



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ROBERTA THAYS DOS SANTOS CURY

**LIMITAÇÕES PARA A EMERGÊNCIA E O
ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS:
REMOÇÃO DE SEMENTES E MICROCLIMA**

ROBERTA THAYS DOS SANTOS CURY

**LIMITAÇÕES PARA A EMERGÊNCIA E O
ESTABELECIMENTO DE PLÂNTULAS:
REMOÇÃO DE SEMENTES E MICROCLIMA**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan

Londrina
2009

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

C9821 Cury, Roberta Thays dos Santos.
Limitações para a emergência e o estabelecimento de plântulas : \b remoção de
sementes e microclima / Roberta Thays dos Santos Cury. – Londrina, 2009.
91 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Biológicas, 2009.
Inclui bibliografia.

1. Reflorestamento – Teses. 2. Regeneração (Botânica) – Teses. 3. Sementes –
Disseminação – Teses. 4. Microclimatologia florestal – Teses. I. Torezan, José
Marcelo Domingues. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências
Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 634.0.2

ROBERTA THAYS DOS SANTOS CURY

**LIMITAÇÕES PARA A EMERGÊNCIA E O ESTABELECIMENTO DE
PLÂNTULAS:
REMOÇÃO DE SEMENTES E MICROCLIMA**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan
UEL – Londrina - PR

Giselda Durigan
IF – São Paulo - SP

José Antonio Pimenta
UEL – Londrina - PR

Londrina, 16 de abril de 2009.

Ao meu avô Jorge Cury (*i.m.*), botânico na
essência, e a minha mãe, Marily dos Santos, que
possibilitou tudo isso.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. José Marcelo Torezan por me aceitar na LABRE (graduada em comportamento evolutivo humano), pelos muitos ensinamentos, bom humor e serenidade.

Aos professores Giselda Durigan e José Antônio Pimenta, pela contribuição com valorosas sugestões e críticas.

Ao Programa de Mestrado em Ciências Biológicas da UEL.

Às Fazendas Congonhas e Alvorada que permitiram o acesso aos seus reflorestamentos e fragmentos florestais.

À toda a equipe do LABRE (Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas), em especial a Alba Lúcia Cavalheiro, presente em todas as etapas do trabalho e Odair do Carmo Pavão, companheiro e amigo de campo, responsável por momentos inesquecíveis, com suas alegria e desejo de aprender e ensinar.

Aos amigos que ajudaram nas coletas de campo, Carolina C. Cainelli Oliveira (atual companheira em abrir trilhas e desatolar carros), Marcio S. Sukanuma (pela auriculopuntura), Joice Maria Birelli (por alimentar os pernilongos), Gabriela Ribeiro de Andrade, Maurício Cruz Mantoani (pelos risos), Ângela C. Rapaci Batista (pela ajuda em N momentos), Fernanda F. C. de Lima, Carolina Yumi Shimamoto, Lya C. S. Pereira, Hugo Reis Medeiros, Josiane Augusto da Costa (pela cumplicidade), Ana Paula Pavaneli (pela autenticidade e muitos risos) e aos colegas de profissão Cassius R. Santana (passarinho), Régia C. Gonçalves (Reginha querida), Vanessa Barreto, Wanner Galves (pela presença nas sextas), William Gotto, Dayana L. Custódio (por me ajudar a cuidar da casa), Talita Ferracin, Paulo Medri, Denise Petroni, Thais J. Castagnaro, Aneliza Ramão, Maria Adrielle Vicente e Ricardo Dunder.

Aos amigos próximos Renan (meu namorado e amigo sempre presente), Amanda, Gabi, Andréia, Let, Ximoni, Mônica, Barbarela, Ver, Robson, Dani, Laurinha e

Mary e distantes D. Cida, Bel, Ricely, Magá, Alexandre, Antônio, Kinho, Casca, Marinho, Graxa e Vanessinha.

Aos meus pais Oscar e Marily pelo apoio em todos os anos de estudo, à minha irmã Nicole, pelos bons momentos, e aos meus vovôs e vovós pelo carinho dedicado.

“Antes de ler o livro que o guru lhe deu,
você tem que escrever o seu.”

Raul Seixas

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Limitações para a emergência e o estabelecimento de plântulas:** remoção de sementes e microclima. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

RESUMO

Plantações florestais podem quebrar algumas barreiras, iniciar a sucessão secundária e facilitar a regeneração natural da vegetação nativa, levando a um aumento da complexidade estrutural do habitat. O objetivo deste trabalho foi investigar as limitações, pós-dispersão, à regeneração em reflorestamentos. Para tanto, foram implantados experimentos introduzindo sementes e plântulas de espécies arbóreas nativas em reflorestamentos, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. Além das informações sobre o desempenho dos propágulos, foram avaliados a fertilidade do solo, a cobertura florestal e o microclima. A remoção de sementes foi maior no fragmento florestal (56%) do que no reflorestamento (16%) (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$). A emergência de plântulas, considerando-se todas as espécies, foi maior no fragmento florestal (37%) do que no reflorestamento (12%) (ANOVA, $p < 0,05$). A mortalidade total de plântulas (transplantadas) foi maior nos fragmentos florestais (52,8%) do que nos reflorestamentos (9,4%) (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$), sendo que nos reflorestamentos, as mudas apresentaram melhor desenvolvimento em altura, diâmetro na base do caule e ganho foliar. Os reflorestamentos, no inverno e no verão, apresentaram menores valores de cobertura de dossel e umidade do ar, em contrapartida, a radiação fotossinteticamente ativa e a temperatura do ar foram mais elevadas. Os resultados desses experimentos sugerem que nos fragmentos florestais outros fatores influenciam conjuntamente com o microclima e a estrutura florestal na sobrevivência das mudas (e. g. patógenos e herbivoria). A germinação de sementes, em reflorestamentos de poucos anos, inferida por meio da avaliação da emergência de plântulas, pode ser uma barreira ao recrutamento e à regeneração, uma vez que limitações associadas com a remoção de sementes (predação e/ou dispersão secundária) e ao estabelecimento de plântulas no reflorestamento foram descartadas. Nesse estudo, sugerimos que o microclima desponta como a principal explicação para as diferenças observadas na germinação entre o reflorestamento e o fragmento florestal.

Palavras-chave: Remoção de sementes. Emergência de plântulas. Estabelecimento de plântulas. Regeneração. Reflorestamentos. Floresta estacional semidecidual.

Cury, Roberta Thays dos Santos. **Limitations to seedling emergence and establishment in reforestations: seed removal and microclimate.** 2009. 91 f. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences – Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

ABSTRACT

Forests plantations can minimize some limitations for forest regeneration by “catalyzing” secondary succession, and promote increased habitat structural complexity. This study aimed to investigate post-dispersal limitation for regeneration in native species reforestations. Seeds and seedlings from native species were introduced in a reforestation and an adjacent Atlantic Forest fragment (control) site. Seed removal, seedling emergence and growth were recorded, along with soil fertility, canopy cover, and microclimate data. Seed removal was higher in the forest fragment (56%) than in restoration site (16%), but in forest fragment 37.06% of seeds emerged as seedlings, versus 12.26% in restoration site. Seedling mortality was also higher in forest fragments (52.8%) than in reforestations (9.4%), and in these later sites seedlings showed better development (in height growth, base diameter and leaf production). The reforestation sites, both on winter and summer, showed lower canopy cover and high rates of photosynthetic active radiation, lower air humidity and higher air temperature related to reference fragments. These results suggest that in the forest fragments, besides microclimate and forest structure, different factors (e.g., pathogens and herbivores) can influence seedlings survival. The lower seed germination rates in the reforestation sites, indicated by seedling emergence, may pose difficulties to regeneration, since both the seed removal (as a surrogate of seed predation) and seedling establishment do not appear to be limiting. Nonetheless microclimate emerges as a key factor to the observed differences in germination rates between reforestation and forest fragment sites.

Keywords: Seed removal. Seedlings emergence. Seedling establishment. Regeneration. Reforestation. Semi-deciduous forest.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Nome científico, família botânica, e nome popular das espécies nativas arbóreas utilizadas no experimento de remoção de sementes, no norte do Paraná, Brasil..... 31
- Tabela 2** – Proporção de sementes removidas e danificadas por espécie em dois ambientes, um reflorestamento e um fragmento florestal adjacente no Paraná, Brasil. Quando n=4 indica que as análises foram realizadas perante a exclusão de uma parcela do reflorestamento situada nas imediações de um formigueiro. Os números com * indicam as espécies que apresentaram diferenças entre os ambientes pelo teste de Mann-Whitney, $p < 0,05$ 33
- Tabela 3** – Porcentagem de sementes removidas por espécie no período de 60 dias (início 12/08/2008) no norte do Paraná, Brasil. As letras FF e R representam o fragmento florestal e o reflorestamento, respectivamente. Os números com * indicam as espécies que apresentaram diferenças entre os ambientes pelo teste de Mann-Whitney U test, $\alpha = 0,05$ 34
- Tabela 4** – Nome científico, família botânica e nome popular segundo Lorenzi (1998) das espécies utilizadas no experimento de emergência de plântulas..... 48
- Tabela 5** – Área e biomassa aérea seca dos fragmentos florestais e área, idade e biomassa aérea seca dos reflorestamentos (Suganuma 2008) no norte do Paraná, Brasil..... 62
- Tabela 6** – Nome científico, família botânica e nome popular, segundo Lorenzi (1998) das espécies utilizadas no transplante de mudas..... 65
- Tabela 7** – Médias das diferenças em altura, diâmetro e ganho foliar, entre as áreas de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (R) nos dois sítios. O símbolo (*) significa que as variáveis de crescimento diferem entre FF e R (Mann-Whitney U test, $\alpha = 0,05$). O símbolo (-) representa espécies com menos de três indivíduos que não entraram nas médias. 69
- Tabela 8** – Parâmetros químicos do solo, coletados em Alvorada do Sul e Rancho Alegre, nos fragmentos florestais e reflorestamentos. Os asteriscos apontam diferenças entre os ambientes (Mann-Whitney U test, $\alpha = 0,05$). 74

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização da área de estudo ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre. Na figura o local de tonalidade cinza escuro representa o fragmento florestal (107,8 ha) e o local com listras, o reflorestamento (11,8 ha). As pontuações enegrecidas em A indicam os pontos estudados nos ambientes..... 30
- Figura 2** – Porcentagem de sementes removidas das espécies *Strychnos brasiliensis* (Sb), *Ocotea silvestris* (Os), *Poecilanthe parviflora* (Pp), *Copaifera langsdorffii* (Cl), *Eugenia florida* (Ef) e *Cytherexylum myrianthum* (Cm), em um reflorestamento e um fragmento florestal adjacentes, no norte do Paraná, Brasil. As colunas brancas representam o fragmento florestal e as enegrecidas, o reflorestamento. As letras minúsculas comparam as espécies entre si no fragmento florestal e as letras maiúsculas no reflorestamento, pelo teste de Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$ 33
- Figura 3** – Localização da área de estudo, ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre. Na figura o local de tonalidade cinza escuro representa o fragmento florestal (107,8 ha) e o local com listras, o reflorestamento (11,8 ha). As pontuações enegrecidas em A indicam os pontos estudados nos ambientes..... 45
- Figura 4** – Figura a indica as porcentagens de cobertura de dossel (CD) e b a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no Paraná, Brasil. As colunas brancas mostram resultados observados no verão e as enegrecidas no inverno. As letras maiúsculas sobre as colunas comparam o fragmento florestal (FF) com o reflorestamento (R) em cada estação e as letras minúsculas comparam as estações por ambiente (ANOVA, $\alpha = 0,05$). 49
- Figura 5** – Temperatura do ar (°C) em um reflorestamento e um fragmento florestal no Paraná, Brasil. Registros de julho de 2007 a outubro de 2008, referentes às coletas das 18:00 horas. As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os

	reflorestamentos. Os círculos indicam os períodos estudados mais detalhadamente.....	50
Figura 6	– Temperatura do ar (°C) e umidade do ar (%) em um reflorestamento e um fragmento florestal no Paraná, Brasil. Registros do inverno (01/07/2007 a 31/08/2007) e do verão (1/10/2007 a 30/11/2007); dados coletados às 18:00 horas. As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.....	50
Figura 7	– Emergência de plântulas em um reflorestamento adjacente a um fragmento florestal remanescente de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. As siglas indicam as espécies <i>Plinia trunciflora</i> (Pt), <i>Eugenia pyriformis</i> (Ep), <i>Cabralea canjerana</i> (Cc), <i>Hexachlamys edulis</i> (He) e <i>Eugenia involucrata</i> (Ei). As colunas brancas representam o fragmento florestal e as enegrecidas o reflorestamento. Letras minúsculas sobre as colunas comparam os ambientes entre si (ANOVA, $\alpha = 0,05$).	51
Figura 8	– Localização da área de estudo ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre e a letra B, Alvorada do Sul. Os locais de tonalidade cinza escuro representam os fragmentos florestais e locais com listras, os reflorestamentos. As pontuações enegrecidas no centro dos locais mostram os pontos estudados.	63
Figura 9	– Mortalidade de plântulas (%) por ambiente em Alvorada do Sul e Rancho Alegre. As siglas representam as espécies <i>Holocalyx balansae</i> (Hb), <i>Poecilanthus parviflorus</i> (Pp), <i>Guarea guidonia</i> (Gg), <i>Cabralea canjerana</i> (Cc), <i>Vitex montevidensis</i> (Vm), <i>Cordia ecalyculata</i> (Ce), <i>Eugenia pyriformis</i> (Ep), <i>Plinia trunciflora</i> (Pt), <i>Guarea macrophylla</i> (Gm) e <i>Trichilia casaretti</i> (Tc). As colunas brancas representam os fragmentos florestais e as pretas os reflorestamentos. Letras diferentes indicam que a mortalidade diferiu entre os ambientes (Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$).	67
Figura 10	– Mortalidade de plântulas (%) por mês nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, Paraná. As colunas brancas representam os fragmentos florestais e as pretas os reflorestamentos. As letras indicam diferenças na mortalidade entre os ambientes (Kruskal-Wallis, $\alpha = 0,05$)	

e os asteriscos indicam diferenças entre os meses (Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$).....	68
Figura 11 – As figuras a e b apresentam a cobertura de dossel (CD) e as figuras c e d a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) nos fragmentos florestais (FF) e nos reflorestamentos (R), nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, PR, Brasil. As colunas brancas representam período de verão e as enegrecidas, período de inverno. Letras maiúsculas sobre as colunas comparam fragmento florestal com reflorestamento e as minúsculas as estações de verão e inverno (ANOVA, $\alpha= 0,001$).	70
Figura 12 – Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) às 18:00 nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, PR, Brasil. As linhas pontilhadas representam os reflorestamentos e as contínuas os fragmentos florestais. Os círculos indicam as semanas correspondentes às estações de verão e de inverno.	71
Figura 13 – Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) do período de dez dias (registros a cada 6 horas) no verão (01 a 10/12/2007 em Alvorada do Sul e 21 a 30/12/2007 em Rancho Alegre) e no inverno (11 a 20/06/2008 em Alvorada do Sul e 16 a 25/06/2008 em Rancho Alegre). As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.	72
Figura 14 – Umidade do ar (%) no período de dez dias (registros a cada 6 horas) no verão (01 a 10/12/2007 em Alvorada do Sul e 21 a 30/12/2007 em Rancho Alegre) e no inverno (11 a 20/06/2008 em Alvorada do Sul e 16 a 25/06/2008 em Rancho Alegre). As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.	73
Figura 15 – Regressões entre os dados de mortalidade de mudas (proporção) e a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) nos fragmentos florestais, no inverno. (a) <i>Cordia ecalyculata</i> ($r^2= 0,43$ e $p< 0,05$) e (b) <i>Plinia trunciflora</i> ($r^2= 0,60$ e $p< 0,05$). A linha contínua é a reta da regressão e as linhas pontilhadas indicam o intervalo de confiança de 95%.	75

