

Efeito do plantio de *Pinus elliottii* na remoção de sementes ao longo de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Montana

Leticia Duron Cury^{1*}, Roberta Thays dos Santos Cury², Felipe Wanderley Amorim³, Sergio Campos⁴, Ana Clara de Barros⁵, Leonardo França da Silva⁶

¹Doutoranda em Energia na Agricultura, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Brasil. (*Autor correspondente: le.cury@hotmail.com).

²Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Brasil.

³Doutorado em Biologia Vegetal, Professor da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Brasil.

⁴Doutorado em Agronomia, Professor da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Brasil.

⁵Doutorado em Energia na Agricultura, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Brasil.

⁶Doutorando em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

Histórico do Artigo: Submetido em: 09/10/2021 – Revisado em: 27/12/2021 – Aceito em: 31/01/2022

RESUMO

A conversão de florestas naturais em reflorestamentos homogêneos com espécies exóticas pode influenciar processos ecológicos como a interação entre sementes e os seus predadores e/ou dispersores. Neste estudo avaliamos se reflorestamentos homogêneos de *Pinus elliottii* influenciam a remoção de sementes do solo em uma vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacente. Foram selecionadas seis áreas de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacentes a plantios de *P. elliottii*, sendo os pontos amostrais distribuídos na floresta ao longo de transectos a 0, 10, 25, 50 e 100 metros da borda florestal. A taxa de remoção foi elevada para todas as espécies (100% para *Syagrus romanzoffiana*, 98% para *Pinus elliottii* e 49% para *Araucaria angustifolia*). As sementes de *A. angustifolia* apresentaram taxas crescentes de remoção da borda para o interior da mata nativa, com 33% de remoção a 0 m e 70% a 100 m. A elevada remoção de sementes indica que a presença da fauna associada às espécies analisadas pode estar associada tanto com a predação como com a dispersão secundária das sementes. Sugerimos que a reduzida remoção de sementes de *A. angustifolia*, espécie-chave para Mata Atlântica, na borda florestal com a plantação de *P. elliottii* pode indicar perdas no trânsito da fauna silvestre associada ao plantio homogêneo de árvores. Ainda, a remoção das sementes de *P. elliottii* na mata nativa, se predada, pode indicar uma redução do potencial invasivo de *P. elliottii*. No entanto, se dispersada, pode indicar invasão de *P. elliottii* sobre a Floresta Ombrófila Mista Montana.

Palavras-Chaves: Mata Atlântica; Reflorestamento homogêneo; Dispersão secundária; Dispersão de sementes; Predação de sementes.

Effect of *Pinus elliottii* plantations on seed removal along with fragments of Montana Mixed Ombrophilous Forest

ABSTRACT

The conversion of natural forests into homogeneous reforestation areas, when done with exotic species may influence ecological processes, such as the interaction between seeds and their natural predators and/or dispersers. Herein we evaluate whether the use of *Pinus elliottii* in homogeneous reforestation areas influences seed removal from the soil in the secondary vegetation of the adjacent Mixed Ombrophilous Montana Forest. Six areas of secondary vegetation from the Montana Forest, adjacent to *P. elliottii* crops, were selected and sampling points were distributed along transects 0, 10, 25, 50 and 100 meters from the forest edge. The removal rate was elevated for all species (100% for *Syagrus romanzoffiana*, 98% for *Pinus elliottii* and 49% for *Araucaria angustifolia*). Seeds of *A. angustifolia* presented increased removal rates towards the interior of native forest, with 33% of removal at 0 m and 70% at 100 m from the forest edge. The increase in seed removal indicates that fauna oftenly associated with the analyzed species may be related to both predation and secondary dispersion of seeds. We suggest that the reduced removal of *A. angustifolia* seeds, a key species for the Atlantic Forest, at the forest edge beside *P. elliottii* crops may indicate loss in movement from wild fauna associated with the homogeneous planting of trees. Also the removal of *P. elliottii* within the native forest, if predated, may indicate curbing of its invasive potential. However, if dispersed, it may indicate *P. elliottii* is, in fact, invading the Mixed Ombrophilous Montana Forest.

Keywords: Atlantic Forest; Homogeneous reforestation; Secondary dispersion; Seed dispersion; Seed predation.

Cury, L.D., Cury, R.T., Amorim, F.W., Campos, S., Barros, A.C., Silva, L.F. (2022). Efeito do plantio de *Pinus elliottii* na remoção de sementes ao longo de fragmentos de Floresta Ombrófila Mista Montana. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.10, n.2, p.02-12.



