; G = Gramínea; A = Arbórea; DA = Densidade Absoluta (ind.m⁻²); DR = Densidade Relativa (%); FR = Frequência Relativa (%).

Lopes et al. (2006) verificaram uma riqueza florística de 18 espécies ao avaliar o banco de sementes do solo de um povoamento de *Pinus* sp. no bioma Mata Atlântica, no Estado da Paraíba. Já Gonçalves et al. (2008) identificaram um total de 39 espécies, 25 gêneros e 12 famílias no Bioma Cerrado na região de Brasília - DF. Em relação a forma de vida das espécies encontradas, ambos os autores verificaram a predominância de ervas, seguida de arbustos e

árvores, demonstrando o estágio inicial de regeneração do sub-bosque, o que corrobora com os dados verificados no presente estudo.

Bechara, Reis e Trentin (2014) detectaram a presença de 33 espécies nativas, pertencentes a 22 famílias botânicas no banco de sementes do solo em povoamento de *P. elliottii*. Também verificaram o declínio gradativo no número de espécies arbóreas conforme as avaliações adentravam o povoamento florestal. Schorn et al. (2013) verificaram o predomínio de espécies das famílias Asteraceae e Cyperaceae ao avaliar o banco de sementes em povoamento de *Pinus* sp.

No presente trabalho, as maiores densidades relativas foram observadas para as espécies *Digitaria* sp. 1, Cyperaceae (morfotipo 1), *Amaranthus* sp. e não identificada (Morfotipo 24). Já as maiores frequências relativas foram observadas para *Sonchus* sp., Cyperaceae (morfotipo 1), *Digitaria* sp. 1 e não identificada (Morfotipo 24) (Tabela 7).

Dentre as espécies observadas, 37,0% são herbáceas, 6,5% gramíneas e 4,3% são arbóreas. As espécies arbóreas são representadas por *M. scabrella* e *Z. rhoifolium*, com 4 e 2 indivíduos germinados, respectivamente. Os indivíduos não identificados foram classificados em morfotipos e correspondem a 52,2% das plântulas germinadas.

Senbeta, Teketay e Näslund (2002) ao avaliar o banco de sementes do solo sob povoamento de *P. patula* aos 10 anos de idade, verificaram maior proporção de espécies herbáceas, seguida por espécies de gramíneas, não observando a presença de espécies arbóreas.

De acordo com Gonçalves et al. (2008) o maior número de sementes de espécies herbáceas, em relação às de espécies arbóreas, no banco de sementes do solo, resulta das intervenções realizadas nos povoamentos. Sendo que quanto maior o grau de intervenção no dossel (alteração da condição de luminosidade) maior é o número de sementes de espécies herbáceas.

Schorn et al. (2013) verificaram que a ocorrência de espécies arbóreas no banco de sementes do solo sob povoamento de pinus é pouco expressiva, com um número inferior a 10 indivíduos germinados por m². O número de espécies arbóreas observado por estes em área onde o reflorestamento foi removido aumentou para 70 indivíduos por m². Os mesmos autores justificam que o dossel dos povoamentos de *Pinus* sp. dificultam a dispersão e a incorporação de sementes da flora local no banco de sementes do solo, refletindo na baixa densidade de espécies arbóreas encontradas no sub-bosque.

Observando-se a composição florística do banco de sementes avaliado, fica evidente que a maioria das espécies presentes são pioneiras, com destaque para as espécies arbóreas *M. scabrella* e *Z. rhoifolium*, caracterizando o banco de sementes como persistente. De acordo

com Martins et al. (2012) e Cadalto et al. (1996), um banco de sementes persistente é composto por espécies pioneiras intolerantes à sombra, e que permanecem viáveis no solo por maiores períodos de tempo, sendo responsáveis pela regeneração da vegetação em caso de perturbações e em condições de inviabilidade da chuva de sementes.