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
BIBLIOGRAFIA	21
CAPÍTULO I – REMOÇÃO DE SEMENTES DE SEIS ESPÉCIES ARBÓREAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	25
1 INTRODUÇÃO	27
2 MATERIAL E MÉTODOS	29
2.1 ÁREA DE ESTUDO	29
2.2 COLETA DE DADOS	30
2.3 ANÁLISE DE DADOS	31
3 RESULTADOS	32
4 DISCUSSÃO	34
CONCLUSÃO	37
BIBLIOGRAFIA	38
CAPÍTULO II – EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS A PARTIR DE SEMENTES DEPOSITADAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	41
1 INTRODUÇÃO	43
2 MATERIAL E MÉTODOS	44
2.1 ÁREA DE ESTUDO	44

2.2	COLETA DE DADOS	46
2.3	ANÁLISE DE DADOS	48
3	RESULTADOS	48
4	DISCUSSÃO	52
	CONCLUSÃO	55
	BIBLIOGRAFIA	56
	CAPÍTULO III – TRANSPLANTE E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS EM REFLORESTAMENTOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL	58
1	INTRODUÇÃO	60
2	MATERIAL E MÉTODOS	61
2.1	ÁREAS DE ESTUDO	61
2.2	COLETA DE DADOS	63
2.3	ANÁLISE DE DADOS	66
3	RESULTADOS	66
4	DISCUSSÃO	77
	CONCLUSÃO	82
	BIBLIOGRAFIA	83
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
	ANEXOS	87

ANEXO A – Aspecto Do Subosque Dos Fragmentos Florestais (A), Dos Reflorestamentos (B) E Da Matriz Agrícola Que Os Envolve (C).....	88
ANEXO B – Aspecto da grade de proteção para sementes utilizada no experimento 2 de emergência de plântulas a partir de sementes.....	90
ANEXO C – Nome científico, família e grupo sucessional (P – Pioneira, I – Secundária inicial e S – Secundária) das espécies utilizadas nos reflorestamentos realizados na margem paranaense do Reservatório de Capivara	91

INTRODUÇÃO GERAL

Dentre as Florestas Tropicais a Mata Atlântica é um dos 25 hotspots de biodiversidade reconhecidos no mundo, áreas que perderam pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original (Galindo-Leal & Câmara 2005). No Brasil, distribuída ao longo da costa atlântica, ocupava cerca de 15% do território brasileiro (INPE 2008), área onde vive atualmente 67% da população brasileira (IBGE 2007). Hoje, o bioma está reduzido a 7,26% de sua área original (INPE 2008).

Nas Florestas Tropicais, os distúrbios antrópicos geralmente são de maior escala, intensidade e frequência do que os distúrbios naturais sob os quais essas evoluíram, e a recuperação do ecossistema torna-se muito lenta e incerta (Uhl et al. 1990). Os ecossistemas reagem e ajustam sua dinâmica a um regime de distúrbios característicos, que podem ser descritos pela sua escala (tamanho da área afetada), duração (tempo de permanência do distúrbio) e frequência (número médio de eventos por unidade de tempo), além do parâmetro intensidade ou magnitude (Kageyama 2003).

Como efeito da ação humana sobre estas florestas, temos um aumento crescente no total de áreas degradadas e, conseqüentemente, paisagens fragmentadas, com baixa conectividade entre os fragmentos florestais remanescentes, biodiversidade reduzida e risco de extinção local de espécies (Parrotta et al. 1997; Kageyama 2003; Rodrigues & Gandolfi 2004).

A regeneração florestal após um distúrbio natural ocorre por meio da contribuição das árvores remanescentes via produção de sementes (presentes no banco ou dispersas após um evento), pela rebrota, ou ainda pelo recrutamento das plântulas que permaneceram após a perturbação (Garwood 1989). Contudo, a restauração de áreas degradadas pelo processo natural de sucessão secundária pode ser dificultado em regiões que apresentam fragmentação florestal intensa, culminando maior dependência de uma série de fatores, tais como:

- Proximidade de outras florestas em estágio sucessional mais avançado (que podem ser fonte de propágulos);
- Existência de animais capazes de transportar as sementes;

- Existência de plantas que ofereçam recursos, como flores e frutos, durante todo o ano, colaborando para manter populações de animais polinizadores e dispersores.

Portanto, apenas atividades organizadas de restauração poderiam mitigar estes problemas, com o plantio de mudas e outras técnicas associadas (Cavalheiro et al. 2002) ao acelerar o processo de regeneração, permitir os processos de sucessão ecológica e evitar a perda de biodiversidade (Parrotta et al. 1997).

Segundo “Os Princípios da SER na Ecologia de Restauração”, publicados pela “Society for Ecological Restoration - SER” em 2004, a restauração ecológica é o processo que ajuda na recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado, danificado ou destruído. É uma atividade intencional, que inicia ou acelera a recuperação do ecossistema, garantindo sua saúde, integridade e sustentabilidade, e descreve ações a serem tomadas para o desenvolvimento e manejo de projetos de restauração ecológica.

Segundo Parrotta et al. (1997), o objetivo fundamental da restauração ecológica é promover uma nova dinâmica na sucessão ecológica, onde a área impactada é considerada o ponto de partida para o restabelecimento de novas espécies. Durante os processos de sucessão, a composição em espécies da comunidade muda, bem como a disponibilidade de luz, temperatura, umidade no solo e nutrientes (Parrotta et al. 1997; Reis et al. 1999; Engel & Parrotta 2003). Consequentemente, as sementes que necessitam de umidade e sombra germinam e cria-se um banco de plântulas, que aguardam ali novas oportunidades para se desenvolver (Parrotta et al. 1997).

Comunidades implantadas caracterizam-se pela baixa densidade de árvores, menor área basal, baixa estatura (Aide 1996) e elevada produção da biomassa da parte aérea (Brown & Lugo 1990), criando condições abióticas pouco propícias à germinação e ao estabelecimento de espécies vegetais características do interior da floresta (Gandolfi 2003; Alves & Metzger 2006).

Não se pode afirmar que reflorestamentos conseguirão efetivamente constituir um novo ecossistema capaz de se regenerar e abrigar a fauna do mesmo modo que as florestas naturais. Um dos mecanismos mais importantes que dificultam a regeneração florestal é a limitação do recrutamento nas fases iniciais do ciclo de vida das plantas (Rossi et al. 2007). De acordo com Clark et al. (1999) existem duas vertentes relativas ao papel do recrutamento na dinâmica florestal:

- A primeira é relativa às populações, que possuem recrutamento limitado, com baixa e/ou incerta produção de sementes ou estabelecimento de plântulas. A falta e a distância de fontes de propágulos, combinada com a dispersão restrita (predação e falta de dispersores) tem impactos permanentes na dinâmica das populações.
- A segunda atribui um papel mais limitado à dinâmica da floresta, com o foco voltado para a distribuição e a qualidade dos micro-ambientes (microclima e estrutura florestal).

Segundo Engel & Parrotta (2003), muitas são as barreiras que impedem a regeneração natural da vegetação nativa em floretas restauradas, como:

- Ausência ou baixa disponibilidade de propágulos (Clark 1999), seja por carência do banco de sementes do solo (Martins & Engel 2007), por dificuldades tanto na dispersão (Wenny 2000) quanto no estabelecimento de contato da semente com o solo pela alta biomassa de gramíneas (Nepstad et al. 1996; Riguchi 2003).
- Falhas no recrutamento de plântulas e jovens, predação de sementes (Janzen 1971), herbivoria de plântulas em áreas abertas (Fenner 1987), patógenos (Augsburger & Kelly 1984), ausência de um ambiente propício ao estabelecimento de mudas (microclima desfavorável, com excesso de luz, aquecimento e ressecamento do solo, baixa umidade relativa do ar, deficiência de nutrientes e matéria orgânica no solo, compactação), competição com gramíneas (Nepstad et al. 1996; Medina 1998; Gandolfi 2003; Riguchi 2003).
- Falhas no estabelecimento de relações essenciais para obtenção da integridade, como a ausência de simbiontes (micorrizas e rizobactérias), dispersores e polinizadores.
- Fatores de estresse como a presença de fogo, pastoreio e exploração das áreas em regeneração.

Vários trabalhos têm demonstrado que as plantações florestais podem quebrar algumas barreiras, iniciar a sucessão secundária e facilitar a regeneração natural da vegetação nativa (e. g., Moraes 2003; Silveira & Durigan 2004; Durigan et al. 2004;

Cavalheiro et al. 2002), via mudanças microclimáticas, favorecendo a germinação e estabelecimento de plântulas, o crescimento das mudas, desenvolvimento de uma camada de serapilheira e húmus, que melhora a fertilidade do solo, favorece o estabelecimento inicial, o crescimento futuro e, conseqüentemente, o aumento da complexidade estrutural do habitat (Engel & Parrotta 2003).

Segundo SER (2004), o ambiente físico ou ambiente abiótico que sustenta a biota de um ecossistema inclui solo ou substrato, meio atmosférico, hidrologia, clima e relevo. A cobertura de dossel é o maior determinante do “micro-habitat” interno da floresta, atuando no crescimento e na sobrevivência de plântulas, determinando a composição florística da comunidade, afetando processos de oxidação da matéria orgânica e controlando processos erosivos (Jennings et al. 1999; Gandolfi 2003; Melo et al. 2007).

O microclima de uma floresta é caracterizado principalmente pela modificação da luz que penetra através do dossel (Gandolfi 2003). A cobertura promovida pelo dossel controla a quantidade, qualidade e distribuição temporal e espacial da luz, determinando níveis diferenciados de umidade do ar, temperatura e de umidade do solo (Jennings et al. 1999), além de promover a interceptação das chuvas, reduzindo o impacto direto sobre o solo (Melo et al. 2007).

O banco de sementes em florestas tropicais está envolvido em, pelo menos, quatro níveis dos processos de regeneração; a colonização e o estabelecimento de populações, a manutenção da diversidade de espécies, o estabelecimento de grupos ecológicos e a restauração da riqueza de espécies durante a regeneração da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (Garwood 1989).

A fonte de sementes do banco é a chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, após as sementes serem dispersas por distintos processos de dispersão (anemocoria, endozoocoria, epizoocoria, hidrocoria e autocoria) (Reis et al. 1999; Reis et al. 2003; Almeida-Cortez 2004). A dispersão de sementes representa uma importante fase do ciclo reprodutivo das plantas. Aumenta as chances de sobrevivência de sementes e plântulas tanto por evitar condições frequentemente desfavoráveis encontradas próximas à planta-mãe como pela elevada competição entre plântulas e ataque de patógenos e predadores (Janzen 1971), ou aumentar as chances de recrutamento em locais propícios para o estabelecimento (Janzen 1970).

O sucesso de um banco de sementes depende da densidade de sementes prontas para germinar quando a reposição de uma planta é necessária (Augspurger & Kitajima 1992; Reis et al. 1999). Entretanto, as sementes germinam quando as condições são

favoráveis. A primeira exigência à germinação é a disponibilidade de água, seguida da restrição a determinada faixa de temperatura e luminosidade (Castro et al. 2004).

Um dos efeitos decorrentes da fragmentação de ambientes naturais é a alteração na composição da fauna ao longo do tempo. Se por um lado espécies são perdidas, outras colonizam o fragmento e passam a fazer parte de sua biota. Portanto, modificações na composição da fauna podem levar a alterações na interação entre as populações (Jordano 2006). Por exemplo, uma alta densidade de predadores de sementes pode reduzir o recrutamento de plântulas e modificar a estrutura da comunidade (Louda et al. 1990).

Segundo Fenner (1987) e Melo et al. (2004), uma plântula é um indivíduo desenvolvido a partir de uma semente, e será considerado como tal enquanto depender de sua reserva. Dentro do ciclo de vida das plantas com sementes, o recrutamento, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas são eventos cruciais para o crescimento e/ou manutenção das populações (Melo et al. 2004).

Dentre as causas de mortalidade de sementes destacam-se o ataque por parasitas, como fungos, e a predação. Esta última causa é dividida em predação pré-dispersão e pós-dispersão. A predação de sementes é um processo de interação interespecífica importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (Janzen 1971).

A ausência da dispersão e altas taxas de predação limitam a disponibilidade de sementes (Holl & Lullow 1997) e, conseqüentemente, a eficiência e a velocidade da sucessão secundária.

Neste contexto, é importante identificar as barreiras ecológicas que impedem ou dificultam a regeneração natural e diminuem a resiliência de plantações florestais (Parrotta et al. 1997; Engel & Parrotta 2003), para que se faça uso desse conhecimento na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata & Ostertag 2001; Engel & Parrotta 2003; Rodrigues & Gandolfi 2004).