1. Introdução

A dispersão de sementes é um dos processos mais importantes para o recrutamento de plantas (Silva et al., 2020). No entanto, em matrizes homogêneas de vegetação ou muito fragmentadas, diversos fatores abióticos e bióticos podem afetar negativamente esse processo, limitando a manutenção de áreas florestais nativas (Pires, Nascimento e Almeida, 2021). Por exemplo, após a dispersão das sementes, a predação corresponde a um dos primeiros filtros que interferem no estabelecimento de uma comunidade vegetal (Schupp, 1995). O transporte da semente, tanto pela dispersão primária quanto pela dispersão secundária, ocorre quando um animal remove a semente de um local e deposita em outro (Souza e Funch, 2015), têm o importante papel de reduzir a mortalidade de plântulas por levar as sementes para longe da planta parental, evitando a competição (Barbosa et al., 2009). No entanto, a predação das sementes pós-dispersão pode reduzir o número de sementes disponíveis no subosque, o que pode limitar o recrutamento das espécies vegetais (Janzen, 1971). A sobrevivência das sementes é dependente de distintos fatores e de difícil determinação, pois são específicos às características genéticas da espécie e às condições do ambiente (Levin et al., 2003). A densidade e a especificidade dos predadores de sementes podem alterar a composição do estrato regenerante (Janzen 1970). Ainda, a capacidade dos consumidores de encontrar e dispersar ou consumir as sementes pode ser alterada devido às condições do habitat (i.e., preservados, perturbados naturalmente ou por ações antrópicas), que resultam em mudanças na abundância e identidade dos consumidores (Rother, Pizo e Jordano, 2016).

A Mata Atlântica uma das maiores florestas das Américas, vem perdendo constantemente a sua cobertura florestal (Ribeiro et al., 2009). Consequentemente, a redução de habitat, causada diretamente pelo avanço das atividades humanas, como a conversão de florestas naturais para outros usos (i.e., pastagens, lavouras ou reflorestamento com espécies exóticas), se torna uma das principais causas da redução da diversidade (Young et al., 2016). Associado a esses fatores temos a fragmentação, e consequentemente as bordas florestais que podem reduzir substancialmente a porção da floresta que ainda se encontra intacta Campos et al., 2018). A matriz adjacente aos fragmentos florestais acaba se tornando um aspecto importante para a manutenção da diversidade, já que o efeito de borda pode ser intensificado devido ao tipo de matriz que o fragmento está inserido (Baranek, 2014).

Plantios de espécies florestais exóticas (e.g. *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp.) vem crescendo em todo o país (Ibá, 2019), se tornando a matriz predominante na paisagem. As plantações de *Pinus* spp., normalmente têm seu sistema de produção em ciclos que podem variar amplamente entre as espécies e seus usos, podendo ultrapassar 20 anos (Shimizu, 2008) e constituírem matrizes onde os talhões se encontram em diferentes fases de desenvolvimento. É importante investigar a influência dos plantios de *Pinus* spp. na dinâmica da remoção de sementes, já que alguns predadores de sementes mais específicos de áreas mais expostas, podem invadir as bordas florestais e plantios em fase inicial de desenvolvimento, enquanto espécies específicas de áreas com cobertura vegetal densa podem evitar essas áreas (Fagan, Cantrell e Cosner, 1999). Esses indícios demonstram que as bordas florestais e o estágio de desenvolvimento dos plantios de *Pinus* spp. podem influenciar os processos de interação entre as sementes e os seus predadores e/ou dispersores (Baldissera; Ganade, 2004).

Diante do contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar se reflorestamentos homogêneos de *Pinus elliottii* em diferentes fases de desenvolvimento influenciam a remoção de sementes em uma vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacente. Assim, formulamos três hipóteses: (1) a remoção de sementes será maior na vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacente ao plantio de *P. elliottii* onde as plantações se encontram em estágio inicial de desenvolvimento; (2) a remoção de sementes na vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana será maior quanto mais distante da borda com plantio de *Pinus elliottii*; e (3) a remoção de sementes será diferente entre as espécies de *Syagrus romanzoffiana*, *Pinus elliottii* e *Araucaria angustifolia*.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área experimental localizada na extensão territorial de Nova Campina e Ribeirão Branco, estado de São Paulo, sudeste do Brasil (Figura 1). A vegetação da região se encontra em uma área de ecótono, entre a Mata Atlântica e o Cerrado. A vegetação predominante da área de estudos é a Floresta Ombrófila Mista Montana secundária (Figura 1, SINBIOTA, 2021). O clima da região é do tipo Cfa, segundo a classificação de Koeppen, caracterizado por quatro estações úmidas, com verão quente. A temperatura média anual é de 19°C, e a precipitação média anual de 1.254 mm (Climate-data.org, 2021).

Foram selecionadas seis áreas de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacentes a plantios de *Pinus elliottii* (Figura 2). Os plantios de *P. elliottii* foram categorizados de acordo com as suas fases de desenvolvimento: quatro, cinco e seis anos (fase de desenvolvimento inicial) e 21 e 22 anos (fase de desenvolvimento tardio).

Figura 1 – Mapa de localização das áreas experimentais situadas no município de Nova Campina e Ribeirão Branco, São Paulo, Brasil.