Metcalf e Turner (1998) ao avaliarem o banco de sementes de uma floresta tropical, observaram que a camada de serrapilheira era capaz de manter as sementes em dormência controlada de forma escura e, até mesmo suprimir pequenas mudas que germinassem. Destacam ainda, que muitas espécies são capazes de germinar quando se rompe a camada de serrapilheira, não necessariamente, precisando haver abertura do dossel, pois a remoção dessa barreira expõe as sementes a comprimentos de ondas que possibilitam a germinação. Geralmente sementes de espécies pioneiras são pequenas, apresentando reservas de energia suficientes para emergir à superfície através de camadas de solo pouco espessas (DALLING; SWAINE; GARWOOD, 1997). Logo, se estão em profundidade ou ainda cobertas por uma camada espessa de serrapilheira não são capazes de se estabelecerem e desenvolver-se.

Vale ressaltar a ausência de emergência de plântulas de *P. taeda* no banco de sementes do solo avaliado, o que possivelmente indica a formação pela espécie, de um banco de sementes transitório, ou seja, no qual as sementes não se mantêm viáveis no solo. Bechara, Reis e Trentin (2014) observaram o mesmo comportamento ao avaliar o banco de sementes do solo em povoamento de *P. elliottii*, no Parque Estadual do Rio Vermelho em Florianópolis/SC.

Em relação a diversidade de espécies encontrada no banco de sementes do solo, por meio do Índice de Shannon Weaver (H'), observou-se valores superiores para a parcela 1 ($H' = 2,50$) e para a parcela 2 ($H' = 2,39$). Para a parcela 3 a diversidade encontrada foi menor ($H' = 1,91$). Novamente observa-se que os maiores valores de diversidade ocorrem nas parcelas mais próximas do fragmento de mata nativa, logo, fica evidente a possível contribuição do fragmento florestal adjacente como fonte de propágulos para manutenção da diversidade de espécies do banco de sementes do solo do povoamento de pinus. Apesar dessa possível contribuição, o elevado número de espécies de gramíneas e herbáceas encontrados no banco de sementes evidencia uma contribuição mais significativa da vegetação existente no local anteriormente a implantação do povoamento de *P. taeda*, que consistia em pastagem.

Relacionando a composição florística da chuva de sementes e do banco de sementes do solo, observa-se que poucas espécies são semelhantes entre os mecanismos avaliados, ou seja, a chuva de sementes contribui pouco para a formação do banco de sementes do solo no povoamento de *P. taeda*, caracterizando-o como persistente. Esse resultado evidencia que a

camada de serrapilheira formada pelas acículas pode ter efeito isolante à chuva de sementes, impedindo que os diásporos atinjam diretamente o solo, mais uma vez destacando a atuação da camada de serrapilheira como barreira física a regeneração natural.

4 CONCLUSÃO

A camada de serrapilheira produzida pelos povoamentos de *P. taeda* atua como barreira física sobre a regeneração natural das espécies nativas, dificultando o recrutamento de plântulas regenerantes que se encontram presentes no banco de sementes do solo, e o acesso ao solo dos diásporos que adentram os talhões através da chuva de sementes. A remoção da camada de serrapilheira possibilita o desenvolvimento de uma maior densidade de plantas e uma maior diversidade de espécies, quando comparado a locais com a presença da camada de acículas.

Vale ressaltar que em povoamentos de *P. taeda* comerciais o desenvolvimento de regeneração no sub-bosque é indesejado, sendo a camada de serrapilheira importante neste contexto, atuando no controle da matocompetição e de outras espécies regenerantes. Do ponto de vista da restauração, em ecossistemas que sofreram invasão por *P. taeda* a remoção da camada de serrapilheira pode ser interessante, após a remoção da espécie exótica invasora, possivelmente facilitando o processo de regeneração natural da área.