Este trabalho traz resultados de investigações sobre as limitações nos processos pós-dispersão. Para tanto, foram implantados experimentos introduzindo sementes e plântulas de espécies nativas em reflorestamentos, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. Além das informações sobre o desempenho dos propágulos, foram avaliados a fertilidade do solo, a cobertura florestal e o microclima.

BIBLIOGRAFIA

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, M. Rosário, e H. Marcano. 1996. Forest Recovery in abandoned cattle pastures along an elevation gradient in northeastern. Porto Rico. *Biotrópica* **8**:537-548.
- Almeida-Cortez, J. S. 2004. Dispersão e banco de sementes. Páginas 225-235 em A. G. Ferreira, e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Alves, L. F., e J. P. Metzger. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotrópica* **6**(2):1-26.
- Augspurger, C. K., e C. K. Kelly. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedling: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia* **61**:211-217.
- Augspurger, C. K., e K. Kitajima. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology* **73**(4):1270-1284.
- Brown, S. E., e A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* **6**:1-32.
- Castro, R. D., K. J. Bradford, e H. W. M Hilhorst. 2004. Germinação. Páginas 147-161 em Ferreira, A. G., e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Cavalheiro, A. L., J. M. D. Torezan, e L. Fadelli. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Páginas: 213-224 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, PR.
- Clark, J. S., B. Beckage, P. Camill, B. Cleveland, J. H. R. Lambers, J. Lichter, J. Mclachlan, J. Mohan, e P. Wyckoff. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* **86**(1):1-16.
- Durigan, G., A. C. G. Melo, W. A. Contieri, e H. Nakata. 2004. Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. Páginas: 349-362 em O V. Boas, e G. Durigan, editores. *Pesquisa em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo, SP.
- Engel, V. L., e J. A. Parrotta. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Páginas 1-26 em P. Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel, e F.B. Gandara, editores. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF, Botucatu, SP.
- Fenner, M. 1987. Seedlings. *The New Phytologist* **106**:35-47.
- Galindo-Leal, C., e I. G. Câmara. 2005. Status do hotspots Mata Atlântica: uma síntese. Páginas: 3-11 em C. Galindo-Leal, e I. G. Câmara, editores. *Mata atlântica: Biodiversidade*,

Ameaças e Perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica - Belo Horizonte: Conservação Internacional, São Paulo.

Gandolfi, S. 2003. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis conseqüências. Páginas: 305-311 em V. Claudino-Sales, editor. *Ecosistemas brasileiros: Manejo e conservação*. Expressão gráfica editora, Fortaleza, CE.

Garwood, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: A Review. Páginas: 149-209 em M. A. Leck,; T. V. Parker, e R. L. Simpson, editores. *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, New York.

Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185-206.

Holl, K. D., e M. E. Lullow. 1997. Effects of species, habitat, and distance for edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. *Biotrópica* **29**:459-468.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. Censo Populacional 2005. IBGE. Rio de Janeiro, RJ.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2000-2005. INPE, São Paulo, SP.

Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* **104**:501-528.

Janzen, D. H. 1971. Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology and Systematic* **2**:465-492.

Jennings, S. B., N. D. Brown, e D. Sheil. 1999. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* **72**(1):59-73.

Jordano, P., M. Galetti, M. A. Pizo, e W. R. Silva. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. Páginas: 411-436 em C. F. F. Duarte, C. F. Duarte, H. G. Bergallo, M. A. Dos Santos, e A. E. Va, editores. *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo, SP.

Kageyama, P., F. B. Gandara, e R. E. Oliveira. 2003. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. Páginas: 27-48 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, e F. B. Gandara, editores. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF, Botucatu, SP.

Louda, S. M., M. A. Potvin, e S. K. Collinge. 1990. Predispersal seed predation, postdispersal seed predation and competition in the recruitment of seedlings of a native thistle in sandhills prairie. *American Midland Naturalist* **124**(1):105-113.

Martins, A. M., e V. L. Engel. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering* **31**:165-174.

Medina, E. 1998. Seedling establishment and endurance in tropical forest: ecophysiology of stress during early stages of growth. *Oecologia Brasiliensis* **4**:23-43.

- Melo, A. C. G., D. L. C. Miranda, e G. Durigan. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore* **31**(2):321-328.
- Melo, F. P. L., A. V. A. Neto, E. A. Simabukuro, e M. Tabarelli. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. Páginas: 237-250 em A. G. Ferreira, e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Moraes, L. F. D. 2003. Restauração ecológica em unidades de conservação. Páginas: 295-305 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, e F. B. Gandara, editores. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF, Botucatu, SP.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, e J. M. C. Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* **76**:25-39.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, e N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* **99**:1-7.
- Reis, A., F. C. Bechara, M. B. Espindola, M. K. Vieira, e L. L. Souza. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza e Conservação* **1**(1):28-36.
- Reis, A., R. M. Zambonin, e E. M. Nakazono. 1999. Recuperação de áreas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Reserva da Biosfera, São Paulo*.
- Riguchi, P. 2003. Dinâmica da regeneração natural da vegetação arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana secundária em Viçosa, MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, MG.
- Rodrigues, R., e S. Gandolfi. 2004. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. Páginas 235-247 em R. Rodrigues, e H. F. Leitão-Filho, editores. *Mata ciliares: Conservação e Restauração*, São Paulo, SP.
- Rossi, L. M. B., H. S. Koehler, J. E. Arce, e C. R. Sanquetta. 2007. Modelagem de recrutamento em florestas. *Floresta* **37**(3):453-467.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. 2004. The SER primer in ecological restoration (Version 2). URL <http://www.ser.org> [acessado em 15 de Julho de 2008].
- Silveira, E. R., e G. Durigan. 2004. Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. Páginas 325-347 em O. V. Boas, e G. Durigan, editores. *Pesquisa em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo, SP.
- Uhl, C., D. Nepstad, R. Buschbacher, K. Clark, B. Kauffman, e S. Subler. 1990. Studies of ecosystem response to natural and anthropogenic disturbances provide guidelines for designing sustainable land-use systems in Amazonia. Páginas: 24-42 em A. Anderson, editor. *Alternatives to deforestations: steps toward sustainable use of the Amazon rain forests*. Columbia University Press, New York.

Wenny, D. G. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of neotropical montane tree. *Ecological Monographs* **70**(2):331-351.

CAPÍTULO I

REMOÇÃO DE SEMENTES DE SEIS ESPÉCIES ARBÓREAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

Artigo a ser submetido à revista *Restoration Ecology*

REMOÇÃO DE SEMENTES DE SEIS ESPÉCIES ARBÓREAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Remoção de sementes de seis espécies arbóreas em um reflorestamento de 6,5 anos no norte do Paraná, Brasil**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Resumo

Em reflorestamentos a remoção de sementes pode consistir limitação importante para o estabelecimento de plântulas e conseqüentemente para a continuidade. O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção de sementes em um reflorestamento. Foram introduzidas sementes de seis espécies nativas arbóreas em um reflorestamento, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. Ao observar o conjunto das espécies, constatou-se que a remoção de sementes foi maior no fragmento florestal (56%) do que no reflorestamento (16%). As espécies *Ocotea silvestris* e *Eugenia florida* apresentaram diferenças significativas na remoção de sementes entre os ambientes, mostrando-se maior no fragmento florestal (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$). No fragmento florestal, quatro das seis espécies estudadas apresentaram mais de 65% de suas sementes removidas. No reflorestamento a remoção de sementes de nenhuma das espécies ultrapassou 40%, sendo que duas espécies apresentaram menos de 5% de remoção. A quantidade de sementes danificadas não apresentou diferenças entre os ambientes (3,6 % no fragmento florestal e 7,6 % no reflorestamento). A remoção de sementes pós-dispersão não é uma barreira ao estabelecimento de recrutas de espécies arbóreas no reflorestamento, o que leva a suspeitar que, em reflorestamentos nessa idade, a germinação de sementes ou as condições para o estabelecimento (especialmente microclima) podem ser limitantes à regeneração do subosque.

Palavras-chave: Remoção de sementes. Predação. Regeneração. Reflorestamento. Floresta Estacional Semidecidual.

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Seed removal of six tree species in a reforestation of 6,5 years in the north of Paraná, Brazil**. 2009. 90 f. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences – Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Abstract

In reforestations, seed removal may consist in a major limitation for the establishment of seedlings and consequently for the continuity of successional process. The aim of this study was to evaluate the removal of seeds of six species of native trees in a reforestation, using as control a forest fragment adjacent. Overall seed removal was higher in the forest fragment (56%) than in restoration area (16%). *Ocotea silvestris* and *Eugenia florida* showed significant differences in seed removal between environments, being higher in the forest fragment (Mann-Whitney U test, $p < 0.05$). In the forest fragment, four of the six species showed more than 65% of seeds removed. In the reforestation removal of any species exceed

40%, and two species had less than 5% removal. The amount of damaged seeds did not differ between environments (3.6% in the forest fragment and 7.6% in reforestation). Our results suggests that postdispersal seed removal is not a barrier to the establishment of recruits of tree species in the studied 6,5-year old reforestation, which points to seed germination or the conditions for the seedling recruitment (especially microclimate) as limiting factors to the establishment of further species in the reforestation.

Keywords: Seed removal. Seed predation. Regeneration. Reforestation. Semideciduous Forest.

1 INTRODUÇÃO

A implantação da comunidade arbórea, nos primeiros anos de plantio, pode facilitar a sucessão florestal em áreas degradadas, através de modificações no microclima, nas condições de solo e aumento na complexidade estrutural (Parrotta et al. 1997; Engel & Parrotta 2003), favorecendo a germinação, o estabelecimento de plântulas e o crescimento das mudas (Guariguata & Ostertag 2001).

No entanto, muitas são as barreiras que impedem a regeneração natural da vegetação nativa em comunidades em sucessão, como: a ausência ou baixa disponibilidade de propágulos (Aide & Cavalier 1994; Barbosa & Pizo 2006), predação de sementes (Janzen 1971; Louda et al. 1990; Holl & Lullow 1997), dificuldades na germinação, falhas no recrutamento de plântulas e jovens (Aide & Cavalier 1994; Medina 1998), herbivoria de plântulas (Fenner 1987; Nepstad et al. 1996), ataque de patógenos (Augspurger & Kelly 1984), microclima desfavorável, com excesso de luz (Brown 1993; Gandolfi 2003), elevada temperatura do ar, aquecimento e ressecamento do solo, pouca umidade relativa do ar (Nepstad et al. 1996), deficiência de nutrientes, serapilheira e matéria orgânica no solo (Hooper et al. 2005), compactação, fogo, competição com gramíneas (Louda et al. 1990; Aide & Cavalier 1994, Hooper et al. 2005) ausência de simbiontes (micorrizas e rizobactérias) (Zangaro et al. 2003), dispersores (Tabarelli & Peres 2001) e polinizadores.

A produção e dispersão de sementes são processos importantes para a dinâmica populacional das plantas (Harms et al. 2000). A dispersão de sementes é o processo pelo qual as sementes são removidas das imediações da planta-mãe para distâncias “seguras”, onde a predação e/ou competição são mais baixas, é um evento chave dentro do ciclo de vida da maioria das plantas, especialmente em ambientes tropicais (Janzen 1970; Janzen 1971), uma vez que nos trópicos grande parte das sementes são consumidas por predadores (Howe & Smallwood 1982).

Garwood (1989) considera que o período de tempo que as sementes permanecem no solo é determinado pelas propriedades fisiológicas da semente, pelas condições ambientais e pela presença de agentes predadores e/ou patógenos no ambiente. Adicionalmente, a quantidade de serapilheira pode influenciar a vulnerabilidade das sementes à predação, uma camada de serapilheira espessa pode aumentar a germinação e a sobrevivência das sementes por diminuir a variação de fatores como a umidade e temperatura do solo e por reduzir a possibilidade das sementes serem encontradas pelos predadores (Cintra 1997).

Embora a remoção de sementes, quando investigado o seu destino após a dispersão, possa ser considerada eventualmente dispersão secundária (Vander-Wall et al. 2005) e que nem toda predação é necessariamente letal para o indivíduo (Vallejo-Marín et al. 2006), a predação de sementes é um processo de interação interespecífica importante na regulação da composição e estrutura de comunidades vegetais (Janzen 1971; Holl & Lulow 1997; Almeida-Cortez 2004) e pode ser responsável por grande parte da mortalidade de sementes em algumas espécies (Louda et al. 1990; Wenny 2000; Jones et al. 2008), afetando, por fim, as taxas de germinação e o estabelecimento das plântulas (Molofsky & Fisher 1993; Wenny 2000; Pizo 2003; Melo et al. 2004; Jones et al. 2008).

Em ambientes sucessionais, com limitada chuva de sementes, a escassez de alimento pode aumentar a pressão sobre os propágulos existentes, resultando em mortalidade proporcionalmente maior em relação a florestas maduras (Dirzo & Miranda 1990). Em sítios sob restauração ecológica, a predação de sementes pode consistir em limitação importante para o estabelecimento de plântulas e, conseqüentemente, para a continuidade do processo sucessional (Parrotta et al. 1997; Nepstad et al. 1996; Wijdeven & Kuzee 2000).

Vários trabalhos demonstram que taxas de predação de sementes podem ser modificadas quando florestas são alteradas ou convertidas em pastagens ou lavouras (Aide & Cavalier 1994; Nepstad et al. 1996; Wijdeven & Kuzee 2000; Baldissera & Ganade 2005). Adicionalmente, alguns predadores potenciais de sementes que são característicos de áreas desmatadas podem invadir bordas florestais e plantações florestais (Olifiers et al. 2005). Ademais, a predação de sementes por invertebrados, principalmente formigas, pode ser responsável pela redução de sementes disponíveis para regeneração nos ambientes tropicais (Nepstad et al. 1996; Bartimachi et al. 2008)

Neste contexto, a predação de sementes pode atuar como uma barreira ecológica, limitando e/ou impedindo a germinação, e conseqüentemente a regeneração natural em reflorestamentos. Logo, se torna de grande importância o monitoramento das comunidades

que se formam em áreas restauradas, para que se faça uso desse conhecimento no refinamento de estratégias em conservação, manejo e restauração de florestas tropicais (Guariguata & Ostertag 2001; Engel & Parrotta 2003).