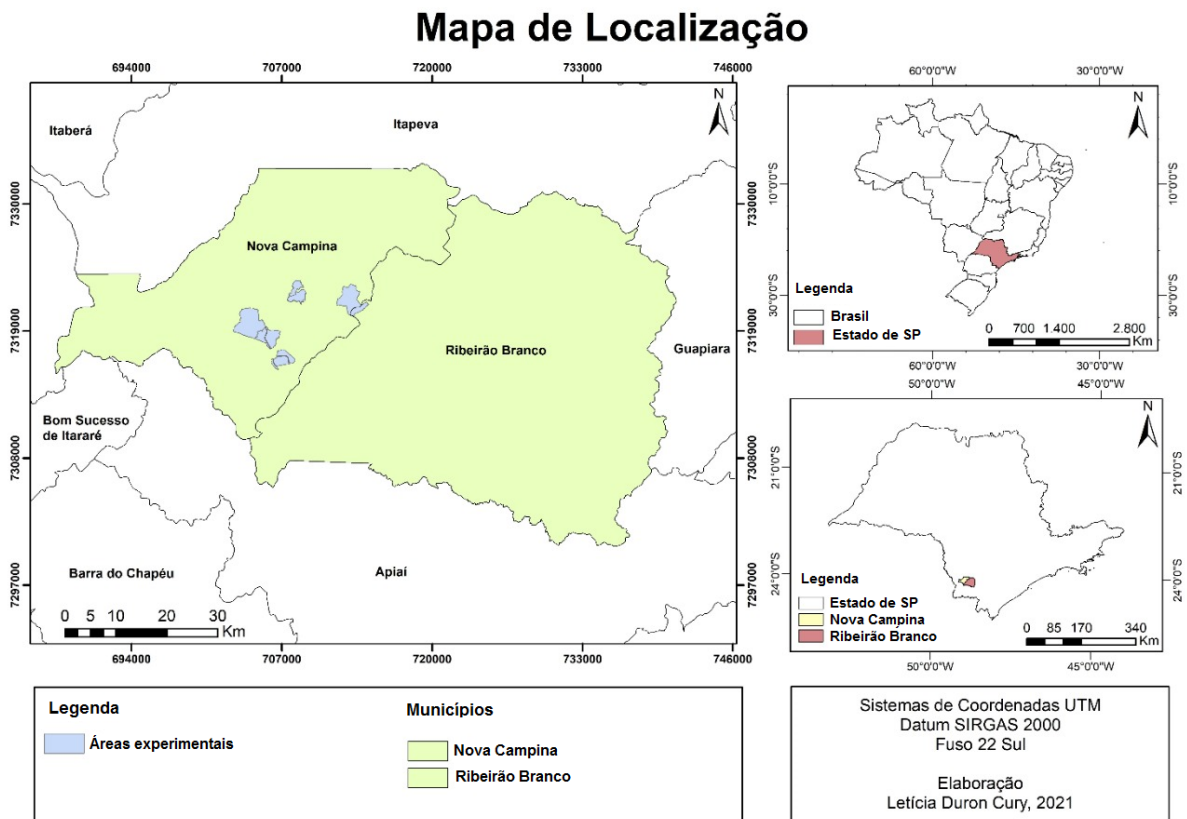
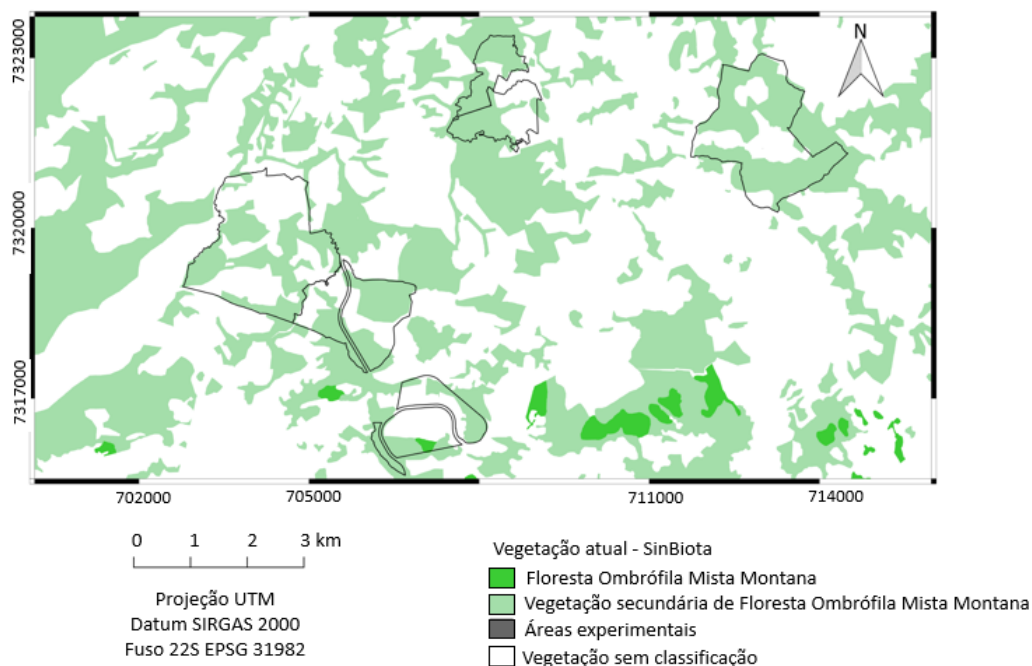


Figura 2 – Croqui de localização das áreas experimentais utilizadas no desenvolvimento do projeto com destaque para a vegetação atual presente nas áreas.