Estudos complementares devem ser realizados para avaliar o comportamento da regeneração a longo prazo na ausência da camada de acículas, além da avaliação dos mecanismos que contribuem para a regeneração no sub-bosque dos povoamentos de pinus.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, A.V.; SOUZA, V. A.; SHIMIZU, J. I. **Cultivo de Pinus**. Embrapa Florestas-Sistemas de produção, 2.ed, 2014. Disponível em: < https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducao16_1gal1ceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-3&p_p_col_count=1&p_r_p_-76293187_sistemaProducaoId=3715 &p_r_p_-996514994_topicoId=3228 > Acesso em: 09 abr. 2018.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. (Orgs.) **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 225-233.
- ANDRADE, A. G.; TAVARES, S. R. L.; COUTINHO, H.L.C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 55-63, 2003.
- ARAUJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 59, p. 115-130, 2001.
- AVILA, A. L. **Mecanismos de regeneração natural e estrutura populacional de três espécies arbóreas em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul**. 2010. 150f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.
- AVILA, A. L.; ARAUJO, M. M.; GASPERIN, E.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Revista Cerne**, Lavras, v. 19, n. 4, p. 621-628, 2013.
- BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 1, p. 63-72, 2014.
- CADALTO, S. L.; FLOSS, P. A.; CROSE, D. M.; LONGHI, S. J. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.6, n.1, p. 27-38, 1996.
- CARVALHO, J. O. P. **Manejo de regeneração natural de espécies florestais**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1984. 22p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010. 644 p.

CARVALHO, J.; VELAZCO, S. J.; PEREIRA, T. K.; GALVÃO, F. Regeneração natural em povoamentos de *Araucaria angustifolia* e *Pinus* sp. em Tunas do Paraná, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 36, n. 85, p. 9-16, 2016.

COSTA, C. C. A.; CAMACHO, R. G. V.; MACEDO, I. D.; SILVA, P. C. M. Análise comparativa da produção de serrapilheira em fragmentos arbóreos e arbustivos em área de Caatinga na Flona de Açú - RN. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 2, p. 259-265, 2010.

CUBINÃ, A.; AIDE, T. M. The Effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, n. 2, p. 260-267, 2001. (Tradução nossa).

CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 188, p. 1-15, 2004. (Tradução nossa)

DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, p. 659-680, 1997. (Tradução nossa).

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília, DF: Universidade de Brasília, 2003. 68 p.

FERRACIN, T. P.; SILVA, V. T.; MEDRI, P. S.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; TOREZAN, J. M. D. Comparação de parâmetros bióticos e abióticos entre fragmentos de floresta secundária nativa e um reflorestamento de *Pinus taeda* L. **Seminário: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 31, n.2, p. 179 – 188, 2010.

GONÇALVES, A. R.; MARTINS, R. C. C.; MARTINS, I. S.; FELFILI, J. M. Bancos de sementes do sub-bosque de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. na Flona de Brasília. **Revista Cerne**, Lavras, v. 14, n. 1, p. 23-32, 2008.

GONZALEZ, M. I. M.; GALLARDO, J. F. El efecto hojarasca: una revision. **Anales de edafologia e agrobiologia**, Madrid, v. 41, n. 5-6, p. 1129-1157, 1982. (Tradução nossa).

HÜLLER, A.; RAUBER, A.; WOLSKI, M. S.; ALMEIDA, N. L.; WOLSKI, S. R. S. Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do parque natural municipal de Santo Ângelo - RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 6, n. 1, p. 25-35, 2011.

IARMUL, J. **Herbário da UEPG: assessoria ao projeto “Banco de sementes sob plantio de *Pinus elliottii* L. na Floresta Nacional de Piraí do Sul, Paraná”**. In: 13º CONEX – ENCONTRO CONVERSANDO SOBRE EXTENSÃO NA UEPG, 13, 2015, Ponta Grossa. **Anais do 13º CONEX**. Ponta Grossa: UEPG, 2015. p. 1-6. Disponível em: < http://sites.uepg.br/conex/anais/anais_2015/> Acesso em: 02 abr. 2018.

IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório 2017**. São Paulo, 2017. 77 p. Disponível em:< http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf > Acesso em: 30 mar. 2018.

JANKOVSKI, T. **Avaliação da produção e disseminação de sementes de um povoamento de *Pinus taeda* L. e *Pinus elliottii* Engelm.** 1985. 74f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1985.

KEENAN, R.; LAMB, D.; WOLDRING, O.; IRVINE, T.; JENSEN, R. Resroration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forestry Ecology and Management**, v. 99, p. 117-131, 1997 (Tradução nossa).

KOCH, M. M.; HENKES, J. A. A interferência das plantações de *Pinus spp.* nos ecossistemas dos campos de cima da serra, RS. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 2, n. 1, p. 64-91, 2013.

KOEHLER, C. W. **Variação estacional da deposição de serapilheira e de nutrientes em povoamento de *Pinus taeda* na região de Ponta Grossa-PR.** 1989, 148 f. Tese (Pós-graduação em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.

LEÃO, R. M. **A Floresta e o homem.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 2000. 434 p.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo v. 32, n. 2, p. 375 – 391, 2009.

LOPES, K. P.; SOUZA, V. C.; ANDRADE, L. A.; DORNELAS, G. V.; BRUNO, R. L. A. Estudo do banco de sementes em povoamentos florestais puros e em uma capoeira de Floresta Ombrófila Aberta, no município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 20, n. 1, p. 105-113, 2006.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil.** 5. Ed., v.1, Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008a. 384 p.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.** 4. Ed., Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008b. 384 p.

MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** 2. Ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. p. 293-330.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão Ecológica: Fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil.** 2.ed. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012. p. 21-42.

METCALFE, D. J.; TURNER, I. M. Soil seed bank from lowland rain forest in Singapore: canopy-gap and litter-gap demanders. **Journal of Tropical Ecology**, v. 14, p. 103-108, 1998. (Tradução nossa).

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83, 2010.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.

OLIVEIRA, E. B.; OLIVEIRA, Y. M. M.; SCHAITZA, E. G. Plantações florestais comerciais e a biodiversidade. In: OLIVEIRA, Y. M. M.; OLIVEIRA, E. B. **Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 45-52.

ORTIZ, D.C. **Efeito do plantio de *Pinus elliottii* para a fauna edáfica e para a germinação de sementes**: estudos na Floresta Nacional de Três Barras. 2015. 78f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Curitibanos, Curitibanos, 2015.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico digital do Estado de Santa Catarina**.

Florianópolis: Epagri, 2002. Disponível em:<

http://www.ciram.epagri.sc.gov.br/ciram_arquivos/arquivos/atlasClimatologico/atlasClimatologico.pdf> Acesso em: 30 abr 2018.

PARROTTA, J. A. Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 124, p. 45-77, 1999. (Tradução nossa).

PIOVESAN, G.; SCHUMACHER, M. V.; VIEIRA, M.; LOPES, V. G.; WELTER, C. Deposição de serapilheira em povoamento de pinus. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 206-211, 2002.

POTTER, R. O.; CARVALHO, A. P.; FLORES, C. A.; BOGNOLA, I. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 46, 2004.

R CORE TEAM (2015). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RECH, T.D.; COELHO, C.M.M.; ZANATTA, J.C. KLOCK, A. Efeito da acícula e de mudas de pinus na qualidade da água percolada em colunas de um Cambissolo Álico típico da região de recarga do sistema aquífero integrado Guarani/Serra Geral. In: XXVI CONGRESSOS BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 2009, Gramado. **Anais do XXVI Congressos Brasileiro de Agronomia**. Gramado, 2009.

REIS, A. et al. **Novos Aspectos na Restauração de Áreas Degradadas**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. 106 p.

RICHARDSON, D. M.; BOND, W. J. Determinantes of plants distribution: evidence from pine invasions. **The American Naturalist**, v. 137, n. 5, p. 639-668, 1991. (Tradução nossa).