Este estudo traz resultados sobre predação de sementes pós-dispersão, inferida por meio da remoção de sementes, como um processo que pode interferir na regeneração natural em reflorestamentos. Para tanto foram implantados experimentos introduzindo sementes de espécies nativas em um reflorestamento, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. Considerando que o reflorestamento se encontra em estágio sucessional diferente do fragmento florestal adjacente, foi levantada a seguinte hipótese: a predação de sementes no reflorestamento é maior do que no fragmento.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na região norte do estado do Paraná, Sul do Brasil, margem do rio Tibagi, município de Rancho Alegre (Figura 1).

O experimento foi realizado em uma área de reflorestamento que em agosto de 2008 apresentava seis anos e meio de idade e área de 11,8 ha, adjacente a um fragmento florestal (com área 107,8 ha). O fragmento florestal é um remanescente de floresta estacional semidecidual sub-montana circundado por matriz predominantemente agrícola (Anexo A). Em parte da área do fragmento ocorreu extração seletiva de madeira, observando-se aumento da frequência de clareiras e predomínio de cipós.

O solo é do tipo latossolo roxo eutrófico, originado em derrames de basalto, com alta fertilidade (Stipp 2002) e predominantemente utilizado na produção de grãos.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa subtropical úmido, com verões quentes e úmidos, geadas poucos frequentes e tendência à concentração de chuvas nos meses de verão, entretanto sem que haja estação de seca definida. A temperatura média no mês mais quente é de aproximadamente 23,8 °C e no mês mais frio 16,8 °C com precipitação em torno de 201,4 mm em janeiro e 56,5 mm em julho (Maack 2002).

O reflorestamento foi implantado segundo Cavalheiro et al. (2002), com alta densidade de mudas pioneiras e secundárias iniciais a fim de proporcionar rápido sombreamento e controle de gramíneas invasoras. O plantio foi mecanizado, com espaçamento 2 x 3 m, sem adubação e com mudas de 40 espécies arbóreas nativas da região (

Anexo C) com capina manual em uma faixa de 1,0 m de largura na linha de plantio e roçadas mecanizada nas entrelinhas mantidas até o segundo ano.

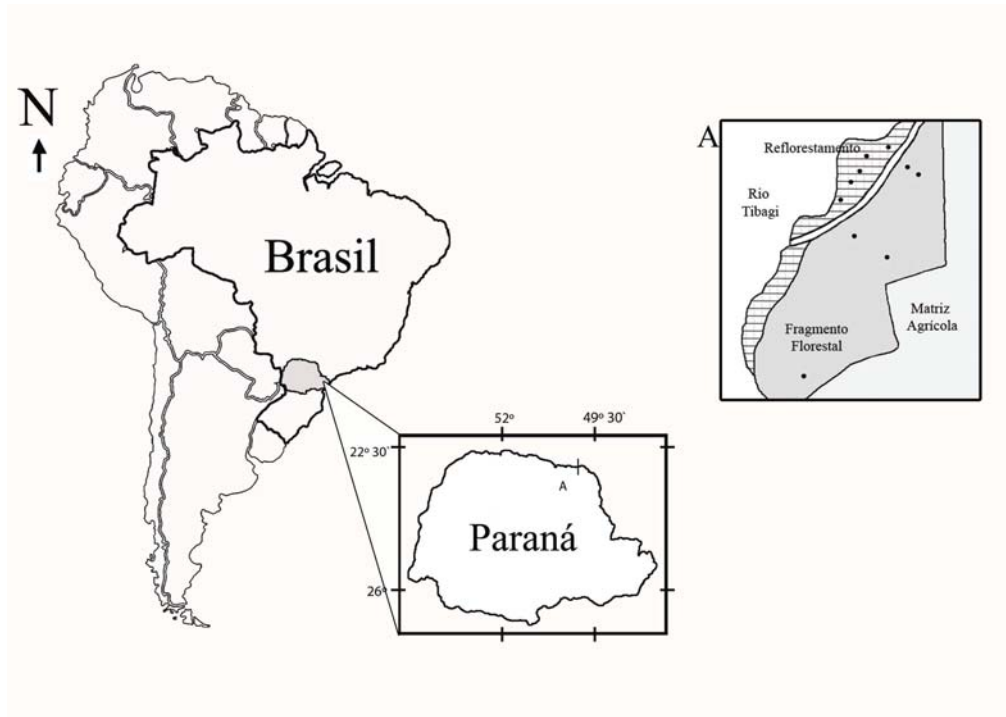


Figura 1 – Localização da área de estudo ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre. Na figura o local de tonalidade cinza escuro representa o fragmento florestal (107,8 ha) e o local com listras, o reflorestamento (11,8 ha). As pontuações enegrecidas em A indicam os pontos estudados nos ambientes.

2.2 COLETA DE DADOS

No experimento foram utilizadas sementes de seis espécies arbóreas, nativas da região, zoocóricas (exceto *Poecilanthe parviflora*, anemocórica), sendo cinco espécies tardias e uma de início de sucessão (Tabela 1), selecionadas com base na disponibilidade de sementes e na sua importância ecológica. Com exceção de *Cyatharexylum mirianthum*, estas espécies não foram empregadas no reflorestamento, mas estão presentes em maior ou menor densidade na flora regional e, possivelmente, no fragmento florestal. Para cada espécie foram utilizadas 500 sementes, distribuídas em parcelas de 50 sementes, cinco no reflorestamento e cinco no fragmento florestal adjacente. As parcelas possuíam 50 cm², delimitadas por estacas de bambu, sendo que no fragmento florestal estavam situadas a distâncias mínimas da borda de 150 m. As sementes eram depositadas no local demarcado em meio à serapilheira.

O experimento foi acompanhado por dois meses (início em 12/08/2008 e término em 08/10/2008), com visitas quinzenais. As parcelas eram vasculhadas retirando-se

as sementes e a serapilheira com auxílio de uma bandeja plástica e as sementes intactas e as danificadas eram contadas, e todo o material (serapilheira e sementes) era devolvido ao solo da parcela. Considerou-se removida a semente não encontrada na parcela. Quando possível registrava-se a forma do dano (e. g., quando as sementes ou partes dessas eram carregadas por formigas, furos nas sementes por insetos brocadores ou sementes roídas sugerindo predação por pequenos roedores).

As sementes foram coletadas e preparadas pela equipe do viveiro do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Após a coleta foram completamente removidas as estruturas carnosas por meio de lavagem em água corrente e posterior secagem à sombra, exceto em *P. parviflora*, que passou apenas por secagem.

Tabela 1 – Nome científico, família botânica, e nome popular das espécies nativas arbóreas utilizadas no experimento de remoção de sementes, no norte do Paraná, Brasil.

Nome científico	Família botânica	Nome popular
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Loganiaceae	anzol-de-lontra
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	Lauraceae	canela
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Fabaceae-Papilionoideae	coração-de-negro
<i>Copaifera langsdorffi</i> Desf.	Fabaceae-Caesalpinoideae	copaíba
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	guamirim
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	pau-viola/tamanqueira

2.3 ANÁLISE DE DADOS

A remoção de sementes nas áreas de fragmento florestal e reflorestamento foi comparada utilizando análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) quando os dados apresentassem homogeneidade de variâncias (verificada com o teste de Levene) e distribuição normal (verificada pelo teste Kolmogorov-Smirnov, $\alpha = 0,05$). Para os dados que não apresentaram homogeneidade de variâncias e distribuição normal, foram feitos testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney U test ($\alpha = 0,05$). Os dados de remoção de sementes foram transformados em arco seno da raiz para realização dos testes de normalidade e homogeneidade, quando não normais e homogêneos foram utilizados nas análises a proporção dos dados.

3 RESULTADOS

A remoção de sementes das seis espécies estudadas foi maior no fragmento florestal (56%) do que no reflorestamento (16%) pelo teste de Kruskal-Wallis H (1, N = 60) = 18,03, $p < 0,0001$. A remoção de sementes das espécies *Ocotea silvestris* e *Eugenia florida* apresentaram diferenças significativas entre os ambientes de reflorestamento e fragmento florestal (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 2). No entanto, as sementes de *O. silvestris* restantes no reflorestamento aparentavam estar inviáveis, apresentando-se desidratadas (Obs. pessoal).

No fragmento florestal, quatro das seis espécies estudadas apresentaram mais de 65% de suas sementes removidas. Dessas, a remoção das sementes das espécies *O. silvestris*, com 96%, *Poecilanthe parviflora*, com 82% e *E. florida*, com 69% de remoção, mostraram-se superiores à remoção das sementes de *Strychnos brasiliensis*, com 8%, e *Cytherexylum myrianthum*, com 12% (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 2). No reflorestamento a remoção de sementes de *P. parviflora*, com 38,8%, foi maior que de *S. brasiliensis*, com 4%, e *O. silvestris*, com 1,2% (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 2).

A quantidade de sementes danificadas não apresentou diferenças entre os ambientes (3,6 % no fragmento florestal e 7,6 % no reflorestamento) (Kruskal-Wallis H (1, N = 60) = 1,85, $p < 0,0001$). No entanto, ao observar *O. silvestris* e *Copaifera langsdorffi* notou-se maior número de sementes danificadas no reflorestamento do que no fragmento florestal (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 2).

As taxas de remoção de sementes apresentaram valores decrescentes ao longo do tempo (Tabela 3), mostrando-se mais intensas nos primeiros 15 dias de monitoramento e mais altas no fragmento florestal, com 41,66% de remoção, do que no reflorestamento, com 8,73% (Kruskal-Wallis H (1, N = 60) = 21,79, $p < 0,0001$. No período de 15 dias, as espécies *O. silvestris* e *C. langsdorffi* apresentaram, no fragmento florestal, maiores taxas de remoção de sementes, com 81,2% e 59,6% das sementes removidas, contra 1,2% e 2,4% do reflorestamento, respectivamente (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

A exclusão de uma parcela do reflorestamento situada nas imediações de um formigueiro (*Atta* sp) não afetou a porcentagem global de remoção de sementes, que continuou maior no fragmento florestal do que no reflorestamento (56,4% contra 6,6% respectivamente) (Kruskal-Wallis H (1, N = 48) = 19,20, $p = 0,0001$). No entanto, elevou de duas para quatro espécies apresentando diferenças na remoção de sementes entre os ambientes, como: *O. silvestris*, *P. parviflora*, *C. langsdorffi* e *E. florida*, com 95,5%, 80%, 68,5% e 74% de remoção no fragmento, contra 1,5%, 23,5%, 1,5% e 5,5% no reflorestamento no final do experimento (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

Observações dos padrões em campo sugeriram que a remoção e os danos causados às sementes ocorreram principalmente por insetos brocadores e formigas cortadeiras (*Atta* sp) no reflorestamento. Também foi observado o apodrecimento de algumas sementes de *P. parviflora*, causado por fungos, no fragmento florestal. Dado que o eventual apodrecimento poderia ter ocorrido sem detecção, as sementes com este tipo de dano foram devolvidas à parcela e, desta forma, os dados de remoção para esta espécie incluem uma proporção desconhecida de apodrecimento.

Tabela 2 – Proporção de sementes removidas e danificadas por espécie em dois ambientes, um reflorestamento e um fragmento florestal adjacente no Paraná, Brasil. Quando n=4 indica que as análises foram realizadas perante a exclusão de uma parcela do reflorestamento situada nas imediações de um formigueiro. Os números com * indicam as espécies que apresentaram diferenças entre os ambientes pelo teste de Mann-Whitney, $p < 0,05$.

Espécie	Remoção				Danos			
	<i>U</i> (n=5)	<i>p</i>	<i>U</i> (n=4)	<i>p</i>	<i>U</i> (n=5)	<i>p</i>	<i>U</i> (n=4)	<i>p</i>
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	7.00	0.2506	5.50	0.4705	5.50	0.1437	5.00	0.3865
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	0.00	0.0090*	0.00	0.0209*	2.50	0.0367*	2.00	0.0833
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	5.50	0.1437	1.00	0.0433*	7.00	0.2506	3.00	0.1489
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	3.50	0.0601	0.50	0.0304*	1.00	0.0163*	0.00	0.0209*
<i>Eugenia florida</i> DC.	1.50	0.0216*	0.00	0.0209*	9.00	0.4647	5.50	0.4705
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	8.50	0.4034	3.50	0.1939	12.50	1.0000	8.00	1.0000

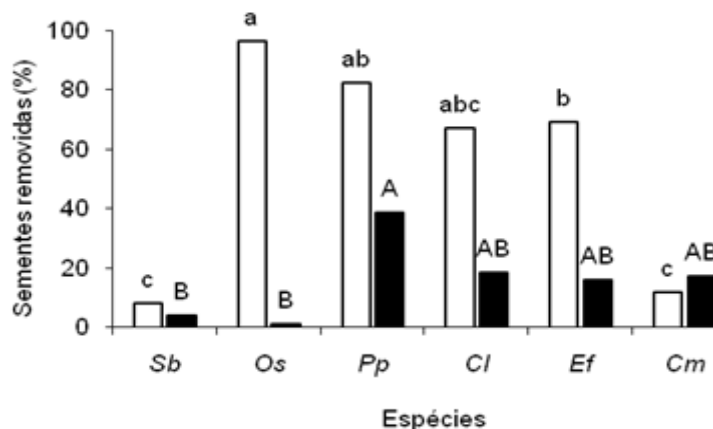


Figura 2 – Porcentagem de sementes removidas das espécies *Strychnos brasiliensis* (Sb), *Ocotea silvestris* (Os), *Poecilanthe parviflora* (Pp), *Copaifera langsdorffii* (Cl), *Eugenia florida* (Ef) e *Cytharexylum myrianthum* (Cm), em um reflorestamento e um fragmento florestal adjacentes, no norte do Paraná, Brasil. As colunas brancas representam o fragmento florestal e as enegrecidas, o reflorestamento. As letras minúsculas comparam as espécies entre si no fragmento florestal e as letras maiúsculas no reflorestamento, pelo teste de Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$.

Tabela 3 – Porcentagem de sementes removidas por espécie no período de 60 dias (início 12/08/2008) no norte do Paraná, Brasil. As letras FF e R representam o fragmento florestal e o reflorestamento, respectivamente. Os números com * indicam as espécies que apresentaram diferenças entre os ambientes pelo teste de Mann-Whitney U test, $\alpha=0,05$.