Fonte: Próprio autor.

2.2 Seleção de espécies e desenho experimental

Foram utilizadas três espécies, sendo *Araucaria angustifolia*, *Syagrus romanzoffiana* e *Pinus elliottii* (Figura 3). *Araucaria angustifolia* foi selecionada por ser considerada o principal componente da Floresta Ombrófila Mista (Carlucci et al., 2011). As suas sementes são produzidas em grande quantidade na época de escassez de recursos alimentares, como no inverno, tornando uma fonte de alimento fundamental para a manutenção de várias espécies de mamíferos (Bortoncello, 2018). Além disso, é uma espécie que se encontra criticamente em risco, de acordo com a lista de espécies ameaçadas da International Union of Conservation the Nature (Thomas, 2013). As sementes de *A. angustifolia* foram coletadas entre junho e julho de 2017, diretamente do solo e armazenadas em um freezer a 4 °C até setembro, mantendo as sementes conservadas (Fowler, 2018) até a data da implantação do experimento.

Syagrus romanzoffiana, conhecida popularmente por jerivá, foi selecionada por ser uma palmeira encontrada em grande quantidade na Mata Atlântica (Souza et al., 2019). Também é considerada uma fonte de recursos importante para a fauna local, pois possui um período longo de frutificação, sendo uma espécie-chave para frugívoros de forma geral (Begnini, Silva e Castellani, 2013). Os frutos maduros de *S. romanzoffiana* foram coletados em setembro de 2017 diretamente da infrutescência, com o auxílio de um podador.

Por fim, *P. elliottii* foi selecionada devido à capacidade de dispersar suas sementes pelo vento, oferecendo riscos de invasão de áreas naturais (Ramos et al., 2019). Para a obtenção das sementes de *P. elliottii* foi realizada a coleta dos cones maduros entre os meses de abril e maio de 2017 no pomar de sementes presente na área de estudo. Os cones foram submetidos à secagem a céu aberto resultando na sua abertura. As sementes foram obtidas ainda na forma alada, e, portanto, foi realizada a limpeza manual (Oliveira, Nogueira e Higa, 2018) para posterior armazenamento no freezer a 4° C até setembro de 2017.

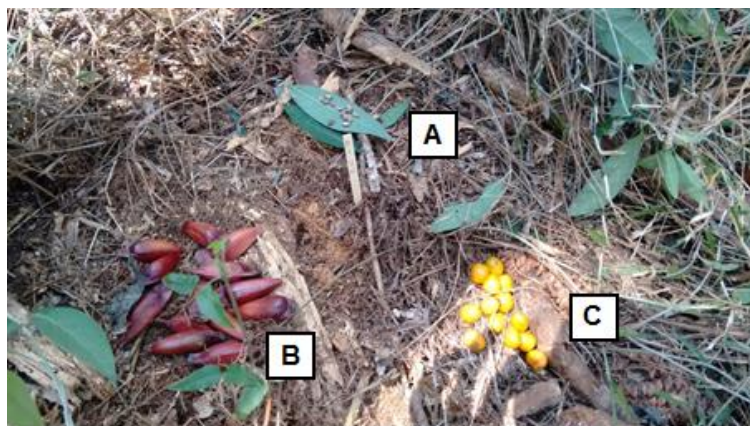
As sementes foram manuseadas em laboratório utilizando luvas cirúrgicas para não ocorrer influência do odor humano no experimento. As sementes foram conduzidas às estações experimentais em sacos plásticos,

sendo o número de sementes utilizadas por ponto amostral ($n=13$) baseado no número médio de sementes de *S. romanzoffiana* normalmente encontradas em fezes de anta, *Tapirus terrestris* (Galetti et al., 2001), e no número médio de sementes de pinus e araucária utilizados no estudo de Pinheiro e Ganade (2009). Além disso, a disponibilidade de sementes no momento do estudo também foi considerada.

No campo, cada estação experimental constituiu-se de cinco pontos amostrais, localizados ao longo de um transecto a uma distância de 0, 10, 25, 50 e 100 metros na vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana (Baldissera; Ganade, 2004). No total foram instaladas seis estações experimentais (réplicas) sendo três estações em plantios de *P. elliottii* em fase de desenvolvimento inicial e três em plantios em fase de desenvolvimento tardio. As estações experimentais foram instaladas dentro da vegetação secundária da Floresta Ombrófila Mista, sendo representadas por um transecto com cinco pontos amostrais, totalizando 30 pontos amostrais (6 estações experimentais distribuídas 5 pontos amostrais).