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 6.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011, 522p.

SARTOR, L. B.; ADAMIR, P. F.; CHINI, A. N.; MARTIN, T. N.; MARCHESE, J. A.; SOARES, A. B. Alelopátia de acículas de *Pinus taeda* na germinação e no desenvolvimento de plântulas de *Avena strigosa*. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 6, 2009.

SCHMITZ, M. C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: KAGEYAMA, P. Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. SÉRIE IPEF, Piracicaba, v. 8, n. 25, 1992, p. 7-8.

SCHORN, L. A.; FELFILI, T. A. B.; KRÜGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J.; NADOLNY, M. C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 49-58, 2013.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 54-74, 2006.

SCHUMACHER, M. V.; VIEIRA, M.; WITSCHORECK, R. Produção de serrapilheira e transferência de nutrientes em área de segunda rotação com floresta de *Pinus taeda* L. no município de Cambará do Sul, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 471-480, 2008.

SCOLARI, G. O.; ANDRADE, G. R.; DIAS, J.; MOSCOGLIATO, A. V.; TOREZAN, J. M. D. Riqueza e abundância de espécies lenhosas em reflorestamento de *Pinus taeda* L. e Floresta Ombrófila Mista no Centro – Leste do Estado do Paraná. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, p. 1361-1366, 2010.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2012.

SENBETA, F.; TEKETAY, D.; NÄSLUND, B. A. Native woody species regeneration in exotic tree plantations at Munessa-Shashemene forest, southern Ethiopia. **New Forests**, v. 24, p. 131-145, 2002. (Tradução nossa).

SHIMIZU, J.S. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008. 223 p.

SILVA, J. M.; MELO, E. M. Natural regeneration and ecological succession of tree species of the family Fabaceae Lindl., of two fragments of urban forest em Camaragibe, Pernambuco, Brazil. **Brazilian Geographical Journal**, Ituiutaba, v. 4, n. 2, p. 584-594, 2013. (Tradução nossa).

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Recursos florestais**: as florestas plantadas. Sistema nacional de informações florestais. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/snif/recursos-florestais/as-florestas-plantadas>> Acesso em: 04 maio 2018.

SOUZA, A. C. **Avaliação da regeneração natural em plantio de *Pinus taeda* L. em diferentes idades de desbastes.** 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.

SUASSUNA, J. A cultura do pinus: uma perspectiva e uma preocupação. **Revista Brasil Florestal**, n. 29, 1977. Disponível em: < http://www.fundaj.gov.br/index.php?option=com_content&id=760&Itemid=376 > Acesso em: 18 abr. 2018.

STORK, N. E.; ENGGLETON, P. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 7, n. 1-2, p. 38-47, 1992. (Tradução nossa).

TRES, D.R. **Restauração ecológica de uma mata ciliar em uma fazenda produtora de *Pinus taeda* L. no norte do Estado de Santa Catarina.** 2006. 85f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VASQUES, A. G.; NOGUEIRA, A. S.; KIRCHNER, F. F.; BERGER, R. Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 3, p. 445-450, 2007.

VENZKE, T. S.; NERI, A. V.; CUNHA, J. F.; MARTINS, S. V. Regeneração natural do estrato arbóreo-arbustivo sob talhão de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, Viçosa, MG, Brasil. **Global Science. Technology**, Rio Verde, v. 5, n. 3, p. 74-86, 2012.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

VIEIRA, N.K. **O papel do banco de sementes na restauração de restinga sob talhão de *Pinus elliottii* Engelm.** 2004. 76f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

VOLTOLINI, J. C.; ZANCO, L. Densidade de plântulas e jovens de espécies de Floresta Atlântica em áreas com e sem o pinheiro americano (*Pinus elliottii*). **Revista Biociências**, Taubaté, v. 16, n. 2, 2010.

ZILLER, S.R. **A estepe gramino-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica.** Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). 2000. 268p. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.