Espécie	15 dias		30 dias		45 dias		60 dias	
	FF	R	FF	R	FF	R	FF	R
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	5,6	0,4	0,8	0,4	1,2	0,0	0,4	3,2
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	81,2*	1,2	14,4	0,0	0,8*	0,0	0	0,0
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	63,6	21,2	11,2	1,6	4,4	6,8	3,2	9,2
<i>Copaifera langsdorffi</i> Desf.	59,6*	2,4	3,6	0,4	0,4*	4,8	3,6	10,8
<i>Eugenia florida</i> DC.	32,4	12,0	9,2	0,8	2,0	0,0	25,6	3,2
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	7,6	15,2	0,0	1,2	1,2	0,4	3,2	0,4

4 DISCUSSÃO

A taxa de remoção de sementes das seis espécies avaliadas foi maior no fragmento florestal do que no reflorestamento durante todo período. Alguns autores observaram que altos níveis de remoção de sementes em locais com vegetação densa são freqüentes (e. g., Holl & Lulow 1997; Wenny 2000; Pizo 2003; Baldissera & Ganade 2005; Jones et al. 2008), já que servem de abrigo para pequenos roedores (Chiarello 1999; Olifiers et al. 2005; Chiarello et al. 2008). Em áreas mais abertas, como no reflorestamento, sugere-se uma menor atividade de pequenos mamíferos, de espécies florestais, principalmente durante o dia, como ocorre nas proximidades de borda e florestas secundárias (Chiarello 1999; Olifiers et al. 2005; Chiarello et al. 2008).

Houve uma variação nas taxas de remoção de sementes entre as espécies tanto no reflorestamento como no fragmento florestal adjacente. No fragmento florestal, quatro das seis espécies estudadas apresentaram intensa remoção de sementes, que pode ser resultado da presença de diferentes tipos de predadores e/ou dispersores secundários, da ação de fungos e outros patógenos. Segundo Nepstad et al. (1996), dentre os predadores de sementes, os roedores são considerados os que causam maior impacto na comunidade vegetal nos mais diversos biomas.

Wenny (2000), em estudos na Costa Rica, apontou remoção intensa de *Ocotea endresiana* em um fragmento florestal, chegando a quase 100% nos primeiros 20 dias de observação, sendo que 50% quase exclusivamente por pequenos roedores e sem

evidências de dispersão secundária. Em estudos na Nova Guiné, em Floresta Tropical, observou-se, nas cinco espécies avaliadas, diferentes níveis de predação e germinação de sementes, sendo que em *Microcos grandiflora* e *Cerbera floribunda* os altos níveis de predação por mamíferos resultaram no insucesso na germinação (Jones et al. 2008).

Entretanto, Janzen (1971) e Vander Wall et al. (2005) sugerem que é necessário investigar o destino final das sementes, já que muitos animais, como roedores, removem e estocam para consumir posteriormente e não retornam ao local ou não consomem a semente completamente, atuando como dispersores secundários.

Tanto no reflorestamento como no fragmento florestal houve um declínio nas taxas de remoção de sementes em função do tempo, mostrando-se mais intensa nos primeiros 15 dias de monitoramento e maior no fragmento florestal, de modo que o escape à remoção pode variar tanto no tempo como no espaço, sugerindo que as espécies com capacidade de germinar rapidamente podem ter maior probabilidade de sobrevivência em ambientes em restauração. Em experimentos conduzidos na Costa Rica, Holl & Lullow (1997) avaliaram a remoção de sementes de dez espécies vegetais em floresta tropical e pastagem, constatando que de todas as sementes, 63% foram removidas em 30 dias, e dessas, 11% nas primeiras 24 horas.

Neste trabalho duas espécies tiveram quantidades significativas de sementes danificadas no reflorestamento. No entanto, não podemos afirmar que as sementes se tornaram inviáveis, já que nem todo dano causado por predadores é necessariamente letal para a semente, ocorrendo eventualmente sem ocasionar dano ao embrião. Vallejo-Marín et al. (2006) simularam a predação de sementes, com 1%, 5% e 10% de remoção de massa, e constataram que danos parciais são frequentemente não letais para algumas espécies sendo que das onze espécies estudadas de nove chegaram a germinar.

A remoção das sementes de *Ocotea silvestris* apresentou diferenças significativas entre as áreas de fragmento florestal e reflorestamento. No entanto, às que permaneceram no reflorestamento aparentavam estar inviáveis, apresentando-se desidratadas (Obs. pessoal), provavelmente resultado da sensibilidade da semente à elevada temperatura e baixa umidade atmosférica. Yu et al. (2008), ao comparar a germinação de oito espécies não-pioneiras em laboratório sob diferentes graus de desidratação, observaram que 100% das sementes de quatro espécies haviam perdido a capacidade de germinar após 48 horas de desidratação contínua a 30 °C.

Outros estudos apontam os invertebrados (formigas) como importantes predadores de sementes em florestas maduras e em ambientes em estágios iniciais de

sucessão, como: Holl & Lullow (1997) e Bartimachi et al. (2008) observaram predação de sementes por formigas do gênero *Solenopsis* e Nepstad et al. (1996) por formigas do gênero *Atta* sp.

Ao analisar o desenho experimental, há ressalvas a fazer em relação ao padrão agregado de distribuição, que pode ter mascarado a predação dependente da densidade. Um desenho amostral onde as parcelas com sementes fossem dispostas ao longo de um gradiente crescente de distância e/ou com sementes distribuídas individualmente poderia, eventualmente, resultar em taxas menores de remoção. Pizo (2003), estudando padrões de deposição e sobrevivência de sementes de *Marlierea obscura* em Floresta Atlântica Ombrófila Densa, obteve maior remoção por roedores das sementes agrupadas, com 51%, contra 36% nas isoladas.

Conclusão

As perdas de sementes por remoção, pós-dispersão, pela fauna ou apodrecimento por fungos são maiores no fragmento florestal do que no reflorestamento, de modo que não se pode atribuir a esses processos a eventual baixa densidade de plantas em regeneração sob reflorestamentos desta idade.

Bibliografia

- Aide, T. M., e J. Cavelier. 1994. Barriers to Lowland Tropical Forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* **2**(4):219-229.
- Almeida-Cortez, J. S. 2004. Dispersão e banco de sementes. Páginas 225-235 em A. G. Ferreira, e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Augsburger, C. K., e C. K. Kelly. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedling: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia* **61**:211-217.
- Baldissera, R., e G. Ganade. 2005. Predação de sementes ao longo de uma borda de floresta Ombrófila Mista e pastagem. *Acta Botânica Brasilica* **19**(1):161-165.
- Barbosa, K. C., e M. A. Pizo. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brasil. *Restoration Ecology* **14**(4):504-515.
- Bartimachi, A., J. Neves, e F. Pedroni. 2008. Predação pós-dispersão de sementes do angico *Anadenanthera falcata* (Benth.) Speg. (Leguminosae-Mimosoideae) em mata de galeria em Barra do Garças, MT. *Revista Brasileira de Botânica* **3**(2):215-225.
- Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of tropical ecology* **9**:153-168.
- Cavalheiro, A. L., J. M. D. Torezan, e L. Fadelli. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Páginas: 213-224 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, PR.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* **89**:71-82.
- Chiarello, A. G., A. C. Srbek-Araujo, H. J. Del Duque Jr., e E. R. Coelho. 2008. Ground nest predation might not be higher along edges of Neotropical forest remnants surrounded by pastures: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biodivers Conserv* **17**:3209-3221.
- Cintra, R. 1997. Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* **13**:709-725.
- Dirzo, R., e A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity: a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* **4**:444-447.
- Engel, V. L., e J. A. Parrotta. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Páginas 1-26 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, e F. B. Gandara, editores. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF, Botucatu, SP.
- Fenner, M. 1987. Seedlings. *The New Phytologist* **106**:35-47.

- Gandolfi, S. 2003. Regimes de luz em florestas estacionais semideciduais e suas possíveis conseqüências. Páginas: 305-311 em V. Claudino-Sales, editor. *Ecosistemas brasileiros: Manejo e conservação*. Expressão gráfica editora, Fortaleza, CE.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: A Review. Páginas: 149-209 em M. A. Leck,; T. V. Parker e R. L. Simpson, editores. *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, New York.
- Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185-206.
- Harms, K. E., S. J. Wright, O. Calderón, A. Hernández, e E. A. Herre. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* **404**:493-795.
- Hooper, E., P. Legendree, e R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* **42**:1165-1174.
- How, K. D., e M. E. Lulow. 1997. Effects of species, habitat, and distance for edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. *Biotropica* **29**:459-468.
- Howe, H. F. e J. Smallwood. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**:201-228.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* **104**:501-528.
- Janzen, D. H. 1971. Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* **2**:465-492.
- Jones E. R., L. M. Curran, D. D. Wright, e A. L. Mack. 2008. Differential effects of mammalian seed predators on the regeneration of five Papua New Guinean tree species and implications for sapling recruitment. *Journal of Tropical Ecology* **24**:259-267.
- Louda, S. M., M. A. Potvin, e S. K. Collinge. 1990. Predispersal Seed Predation, Postdispersal Seed Predation and Competition in the Recruitment of Seedlings of a Native Thistle in Sandhills Prairie. *American Midland Naturalist* **124**(1):105-113.
- Maack R. 2002. *Geografia Física do Paraná*. Imprensa Oficial: Curitiba, PR.
- Medina, E. 1998. Seedling establishment and endurance in tropical forest: ecophysiology of stress during early stages of growth. *Oecologia Brasiliensis* **4**:23-43.
- Melo, F. P. L., A. V. A. Neto, E. A. Simabukuro, e M. Tabarelli. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. Páginas 237-250 em A. G. Ferreira e F. Borghetti. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Molofsky, J., e B. L. Fisher. 1993. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. *Ecology* **74**(1):261-265.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, e J. M. C. Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* **76**:25-39.

- Olifiers, N., R. Gentile, e J. T. Fizon. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal Biology* **65**(3):495-501.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, e N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* **99**:1-7.
- Pizo, M. A. 2003 Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Botânica* **26**(3):371-377.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas: 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*, Edição dos editores, Londrina, PR.
- Tabarelli, M., e C. A. Peres. 2001 Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* **106**:165-176.
- Vallejo-Marín, M., C. A. Dominguez, e R. Dirzo. 2006. Simulated seed predation reveals a variety of germination responses of neotropical rain forest species. *American Journal of Botany* **93**(3):369-376.
- Vander-Wall, S., K. M. Kuhn, e M. J. Back. 2005. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology* **86**(3):801-806.
- Wenny, D. G. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of neotropical montane tree. *Ecological Monographs* **70**(2):331-351.
- Wijdeven, S. M. J., e M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* **8**(4):414-424.
- Yu, Y., J. M. Baskin, C. C. Baskin, Y. Tang, e M. Cao. 2008. Ecology of seed germination of eight non-pioneer tree species from a tropical seasonal rain forest in southwest China. *Plant Ecology* **197**:1-16.
- Zangaro, W., S. M. A. Nisizaki, J. C. B. Domingos, e E. M. Nakano. 2003. Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **19**:315-324.

CAPÍTULO II

EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS A PARTIR DE SEMENTES DEPOSITADAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

Artigo a ser submetido à Revista de Biologia Tropical

EMERGÊNCIA DE PLÂNTULAS A PARTIR DE SEMENTES DEPOSITADAS EM UM REFLORESTAMENTO DE 6,5 ANOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Emergência de plântulas a partir de sementes depositadas em um reflorestamento de 6,5 anos no norte do Paraná, Brasil**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Resumo

Entre os fatores importantes para o sucesso do processo de restauração das áreas degradadas, destacam-se aqueles que promovem o estabelecimento de florestas capazes de se perpetuarem no tempo. Este estudo teve como objetivo avaliar o papel de um reflorestamento, de 6,5 anos, adjacente a um fragmento florestal remanescente de floresta estacional semidecidual, como facilitador para a regeneração. Para tal, foram avaliadas as taxas de emergência de plântulas a partir de sementes de cinco espécies arbóreas nativas não-pioneiras. As sementes eram protegidas contra a remoção por pequenos vertebrados por telas de arame. O experimento teve início na estação chuvosa (outubro de 2007). Foi realizada a caracterização do ambiente através de avaliações da cobertura de dossel, radiação fotossinteticamente ativa, temperatura e umidade do ar. Houve 37,06% de emergência de plântulas no fragmento florestal e 12,26% no reflorestamento (ANOVA, $p < 0,05$). Os reflorestamentos, no inverno e no verão, apresentaram menor porcentagem tanto de cobertura de dossel como de umidade do ar, além de elevadas taxas de radiação fotossinteticamente ativa e maior temperatura do ar, em relação aos fragmentos de referência (ANOVA, $p < 0,05$). Os resultados sugerem dificuldades na emergência de plântulas no reflorestamento. Sugerimos que o microclima desponta como a principal explicação para as diferenças observadas na emergência entre o reflorestamento e o fragmento florestal.

Palavras-chave: Sementes. Plântulas. Microclima. Regeneração. Reflorestamento.

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Seedling emergence from seeds deposited in a reforestation of 6.5 years in the north of Paraná, Brazil**. 2009. 90 f. Dissertation (Master's degree in Biology Sciences – Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Abstract

Among the important factors for the success of the restoration of degraded areas, we highlight those who promote the establishment of forests that can perpetuate themselves in time. This study aimed to evaluate the role of a reforestation of 6.5 years, adjacent to a forest fragment remaining semi-deciduous forest, as a facilitator for regeneration. We evaluate the rates of seedling emergence from seeds of five tree species native non-pioneers. The seeds were protected from removal by small vertebrates by wire screens. The experiment began in the rainy season (October 2007). Was performed to characterize the environment by evaluating the canopy cover, photosynthetically active radiation, temperature and humidity. In forest fragment were 37.06% of seedling emergence and 12.26% in reforestation (ANOVA, $p < 0.05$). The reforestation during winter and summer, both showed a lower percentage of

canopy cover and air humidity, and high rates of photosynthetic active radiation and higher air temperature related to reference fragments (ANOVA, $p < 0,05$). The results suggest difficulties in the emergence of seedlings in reforestation. We suggest that the microclimate emerges as the main explanation for the observed differences in emergence between reforestation and forest fragmentation.

Keywords: Seed. Seedling. Microclimate. Regeneration. Reforestation.