Cada ponto amostral foi marcado com um palito de madeira de 10 cm inserido ao solo junto às sementes e fita zebraada na árvore mais próxima para facilitar a sua localização (Pinheiro; Ganade, 2009). Os agrupamentos contendo as três espécies foram dispostos sobre o solo em meio a serapilheira (Lopes, 2014). Para melhor identificação e contagem, as sementes de *P. elliottii* foram depositadas sobre folhas largas que se encontravam acima da serapilheira, devido ao tamanho das sementes. Os experimentos foram conduzidos entre 29 de setembro e 17 de outubro de 2017. Os pontos amostrais foram monitorados após dois, sete, nove, 14 e 21 dias, período suficiente para avaliar as taxas de remoção de sementes na Mata Atlântica (Galetti et al., 2006). Após a vistoria as sementes foram classificadas como removidas ou não-removidas.

Figura 3 – Sementes das espécies (A) *Pinus elliottii*, (B) *Araucaria angustifolia* e (C) *Syagrus romanzoffiana* dispostas no solo em áreas de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana adjacentes a plantios de *Pinus elliottii* no sudeste do estado de São Paulo, Brasil.



Fonte: Próprio autor.

2.3 Análise estatística

Para testar se a remoção de sementes foi influenciada pela espécie de semente utilizada, distância da borda da floresta, e fase de desenvolvimento da plantação de *P. elliottii*, utilizamos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição Poisson (Alcolea, 2020). O número de sementes foi utilizado como variável resposta, e a espécie da semente, distância da borda e fase de desenvolvimento da plantação (inicial ou tardio) como fatores fixos. As estações experimentais (réplicas) foram utilizadas como fator aleatório.

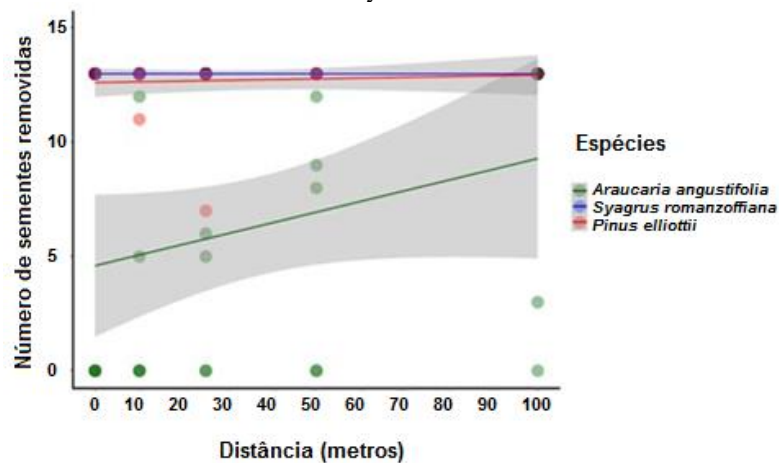
3. Resultados

Ao todo, houve a remoção de 100% das sementes de *S. romanzoffiana*, 98% daquelas de *P. elliotii* e 49 % das sementes de *A. angustifolia* na vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana. Houve interação entre os fatores espécie da semente e a distância da borda da vegetação (Tabela 1), demonstrando que a taxa de remoção das sementes de *A. angustifolia* aumentou em relação à distância da borda, com 33% de remoção a 0 m e 70% de remoção no interior da floresta a 100 m da borda (Figura 4).

Tabela 1 – Valores de qui-quadrado (Chisq), grau de liberdade (Df) e Pr (>Chisq) do teste de ANOVA modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição Poisson aplicado aos valores de número de sementes removidas para as espécies *Syagrus romanzoffiana*, *Pinus elliotii* e *Araucaria angustifolia* em função da espécie da semente, distância da borda e fase de desenvolvimento da plantação.

Modelos lineares generalizados mistos (GLMM)	Chisq	Df	Pr (>Chisq)
Espécie da semente * distância da borda	95.513	2	< 2e-16 ***
Espécie da semente * fase de desenvolvimento da plantação	0.000	0	1.00000
Distância da borda * fase de desenvolvimento da plantação	0.000	1	1.00000
Espécie	86.185	1	< 2e-16 ***
Distância	2.964	1	0.08514
Fase de desenvolvimento da plantação	0.000	0	1.00000
Espécie * distância da borda * fase de desenvolvimento da plantação	13.477	6	0.03606 *

Figura 4 – Taxa de remoção de sementes das espécies *Araucaria angustifolia*, *Syagrus romanzoffiana* e *Pinus elliotii*, em relação às transecções no sentido borda interior da vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana. O eixo x representa a distância em metros dos pontos amostrais presentes nas transecções, sendo 0, 10, 25, 50 e 100 m da borda e o eixo y sementes removidas.



Fonte: Próprio autor

Por outro lado, todas as sementes de *S. romanzoffiana* foram completamente removidas independentemente da distância da borda (Figura 4). Já *P. elliotii* apresentou pouca variação na taxa de remoção das sementes próximas da borda (100% de remoção a 0 m, 97% a 10 m e 92% a 25 m), com um aumento para o interior da floresta, onde todas as sementes foram removidas nas distâncias 50 e 100 m (Figura 4). Não foi significativa a predação de sementes entre as fases de desenvolvimento da plantação (inicial ou

tardio) e tampouco foi significativa a interação entre espécie, distância da borda e fase de desenvolvimento da plantação (inicial ou tardio).

4. Discussão

Neste estudo foi demonstrado que a remoção das sementes de *A. angustifolia* foi maior no interior florestal quando comparada com a remoção na borda, possivelmente, devido à alteração abrupta da vegetação florestal nativa para o plantio homogêneo de *P. elliottii*, o que supostamente aponta que os consumidores de *A. angustifolia* podem estar evitando forragear nessas áreas (Dalmagro & Vieira, 2005).

Estudos apontam que as sementes de *A. Angustifolia* são removidas por mamíferos (Lopes, 2014), os quais além de predadores atuam também como importantes dispersores de sementes em florestas tropicais (Demattia et al., 2004). Com a redução na taxa de remoção de sementes de *A. angustifolia* na borda, a dispersão da espécie pode ser desfavorecida, resultando em baixo potencial de colonização da espécie naquela localidade (Pinheiro; Ganade, 2009). Plantios homogêneos de *P. elliottii* podem influenciar na composição de animais consumidores de *A. angustifolia* e, conseqüentemente, interferir na dinâmica florestal, principalmente, ao considerar a possibilidade de que parte das sementes removidas possam ser dispersadas, e não somente predadas. O papel desempenhado pela fauna no processo de dispersão, principalmente para a araucária, espécie zoocórica, é imprescindível para o sucesso de seu recrutamento e estabelecimento (Lopes, 2014). O baixo potencial de colonização da espécie naquela localidade pode torna-la ainda mais vulnerável à extinção, visto que a espécie já se encontra criticamente em risco, de acordo com a lista de espécies ameaçadas da International Union of Conservation the Nature (Thomas, 2013).

A remoção das sementes de *S. romanzoffiana* foi constante em todas as distâncias, já a remoção das sementes de *P. elliottii* apresentou uma pequena variação nas primeiras três distâncias analisadas (100% de remoção a 0 m, 97% a 10 m e 92% a 25 m), evidenciando a ausência do efeito de borda na sobrevivência das espécies.

Durante o período das observações in loco foi observado que a maioria das sementes de *P. elliottii* depositadas no solo foram encontradas com o endocarpo aberto sem a presença das sementes, provavelmente consumidas por seus predadores, podendo limitar o estabelecimento das espécies na área de estudo. O consumo das sementes de *P. elliottii* se torna um fator importante no controle de invasão da espécie, pois se trata de uma espécie com um alto potencial de invasão (Zalba, Cuevas e Boó, 2008), capaz de dominar o local invadido, além de diminuir a diversidade natural do local (Abreu & Durigan, 2011), ameaçando a conservação das áreas de florestas nativas (Monteiro, Prado e Dias, 2009), já que as invasões biológicas, depois da perda de habitat, são potentes ameaças à diversidade de espécies ao redor do mundo (Dogra et al., 2010).

Neste caso, como os plantios de *Pinus* spp. oferecem um habitat menos adequado para a fauna (Simberloff, Relva e Nuñez, 2002), quando comparado com a floresta nativa, os consumidores de sementes acabam escolhendo locais preferencias para a sua alimentação (Pinheiro; Ganade, 2009), como o fragmento de floresta nativa. O aumento da densidade de vegetação nativa conduz a diminuição na abundância do pinus (Ramos et al., 2019). Com as áreas de floresta nativa livre da invasão do gênero *Pinus*, a riqueza em relação às espécies vegetais acaba se tornando maior (Falleiros, Zenni e Ziller, 2011). Além disso, como a espécie invasora é capaz diminuir a diversidade natural em florestas nativas (Abreu; Durigan, 2011) a ausência de sua ocorrência irá auxiliar na conservação dessas áreas (Monteiro et al., 2009). Já que a presença de espécies florestais invasivas em áreas naturais pode alterar a composição da fauna nativa, podendo diminuir o fluxo gênico (Bechara, 2003).

A heterogeneidade dentro das florestas nativas em relação a fauna e flora, se torna um fator importante no consumo de espécies invasivas. Por abrigar um maior número de espécies vegetais, a disponibilidade de alimentos acaba se tornando maior, o que faz os consumidores de sementes de espécies exóticas como o *Pinus* spp ainda mais presentes, auxiliando no consumo da espécie e na manutenção da floresta nativa com maior

fluxo gênico e, possivelmente com menores alterações na composição da fauna e flora, garantindo a diversidade dentro da floresta.

Pelo fato da remoção da semente *P. elliotii* ter sido intensa, se torna possível pressupor que as áreas de floresta nativa se tornam mais atrativas por apresentarem uma maior diversidade de alimentos quando comparado com as áreas de plantio de pinus adjacentes às áreas nativas, tornando os animais consumidores ainda mais presentes e conseqüentemente, mantendo as áreas nativas livres da invasão da espécie exótica, além da conservação da diversidade florestal na área nativa.