1 INTRODUÇÃO

Na restauração de áreas degradadas é fundamental promover uma nova dinâmica de sucessão ecológica, onde a área impactada é considerada o ponto de partida para o restabelecimento de novas espécies. A sucessão é um processo complexo e concomitante, ou seja, evoluem as condições edáficas, microclimáticas e a biodiversidade (Parrotta et al. 1997).

Entre os fatores importantes para o sucesso do processo de restauração das áreas degradadas, destacam-se aqueles que promovem o estabelecimento de florestas capazes de se perpetuarem no tempo. Para isso é fundamental o aporte de sementes, determinado pela chuva de sementes de espécies encontradas no local – autóctones – ou provenientes de outros locais – alóctones (Martinez-Ramos & Soto-Castro 1993), promovendo a chamada regeneração natural, ocasionada pelo recrutamento de indivíduos de diferentes espécies. Segundo Janzen (1970) a dispersão de sementes representa uma importante fase do ciclo reprodutivo das plantas, pois aumenta as chances de sobrevivência de sementes e plântulas, tanto por evitar condições frequentemente desfavoráveis encontradas próximas à planta-mãe, como também por aumentar as chances de recrutamento em locais propícios. No entanto, a dispersão não garante o sucesso na regeneração, uma vez que é preciso que as condições sejam propícias a germinação de sementes e o estabelecimento das plântulas.

As sementes germinam quando as condições são favoráveis, desde que não apresentem nenhum tipo de dormência. A primeira exigência à germinação é a disponibilidade de água, ocorrendo em determinada temperatura (Castro et al. 2004).

Diferentes agentes abióticos e bióticos podem intervir no destino da semente e reduzir a germinação, o recrutamento de plântulas e modificar a estrutura da comunidade. Mudanças na estrutura do habitat devido à atividade humana podem alterar as condições ambientais, tal como luminosidade, umidade e quantidade de serapilheira (Guariguata & Ostertag 2001). Microclimas hostis, como em ambientes sucessionais, podem expor as

sementes a alagamentos ou dessecação. A mortalidade de sementes pode ser aumentada devido ao ataque por patógenos, como fungos, e a predação (Louda et al. 1990; Guariguata & Ostertag 2001; Janzen 1971). Por exemplo: Doust et al. (2006) observou que a dessecação foi uma importante causa de mortalidade em sementes em pastagens abandonadas.

Após transpor as barreiras à germinação, a sobrevivência e o crescimento das plântulas dependerão de diversos fatores, tais como: patógenos e herbivoria, danos mecânicos, competição, compactação do solo e estresse hídrico e microclimático (Clark et al. 1999; Harms et al. 2000; Hooper et al. 2005). Augspurger & Kelly (1984) encontraram aumento na mortalidade de mudas devido à presença de patógenos em ambientes sombreados.

Dentro desse contexto, este estudo traz resultados de investigações sobre as limitações nos processos pós-dispersão que podem interferir na regeneração natural em reflorestamentos. Para tanto foram implantados experimentos introduzindo sementes de espécies nativas não-pioneiras em um reflorestamento, utilizando como controle um fragmento florestal adjacente. Além das informações sobre o desempenho dos propágulos, foram avaliados a cobertura florestal e o microclima.

Considerando que o reflorestamento se encontra em estágio sucessional diferente do fragmento florestal adjacente, foi levantada a hipótese de que a taxa de germinação de sementes no reflorestamento será menor do que no fragmento florestal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Fazenda Congonhas, localizada próximo do Reservatório de Capivara, margem do Rio Tibagi, município de Rancho Alegre, região norte do estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 3). A fazenda possui um reflorestamento (11,8 ha, com seis anos e meio) e um fragmento florestal adjacente (107,8 ha), utilizado como referência. O fragmento florestal é um remanescente de floresta estacional semidecidual submontana, circundado por matriz predominantemente agrícola (Anexo A), que sofreu extração seletiva de madeira em parte de sua área e apresenta pontos com aumento da frequência de clareiras e superpopulação de cipós.

A região possui solo do tipo latossolo roxo eutrófico, de origem basáltica, com alta fertilidade (Stipp 2002), predominantemente utilizado para produção de grãos.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa subtropical úmido, com verões quentes e úmidos, geadas poucos frequentes e tendência à concentração de chuvas nos meses de verão, entretanto sem que haja estação de seca definida. A temperatura média no mês mais quente é de aproximadamente 23,8°C e no mês mais frio 16,8°C com precipitação em torno de 201,4 mm em janeiro e 56,5 mm em julho (Maack 2002).

O reflorestamento foi implantado segundo Cavalheiro et al. (2002), com alta densidade de mudas pioneiras e secundárias iniciais, a fim de proporcionar rápido sombreamento e controle de gramíneas. O plantio foi mecanizado, com espaçamento 2 x 3 m, sem adubação e utilizando mudas de 40 espécies arbóreas nativas da região (Anexo C). Capina manual em uma faixa de 1,0 m de largura na linha de plantio e roçada mecanizada nas entrelinhas foram mantidas até o segundo ano.

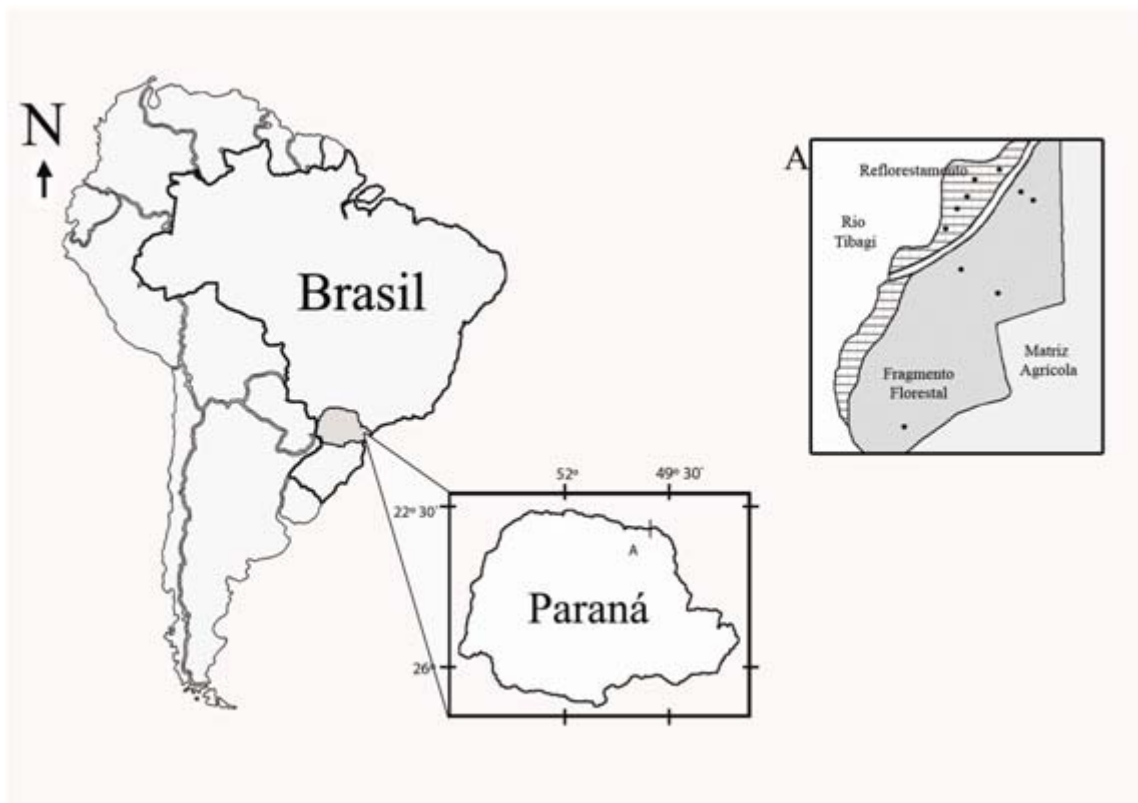


Figura 3 – Localização da área de estudo, ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre. Na figura o local de tonalidade cinza escuro representa o fragmento florestal (107,8 ha) e o local com listras, o reflorestamento (11,8 ha). As pontuações enegrecidas em A indicam os pontos estudados nos ambientes.

2.2 COLETA DE DADOS

Caracterização do Ambiente

A cobertura de dossel (CD) foi medida através de fotografias hemisféricas, com uma lente “olho de peixe” (distância focal de 8 mm). A câmera fotográfica era posicionada com a parte superior alinhada com o norte magnético, montada sobre um tripé ajustável de forma a alinhar horizontalmente. Foi produzida uma fotografia no centro de cada área experimental, a 1,0 m do solo e qualquer folhagem pendente próxima da lente era retirada. Para estimar a porcentagem de cobertura de dossel foi utilizado o software Gap Light Analyzer 2.0 – GLA.

A Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA; entre 400 e 700 nm) foi medida com um fotômetro Licor LI-250A. O sensor foi preparado com a parte sensível voltada para cima, configurado para processar uma média baseada em 15 segundos de amostragem em cada leitura. Os dados foram coletados na altura de 1,0 m acima do nível do solo, no ponto central de cada área e a céu aberto, em dias sem nuvens, entre 11:00 e 14:00 horas.

Os dados de CD e RFA foram coletados em duas épocas distintas, em fevereiro de 2008, no período de chuvas (verão) e agosto de 2008, no período de estiagem (inverno), épocas em que o dossel apresentaria maior amplitude em porcentagem de cobertura devido à característica decídua de parte das espécies que compõem o reflorestamento.

Foram obtidos registros de temperatura (°C) e umidade relativa (%) do ar, com quatro registros diários (00:00, 06:00, 12:00 e 18:00) de julho de 2007 a outubro de 2008, por meio de coletores de dados eletrônicos automáticos (EL-USB-2, RH/Temp Data Logger, Lascar Electronics), acoplados em troncos de árvores a 1,0 m de altura no centro de cada ponto e voltados para o leste. A fim de verificar diferenças entre os ambientes, optou-se trabalhar com os dados correspondentes aos meses de estiagem (julho/agosto de 2007) e de chuvas (outubro e novembro de 2007 - próximos ao início do experimento) (Figura 5) e com o horário das 18:00 horas correspondente à maior temperatura e menor umidade do ar no reflorestamento.

A umidade do solo foi avaliada a partir de 10 composições retiradas da camada superficial do solo (0 – 10 cm) em diferentes pontos no reflorestamento e no fragmento florestal em julho (estiagem) de 2008, ou seja, mais crítico para a semente. Foram

obtidos registros das precipitações nos dois meses anteriores à coleta de solo, que totalizaram 98 mm, sendo que a última chuva ocorreu 20 dias antes da coleta de solo.

Em campo as amostras foram embaladas em tubos plásticos, hermeticamente fechados e acondicionados em uma caixa de isopor. Em laboratório foram imediatamente pesadas em balança de precisão obtendo-se a massa seca a 80 °C. A porcentagem de umidade do solo foi obtida pela razão entre a diferença das massas úmida (MU) e seca (MS) e a massa úmida, multiplicado por 100.

$$\frac{(MU - MS) \times 100}{MU}$$

Emergência de plântulas

O experimento foi montado em outubro de 2007 (início da estação chuvosa), com grades de proteção contra a remoção das sementes por vertebrados de pequeno porte, de modo que foi registrada apenas a emergência de plântulas.

Foram utilizadas sementes de cinco espécies arbóreas (Tabela 4), todas nativas da região, zoocóricas, tolerantes à sombra e que apresentam crescimento lento ou moderado. Essas características foram selecionadas para coincidir com as prováveis colonizadoras do estrato inferior de um reflorestamento.

As sementes foram coletadas e preparadas pela equipe do viveiro do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Após a coleta foram completamente removidas as estruturas carnosas por meio de lavagem em água corrente e posterior secagem à sombra para se retirar o excesso da umidade, exceto *Cabralea canjerana*, cujas sementes foram removidas manualmente dos frutos.

Foram utilizadas 300 sementes de cada espécie, distribuídas em parcelas com 50 sementes em seis pontos nas áreas de reflorestamento e fragmento florestal adjacente, ou seja, três pontos por ambiente. As sementes eram depositadas no local demarcado em meio à serapilheira.

As sementes foram protegidas com uma grade fixa no solo, com o propósito de minimizar os efeitos da remoção. As grades foram confeccionadas em madeira, nas dimensões 50 x 50 cm e 10 cm de altura e uma malha de arame (2 a 3 cm de diâmetro) em um dos lados (Anexo B).

O monitoramento consistiu de visitas mensais durante sete meses, quando não foi mais registrada atividade de germinação e um censo das plântulas sobreviventes aos dez meses. As plântulas que emergiram foram contadas e marcadas com um palito de madeira, para que as plântulas germinadas e em seguida mortas não se confundissem com novos recrutas.

Tabela 4 – Nome científico, família botânica e nome popular segundo Lorenzi (1998) das espécies utilizadas no experimento de emergência de plântulas.

Nome científico	Família botânica	Nome popular
<i>Hexachlamys edulis</i> (Berg) Kaus	Myrtaceae	pêssego-do-mato
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	canjarana
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Myrtaceae	cereja/cerejeira
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Krausel	Myrtaceae	jaboticaba
<i>Eugenia pyriformis</i> Camb.	Myrtaceae	uvaia

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados bióticos (emergência de plântulas) e os dados abióticos (CD, RFA, temperatura e umidade do ar e umidade do solo) foram comparados entre os ambientes, utilizando-se análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) nos casos em que as variâncias fossem homogêneas e a distribuição fosse normal. A homogeneidade dos dados foi verificada com o teste de Levene e a normalidade pelo teste Kolmogorov-Smirnov (para ambos $\alpha = 0,05$). Para os dados que não apresentaram homogeneidade de variâncias e distribuição normal, foram feitos testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$). Os dados em forma de proporção foram convertidos em arco seno da raiz quadrada para as análises paramétricas.

3 RESULTADOS

Caracterização do Ambiente

A porcentagem de cobertura de dossel no fragmento florestal (média de 96%) foi maior do que a observada no reflorestamento (média de 86%) tanto no período chuvoso como na época de estiagem (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 4a).

No fragmento florestal não houve diferença nas porcentagens de cobertura de dossel entre as estações de verão e inverno. Em contrapartida, no reflorestamento, as

porcentagens de cobertura no verão foram significativamente maiores do que as coberturas registradas no inverno (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 4a).