Já o estabelecimento da espécie *S. romanzoffiana* pode estar relacionado com o tamanho do fragmento florestal, visto que em estudos conduzidos em áreas maiores que 1000 hectares a conservação da espécie se torna positiva, sendo que fragmentos médios entre 100 e 1000 ha, se tornam ambientes desfavoráveis para a manutenção das populações de *S. romanzoffiana* (Fleury, 2003). Como a maioria das áreas de floresta nativa se encontram fragmentadas entre diversos plantios homogêneos de culturas agrícolas e florestais como de *Pinus* spp, os processos de perturbações e defaunação acabam sendo intensificados no fragmento de floresta nativa, e conseqüentemente, altas taxas de remoção das sementes são resultantes desses processos (Brandolim, 2010). A conservação de fragmentos florestais contínuos se torna importante, já que proporcionam processos de perturbações menos intenso ao fragmento florestal (Brito & Carvalho, 2014), e conseqüentemente, as taxas de predação de sementes também ocorrem de forma mais heterogênea (Peña-Claros; Boó, 2002).

5. Conclusão

Observamos que a proximidade da vegetação secundária de Floresta Ombrófila Mista Montana com plantios homogêneos de *Pinus* pode reduzir a atividade dos animais sobre *A. angustifolia*, e aumentar a pressão sobre as sementes de *S. romanzoffiana* e *P. elliotii*. Para as sementes de *P. elliotii*, se completamente predadas, a remoção das sementes pode indicar uma resistência das áreas de floresta nativa à invasão da espécie. Sugerimos que para facilitar o recrutamento das sementes de *A. angustifolia* na borda florestal, sejam excluídas dos plantios de *P. elliotii* as atividades de limpeza do subosque; e que as zonas de amortecimento no entorno dos remanescentes florestais sejam culturas de ciclo longo para que proporcionem habitats de melhor qualidade.

6. Referências

- Abreu, R. C. R. e Durigan, G. (2011). Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliotii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, 4 (2-3), 269-278.
- Alcolea, M. (2020). **O efeito do fogo na remoção de sementes no cerrado**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, Brasil.
- Baldissera, R. e Ganade, G. (2004). Predação de sementes ao longo de uma borda de Floresta Ombrófila Mista e pastagem. **Acta Bot. Brasílica**, 19(1), 161-165.
- Baranek, E. J. (2014). **Análise do efeito de borda de sistemas de cultivo orgânico e convencional em fragmentos florestais do Centro-Oeste Paranaense**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- Barbosa, J. M.; Eisenlohr, P. V.; Rodrigues, M. A. e Barbosa, K. C. (2009). **Ecologia da dispersão de sementes em Florestas Tropicais**. Em Martins, S. V. (2ª Ed.) Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil, (52-73). Viçosa: (Editora UFV).

- Bechara, F.C. (2003). **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Begnini, R. M.; Silva, F. R. e Castellani, T. T. (2013). Fenologia reprodutiva de *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae) em Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Biotemas**, 26(4), 53-60.
- Bortoncello, V. L. (2018). **Análise dos impactos causados pela interferência antrópica em população de Araucaria angustifolia**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo.
- Brito, P. S.; Carvalho, F. A. (2014). Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. **Rodriguésia**, 65 (4), 817-830.
- Brandolim, R. (2010). **Testando o modelo de Janzen Connell para o jerivá, Syagrus romanzoffiana, em três fragmentos florestais de Mata Atlântica em São Paulo**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, SP, Brasil.
- Campos, J. O.; Santos, J. S.; Salvador, M. S. S. e Lima, V. R. P. (2018). Análise e propagação dos efeitos de borda no Parque Estadual Mata do Pau – Ferro, Areia – PB. **Rev. Geogr. Acadêmica**, 12 (2), 21-36.
- Carlucci, M. B.; Jarenkow, J. A.; Duarte, L. S. e Pillar, V. P. (2011). Conservação da floresta com Araucária no extremo Sul do Brasil. **Natureza e Conservação**, 9(1), 111-114.
- Climate-data.org. (2021). **Clima de Itapeva**. <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/itapeva-34909/>
- Dalmagro, A. D. L. e Vieira, E. M. (2005). Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. **Austral Ecology**, 30, 353-362.
- Demattia, E.A.; Curran, L.M. e Rathcke, B.J. (2004). Effects of small rodentes and large mammals on Neotropical seeds. **Ecology**, 8(85), 2161-2170.
- Dogra, K. S.; Sood, S. K.; Dobhal, P. K. e Sharma, S. (2010). Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at global scale: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, 2 (9), 175-186.
- Fagan, W. F.; Cantrell, R. S. e Cosner, C. (1999). How habitat edges change species interactions. **American society of naturalists**, 153(2), 165-182.
- Falleiros, R. M.; Zenni, R. D. e Ziller, S. R. (2011). Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, 41(1), 123-134.
- Fleury, M. (2003). **Efeito da fragmentação florestal na predação de sementes da palmeira Jerivá (Syagrus romanzoffiana) em florestas semidecíduas do estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.

- Fowler, J. A. P. (2018). Armazenamento das sementes de pinheiro-do-paraná (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze.). **4º Encontro brasileiro de Silvicultura**, Ribeirão Preto, SP, Brasil, 6.
- Galetti, M.; Donatti, C.I.; Pires, A. S.; Guimarães, P. R. e Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 151(1), 141-149.
- Galetti, M.; Keuroghlian, A.; Hanada, L. e Morato, M. I. (2001). Frugivory and seed dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in southeast Brazil. **Biotropica**, 33(4), 723-726.
- Ibá. (2021). **Relatório Anual**, 2019. <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>
- Thomas, P. (2013). **The IUCN Red List of Threatened Species**. <http://www.iucnredlist.org/details/32975/0>
- Janzen, D. H. (1970). Herbirores and the number of tree species in tropical forest. **The american naturalist**, 104(940), 501-528.
- Janzen, D. H. (1971). Seed predation by animals. **Annual review of ecology and systematics**, 2, 465-492.
- Levin, S. A.; Muller-landau, H.C.; Nathan, R. e Chave, J. (2003). The ecology and evolution of seed dispersal: A theoretical perspective. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 34, 575–604.
- Lopes, D. K. (2014). **Remoção e predação de sementes de *Araucaria angustifolia* (bertol.) kuntze pela fauna em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages/SC**. Dissertação de mestrado, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC, Brasil.
- Monteiro, C. H. B; Prado, B. H. S. e Dias, A. C. (2009). **Plano de manejo da Estação Ecológica de Angatuba – SP**. Instituto Florestal. Disponível em: http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/consema/2011/11/oficio_consema_2009_056/Plano_de_Manejo_Estacao_Ecologica_Angatuba.pdf
- Oliveira, K. F.; Nogueira, A. C. e Higa, A. R. (2018). Produtividade de cones e sementes em um pomar clonal de *Pinus taeda* Linnaeus. **Advances in Forestry Science**, 5 (2), 293-298.
- Peña-claros, M. e Boó, H. (2002). The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. **Journal of tropical ecology**, 18 (2), 261-274.
- Pinheiro, C. C. e Ganade, G. (2009). Influência do microhabitat no processo de predação de sementes em uma área degradada. **Neotropical biology and conservation**, 4 (1), 20-27.
- Pires, C. S.; Nascimento, A. D. e Almeida Jr. E. B. (2021). Dispersão de frutos e sementes do componente lenhoso nas dunas da praia de São Marcos, São Luís, Maranhão, nordeste do Brasil. **Biota Amazônia**. 11 (1), 68-74.
- Ramos, M.; Magro, T. C.; Couto, H. T. Z. e Castro, T. N. (2019). Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito –SP. **Ciência Florestal**, 29(1), 75-85.

Ribeiro, M.C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J. e Hirota, M. M. (2009). The brazilian atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, 142, 1141-1153.

Rother, D. C.; Pizo, M. A. e Jordano, P. (2016). Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. **Oikos**, 125, 336–342.

Schupp, E. W. (1995). Seed-Seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. **American journal of botany**, 82(3), 399-409.

Silva, D. B; Silva, A. A. P.; Muchalak, F.; Brito, L. H. P. e Carfane, D. G. (2020). Levantamento florístico qualitativo e síndrome de dispersão de espécies nativas do cerrado. **Research, Society e Development**, 9 (7), 1-10.

Simberloff, D.; Relva, M A e Nuñez, M. (2002). Gringos en el bosque: introduced tree invasion in a native *Nothofagus/Austrocedrus* forest. **Biological Invasions**, 4(1), 35-53.

Shimizu, J. Y. (2008). Espécies de pinus na silvicultura brasileira. In Shimizu, J. Y. Shimizu; A. M. Sebbenn. **Pinus na silvicultura brasileira**. 1, 223. Colombo: Embrapa florestas.

Sistema de Informação Ambiental do programa biota. (2021). <http://sinbiota.biota.org.br/atlas/>

Souza, V. C.; Toledo, C. P.; Sampaio, D.; Bígio, N. C.; Colleta, G. D.; Ivanauskas, N. M. e Flores, T. B. (2019). **Guia das plantas da Mata Atlântica: Floresta Estacional**. Liana Produções Editorais.

Souza, I. M. e Funch, L. S. (2015). Fenologia e modos de polinização e dispersão de Fabaceae em floresta ciliar, Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil. **Sitientibus: série Ciências Biológicas**, 10 (4), 1-10.

Young, H. S.; Mccauley, D.J; Galetti, M. e Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. **Annual review of ecology, evolution and systematics**, 47, 333-358.

Zalba, S. M.; Cuevas, Y.A. e Boó, R.M. (2008). Invasion of *pinus halepensis* Mill. Following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. **Journal of Environmental Management**, 88, 539-546.