A proporção da RFA que atravessa o dossel, em relação àquela medida nas áreas abertas no mesmo horário, tanto no inverno como no verão, foi menor nas áreas de fragmento florestal, com valores de 0,62% no verão e 0,44% no inverno; nos reflorestamentos os valores foram maiores, com 7,25% no verão e 9,41% no inverno (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 4b).

Não houve diferenças significativas na RFA que atinge o subosque quando comparados os ambientes entre as estações de verão e inverno (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 4b).

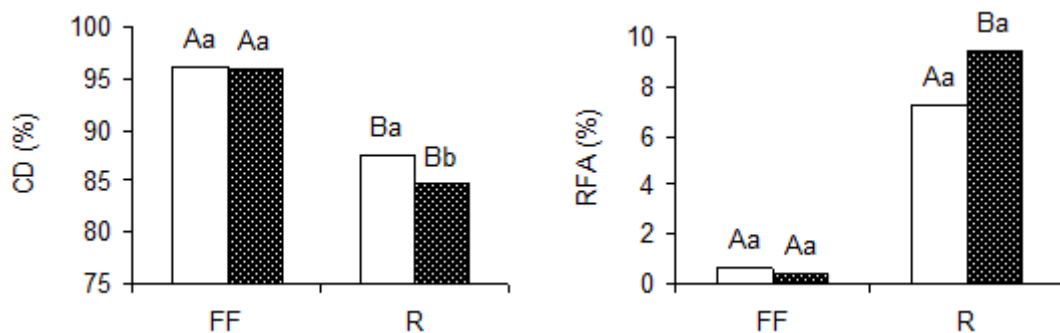


Figura 4 – Figura *a* indica as porcentagens de cobertura de dossel (CD) e *b* a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no Paraná, Brasil. As colunas brancas mostram resultados observados no verão e as enegrecidas no inverno. As letras maiúsculas sobre as colunas comparam o fragmento florestal (FF) com o reflorestamento (R) em cada estação e as letras minúsculas comparam as estações por ambiente (ANOVA, $\alpha = 0,05$).

A temperatura do ar foi maior no reflorestamento que no fragmento florestal nas duas estações avaliadas (ANOVA, $p < 0,001$). No verão foram registradas máximas de 35,33 °C no reflorestamento e 32,75 °C no fragmento florestal, chegando a até 5,75 °C de diferença entre os ambientes no mesmo dia e horário (Figura 6). No inverno as mínimas ficaram em média 2 °C menores no reflorestamento.

A umidade do ar foi menor no reflorestamento que no fragmento florestal no verão e no inverno (ANOVA, $p < 0,001$). Nas duas estações foram registrados 33 % a mais de umidade do ar no fragmento florestal em relação ao reflorestamento. No reflorestamento as mínimas chegaram a 51,37 % (inverno) e 34,5 % (verão) perfazendo, respectivamente, uma diferença de umidade de 16,25 e 19,25 % do fragmento florestal, no mesmo dia e horário (Figura 6).

A umidade do solo no reflorestamento foi menor, com 13,8 %, do que no fragmento florestal, com 15,91 % (ANOVA, $p < 0,001$).

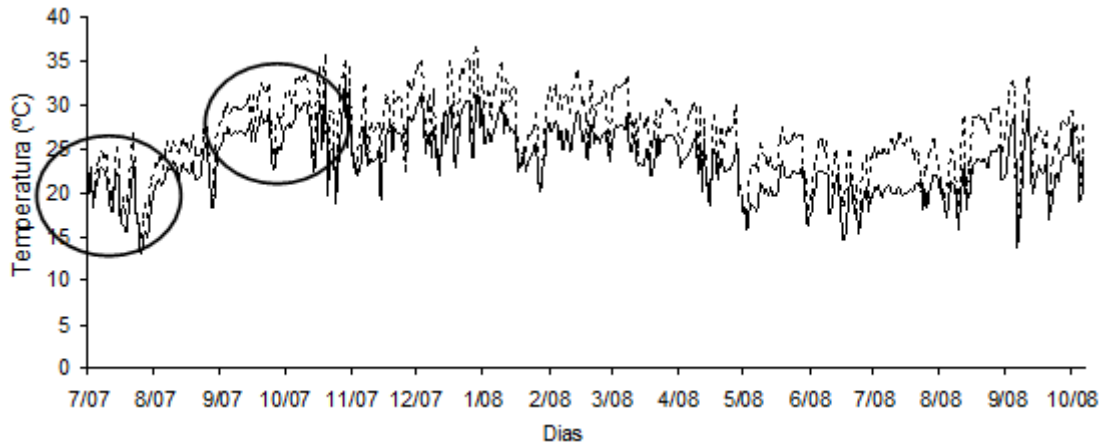


Figura 5 – Temperatura do ar (°C) em um reflorestamento e um fragmento florestal no Paraná, Brasil. Registros de julho de 2007 a outubro de 2008, referentes às coletas das 18:00 horas. As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos. Os círculos indicam os períodos estudados mais detalhadamente.

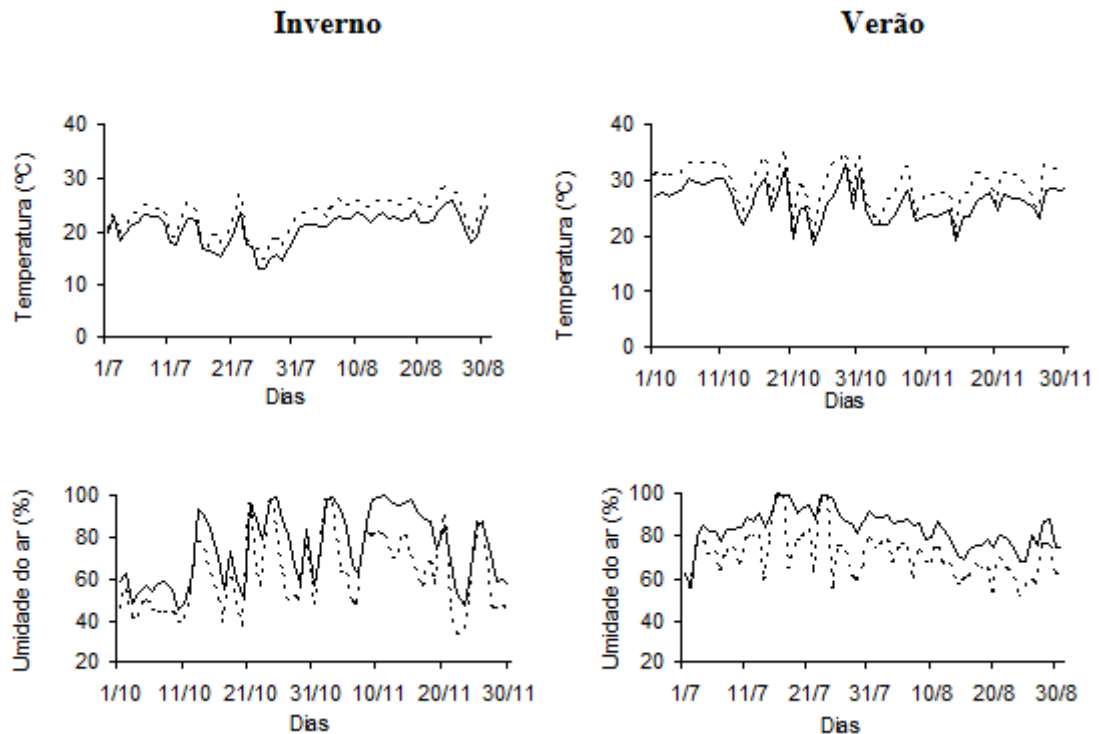


Figura 6 – Temperatura do ar (°C) e umidade do ar (%) em um reflorestamento e um fragmento florestal no Paraná, Brasil. Registros do inverno (01/07/2007 a 31/08/2007) e do verão (1/10/2007 a 30/11/2007); dados coletados às 18:00 horas. As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.

Emergência de plântulas

A emergência das plântulas teve início quatro meses após o início do experimento, sendo concomitante com a estação chuvosa, como indicado na Figura 5. A emergência de plântulas, considerando-se todas as espécies, foi maior no fragmento florestal (37%) do que no reflorestamento (12%) (ANOVA, $p < 0,05$).

No fragmento florestal as espécies *Hexachlamys edulis* (80,66%) e *Eugenia pyriformis* (68%) apresentaram maiores taxas de emergência do que as observadas no reflorestamento, com respectivamente 46 e 10,5% (ANOVA, $p < 0,05$). *Plinia trunciflora* e *Eugenia involucrata* não apresentaram diferenças entre os ambientes (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 7). Não houve germinação de sementes de *Cabralea canjerana* em nenhum dos ambientes

Ao analisar as espécies entre si nos ambientes observamos que no reflorestamento, *H. edulis* teve as maiores taxas de emergência em relação às outras espécies; já no fragmento florestal destacaram-se *H. edulis* e *E. pyriformis*. Foi verificada uma forte interação entre o ambiente e as espécies estudadas resultando nas diferentes taxas de emergência observadas (ANOVA Fatorial, $p < 0,01$).

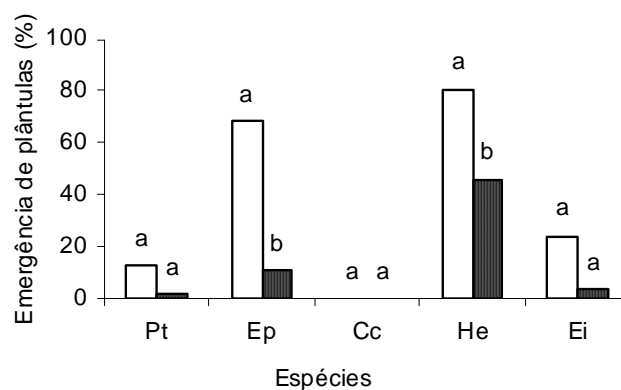


Figura 7 – Emergência de plântulas em um reflorestamento adjacente a um fragmento florestal remanescente de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. As siglas indicam as espécies *Plinia trunciflora* (Pt), *Eugenia pyriformis* (Ep), *Cabralea canjerana* (Cc), *Hexachlamys edulis* (He) e *Eugenia involucrata* (Ei). As colunas brancas representam o fragmento florestal e as enegrecidas o reflorestamento. Letras minúsculas sobre as colunas comparam os ambientes entre si (ANOVA, $\alpha = 0,05$).

4 DISCUSSÃO

Caracterização do ambiente

As porcentagens de CD foram maiores no fragmento florestal do que no reflorestamento; conseqüentemente, o reflorestamento também apresentou maior porcentagem de RFA atingindo o subosque, resultados também observados por Suganuma (2008), na mesma região, demonstrando a influência dos estratos superiores na disponibilidade energética no subosque florestal.

Em florestas mais densas, a deciduidade das espécies arbóreas interfere menos na luminosidade que atinge o subosque do que em áreas mais abertas. No entanto, esses dados podem ser variáveis devido à proporção desconhecida de espécies decíduas e influenciar tanto na cobertura como na RFA disponível no subosque, que justificaria a ausência de variação de RFA entre as estações, verão e inverno, nos ambientes. Martins & Engel (2007), relataram uma maior redução da cobertura de dossel durante o inverno em uma floresta secundária degradada (40 anos) do que em uma floresta madura, devido à maior proporção de espécies decíduas.

Outros estudos com dossel florestal apontam resultados similares. Bianchini et al. (2001), em uma floresta estacional madura, observaram que mais de 72% dos quadrantes analisados com densiômetro esférico apresentaram mais de 90% de cobertura de dossel, sem apresentar diferenças de cobertura entre as estações, e Silva Jr. et al. (2004) observaram mais de 96,8% de cobertura florestal em floresta madura e 91,9% em floresta secundária, em Minas Gerais. Embora os valores de cobertura de dossel no reflorestamento sejam elevados quando comparados com dados de outros trabalhos, o método para estimar cobertura não leva em consideração diversos estratos de vegetação, detectando apenas presença ou ausência de cobertura, que justifica as diferenças nos parâmetros microclimáticos entre os ambientes.

Tanto no verão como no inverno foram observados dados de temperatura do ar sempre maiores no reflorestamento do que no fragmento florestal. Segundo Turton & Freiburger (1997), a abertura do dossel e a temperatura em um remanescente de floresta tropical diminuem à medida que se distancia da borda. Isso sugere que áreas com menor cobertura, como no reflorestamento, são mais susceptíveis a variações microclimáticas. Segundo Ceccon et al. (2006), a germinação de sementes e o recrutamento de plântulas estão ligados a fatores microclimáticos, o que nos leva a crer que a estrutura do reflorestamento

pode influenciar negativamente nesses processos, no que diz respeito às espécies tardias analisadas.

A umidade do ar mostrou-se sempre mais elevada e constante no fragmento florestal, enquanto que no reflorestamento manteve-se menor e com grandes oscilações diárias, resultados que tendem a se modificar com o aumento da idade dos reflorestamentos (Suganuma 2008). Autores apontam que o aumento da complexidade da estrutura florestal pode diminuir as variações internas (Brown 1993; Thébaud & Strasberg 1997; Turton & Freiburger 1997), o que pode explicar o fato de que a temperatura e a umidade do ar do reflorestamento não se assemelharam às do fragmento florestal adjacente em nenhuma das estações, pois a estrutura florestal atua como um tampão diminuindo a perda de umidade relativa do ar.

No período seco (20 dias após a última chuva e com menos de 100 mm acumulados nos 60 dias precedentes à amostragem) o solo do reflorestamento apresentou-se mais seco do que o do fragmento florestal. Apesar da maior área foliar deste, o que levaria a um maior volume transpiratório, no reflorestamento a umidade do ar foi significativamente menor, bem como a temperatura mais elevada, o que pode ocasionar tanto taxas transpiratórias proporcionalmente mais elevadas, quanto maior evaporação direta da superfície do solo.

Emergência de plântulas

A presença de protetores resguardando as sementes da remoção por pequenos vertebrados não implicou em aumento na emergência de plântulas no ambiente reflorestado em relação ao fragmento florestal, o que nos leva a suspeitar que as sementes possam estar sofrendo ataque por patógenos e invertebrados (e. g., formigas, como constatado em campo) ou com um microclima hostil, considerando espécies tardias. Sugere-se que esses fatores seriam uma barreira para que espécies não-pioneiras colonizem o reflorestamento.

Garcia-Orth e Martínez-Ramos (2008) conduziram estudos em pastagem abandonada no México, área antes ocupada por Floresta Tropical; observaram a predação e a germinação na ausência e na presença de protetores e constataram que as espécies *Brosimum costaricanum* e *Dialium guianense* (espécies tardias) apresentavam 10,3 e 12,4% de germinação quando enterradas, sendo que a maior parte das sementes restantes que estavam enterradas foram removidas e as sementes no tratamento “protegidas” foram consumidas quase que totalmente por invertebrados (formigas).

Yu et al. (2008) ao comparar a germinação de oito espécies não-pioneiras em laboratório sob diferentes graus de desidratação, observaram que 100% das sementes de quatro espécies haviam perdido a capacidade de germinar após 48 horas de desidratação contínua a 30 °C. Esses resultados podem ajudar a explicar a baixa germinação de sementes no reflorestamento, pressupondo-se a desidratação das sementes - como observado em *Cabralea canjerana* - devido às altas temperaturas e baixa umidade do ar (obs. pessoal).

É evidente que as espécies apresentem características morfológicas e fisiológicas específicas, justificando as variações nas taxas de germinação para cada espécie. Santos Jr. (2004), em experimento desenvolvido em Minas Gerais, sob um bosque de *Trema micrantha* de cinco anos, utilizou protetor plástico em volta de sementes de espécies arbóreas não-pioneiras e constatou efeito positivo sobre as taxas germinativas para a maioria das espécies, tanto pela diminuição da predação (*Cedrelela fissilis* e *Copaifera langsdorffii*) como pelo aumento da umidade do solo no local (*Piptadenia gonoacantha* e *Tabebuia serratifolia*). Brown (1993) afirma que microclimas específicos permitem o desenvolvimento e a sobrevivência de espécies adaptadas a esses ambientes (e. g., ausência de germinação em *C. canjerana* e 80% de germinação em *H. edulis*).

Neste trabalho observamos que em ambientes em sucessão as sementes após transpor barreiras pós-dispersão se defrontam com um microclima inapropriado para germinação e/ou para o estabelecimento de plântulas, daí a importância de acompanhar o desenvolvimento dessas áreas em restauração, a fim de aperfeiçoar os modelos de plantio vigentes, tendo-os como facilitadores à restauração.

Conclusão

Os resultados sugerem dificuldades na emergência de plântulas no reflorestamento, seja pela remoção de sementes por invertebrados (não avaliada), seja pelo microclima inadequado à germinação de sementes das espécies estudadas, que despontam como a principal explicação para as diferenças observadas entre os ambientes.

Bibliografia

- Augspurger, C. K., e C. K. Kelly. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedling: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia* **61**:211-217.
- Bianchini, E., J. Pimenta, e F. A. M. Santos. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **44**(3):269-276.
- Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* **9**:153-168.
- Castro, R. D., K. J. Bradford, e H. W. M. Hilhorst. 2004. Germinação. Páginas 147-161 em A. G. Ferreira, e F. Borghetti, editores. *Germinação: do básico ao aplicado*. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Cavalheiro, A. L., J. M. D. Torezan, e L. Fadelli. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Páginas 213-224 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos editores. Londrina, PR.
- Ceccon, E., P. Huante, e E. Rincón. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**(2):305-312.
- Clark, J. S., B. Beckage, P. Camill, B. Cleveland, J. H. R. Lambers, J. Lichter, J. Mclachlan, J. Mohan, e P. Wyckoff. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* **86**(1):1-16.
- Doust, S. J., P. D. Erskine, D. Lamb. 2006. Direct seedling to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management* **234**:333-343.
- Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185-206.
- Garcia-Orth, X., e M. Martínez-Ramos. 2008. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pasture: seed burial as a way of evading predation. *Restoration Ecology* **16**(3):435-443.
- Harms, K. E., S. J. Wright, O. Calderón, A. Hernández, e E. A. Herre. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* **404**:493-795.
- Hooper, E., P. Legendree, e R. Condit. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* **42**:1165-1174.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* **104**:501-528.
- Janzen, D. H. 1971. Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* **2**:465-492.

- Lorenzi, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Editora Plantarum: Nova Odessa, SP.
- Louda, S. M., M. A. Potvin, e S. K. Collinge. 1990. Predispersal seed predation, postdispersal seed predation and competition in the recruitment of seedlings of a native thistle in Sandhills Prairie. *American Midland Naturalist* **124**(1):105-113.
- Maack R. 2002. Geografia Física do Paraná. Imprensa Oficial: Curitiba, PR.
- Martinez-Ramos, M., e A. Soto-Castro. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetation* **107/108**:299-318.
- Martins, A. M. e V. L. Engel. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering* **31**:165-174.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, e Jones, N. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* **99**:1-7.
- Santos Jr., N. A., S. A. Botelho, e A. C. Davide. 2004. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. *Cerne* **10**(1):103-117.
- Silva Jr, W. M., S. V. Martins, A. F. Silva, e P. Marco Jr. 2004. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Scientia Forestalis* **66**:169-179.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta, e J. A. Pimenta, editores. A bacia do rio Tibagi, Edição dos editores, Londrina, PR.
- Suganuma, M. S. 2008. Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Thébaud, C., e D. Strasberg. 1997. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of wood colonization in rainforest remnants of the Mascarene Archipelago. Páginas 321-332 em W. F. Laurence, e R. O. Bierregaard Jr., editores. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Turton, S. M., e H. J. Freiburger. 1997. Edge and aspect effects on the microclimate of a small Tropical Forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. Páginas 45-54 em W. F. Laurence e R. O. Bierregaard Jr., editores. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago, EUA.
- Yu, Y., J. M. Baskin, C. C. Baskin, Y. Tang e M. Cao. 2008. Ecology of seed germination of eight non-pioneer tree species from a tropical seasonal rain forest in southwest China. *Plant Ecology* **197**:1-16.

CAPÍTULO III

TRANSPLANTE E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS EM REFLORESTAMENTOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

Artigo a ser submetido à revista *Restoration Ecology*

TRANSPLANTE E RECRUTAMENTO DE PLÂNTULAS EM REFLORESTAMENTOS NO NORTE DO PARANÁ, BRASIL

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Transplante e recrutamento de plântulas em reflorestamentos no norte do Paraná, Brasil**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Resumo

Dentro do ciclo de vida das plantas com sementes, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas são eventos cruciais para o crescimento e/ou manutenção das populações. O objetivo desse estudo foi investigar as limitações nos processos pós-dispersão que podem interferir na regeneração natural em reflorestamentos. Foram implantados experimentos introduzindo mudas (plântulas) de dez espécies arbóreas nativas em dois reflorestamentos utilizando como controle fragmentos florestais adjacentes. Foram avaliados o desempenho dos propágulos, a fertilidade do solo, a cobertura florestal (CD), a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) e o microclima (temperatura e umidade do ar). A mortalidade foi maior nos fragmentos florestais (52,8%) do que nos reflorestamentos (9,4%) (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Em todo período os reflorestamentos apresentaram menor porcentagem de CD e umidade do ar, em contrapartida, elevadas taxas de RFA e maior temperatura do ar, em relação aos fragmentos de referência (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Nos reflorestamentos as mudas apresentaram melhor desenvolvimento (em comprimento, diâmetro da base e produção foliar) do que nos fragmentos florestais, apresentando interação positiva com os parâmetros abióticos avaliados (menor CD e maiores RFA e umidade do ar). Todos os parâmetros de solo avaliados indicam boa fertilidade, sugerindo que os resultados observados não estão relacionados com deficiência de nutrientes no solo. Concluímos que nos reflorestamentos o microclima e a estrutura florestal não foram fatores limitantes à sobrevivência e o desenvolvimento das mudas.

Palavras-chave: Transplante de mudas. Microclima. Estrutura florestal. Reflorestamento. Floresta estacional semidecidual.

CURY, Roberta Thays dos Santos. **Transplantation and recruitment of seedlings in reforestation areas in the north of Paraná, Brazil**. 2009. 90 f. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences – Botany) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.

Abstract

Within the life cycle of seed plants, development and survival of seedlings are crucial events to the growth and / or maintenance of the populations. The aim of this study was to investigate the limitations on post-dispersal processes that can interfere with continuity of ecological succession. An experiment was conducted introducing seedlings of ten native tree species into two reforestation sites, using adjacent forest fragments as controls. We evaluated the performance of seedlings, soil fertility, canopy cover (CC), the photosynthetic active radiation (PAR) and the microclimate (air temperature and relative humidity). Mortality was higher in forest fragments (52.8%) than in reforestation (9.4%) (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). In

any period of analysis reforestations showed lower percentage of CC and humidity, however, they presented high rates of PAR and air temperature when compared to reference fragments (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). In reforestations seedlings showed better development (in length, base diameter and leaf production) than in forest fragments, with positive interaction with the abiotic parameters measured (minimum and maximum CD, PAR and humidity). All soil parameters assessed indicated high fertility, suggesting that the results observed are not related to nutrient deficiency in soil. We conclude that the microclimate and forest structure in reforestations of such age were not limiting factors to survival and development of seedlings.

Keywords: Transplantation seedlings. Microclimate. Forest structure. Reforestation. Semi-deciduous forest.

1 INTRODUÇÃO

Um dos principais efeitos das perturbações são as mudanças nas condições microclimáticas da floresta (Everham et al. 1996). A heterogeneidade espacial e temporal nos microambientes atuam nas taxas germinativas e somadas às características da espécie são importantes determinantes no estabelecimento de espécies arbóreas após distúrbios (Everham et al. 1996; Bianchini et al. 2001; Marthews et al. 2008). Dentro do ciclo de vida das plantas com sementes, o recrutamento, o desenvolvimento e a sobrevivência das plântulas são eventos cruciais para o crescimento e/ou manutenção das populações (Fenner 1987; Melo et al. 2004).

Embora a restauração seja uma atividade muito mais custosa do que o simples abandono de áreas degradadas à sucessão natural, sua prática, quando feita com espécies nativas, promove condições propícias ao surgimento e germinação de sementes, ao desenvolvimento das espécies e à recolonização pela flora (Hagggar et al. 1997; Rodrigues e Gandolfi 2004; Engel & Parrotta 2003).

Por não apresentarem árvores de grande porte e cobertura do dossel ainda baixa, se comparadas às florestas maduras (Guariguata & Ostertag 2001; Alves & Metzger 2006), os reflorestamentos geralmente apresentam diferentes condições abióticas e bióticas que limitam em maior ou menor grau não só o recrutamento, mas também a abundância, a sobrevivência e a distribuição espacial das espécies arbustivo-arbóreas cujas sementes foram dispersas sob suas copas (Gandolfi 2003), além de gerar condições não propícias à germinação e ao estabelecimento de plântulas de espécies características do interior da floresta. (Augspurger & Kitajima 1992; Guariguata 2000; Alves & Metzger 2006; Ramos 2006).

A atenuação da radiação solar pelo dossel das florestas naturais (Hernandes 2004; Melo et al. 2004) atua diretamente no microclima. A luz, a temperatura e a umidade

estão entre os principais fatores que interferem no crescimento das plantas (Melo et al. 2004), que naturalmente podem ser alterados a partir da abertura de clareiras e complexidade estrutural e/ou deciduidade do dossel (Melo et al. 2004; Ramos 2006).

Em áreas reflorestadas, após o plantio de mudas, ocorrem mudanças no ambiente, alterando a temperatura e a umidade relativa do ar, bem como a umidade e a fertilidade do solo, o desenvolvimento das camadas estruturais de serapilheira, associados à supressão de gramíneas invasoras, ao aumento da complexidade estrutural da vegetação e à formação de habitat para a fauna dispersora de sementes, durante os primeiros anos do plantio (Brown & Lugo 1994; Parrotta et al. 1997; Haggard et al. 1997; Engel & Parrotta 2003).

A partir do final da década de 1980 houve um grande incremento na atividade de reflorestamento com espécies nativas (Melo & Durigan 2007). Por ser uma atividade relativamente recente, estudos nessa área ainda são escassos, principalmente os que enfocam a estrutura florestal, o microclima e a composição do estrato regenerante. Portanto, é necessário identificar as barreiras ecológicas que impedem ou dificultam a regeneração natural em florestas tropicais (Parrotta et al. 1997; Clark et al. 1999; Nepstad 1996) e especialmente em reflorestamentos (Engel & Parrotta 2003).

Dentro deste contexto, este estudo traz resultados de investigações sobre as limitações nos processos pós-dispersão que podem interferir na regeneração natural em reflorestamentos. Para tanto foram implantados experimentos introduzindo mudas de espécies nativas em reflorestamentos, utilizando como controle fragmentos florestais adjacentes. Além das informações sobre o desempenho dos propágulos, foram avaliados o solo, a cobertura florestal e o microclima. A hipótese deste trabalho é que a sobrevivência e o desenvolvimento das plântulas seriam menores nos reflorestamentos, em relação aos fragmentos florestais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREAS DE ESTUDO

O estudo foi realizado na região norte do estado do Paraná, Sul do Brasil. Dois experimentos idênticos foram conduzidos, um na Fazenda Congonhas, no município de Rancho Alegre e outro na Fazenda Alvorada, município de Alvorada do Sul, ambas localizadas no entorno do Reservatório Hidroelétrico de Capivara, bacia do Rio Paranapanema (médio Paranapanema) (Figura 8).

Cada sítio possui um reflorestamento e um fragmento florestal adjacente de referência (Tabela 5). Os fragmentos florestais são remanescentes de floresta estacional semidecidual submontana, circundados por matriz predominantemente agrícola (Anexo A), tendo sofrido extração seletiva de madeira em parte de suas áreas e apresentam pontos com aumento da frequência de clareiras e superpopulação de cipós.

A região possui solo do tipo latossolo roxo eutrófico, de origem basáltica, com alta fertilidade (Stipp 2002), predominantemente utilizado para produção de grãos.

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa subtropical úmido, com verões quentes e úmidos, geadas poucos frequentes e tendência à concentração de chuvas nos meses de verão, sem que haja estação de seca definida. A temperatura média no mês mais quente é de aproximadamente 23,8 °C e no mês mais frio 16,8 °C com precipitação em torno de 201,4 mm em janeiro e 56,5 mm em julho (Maack 2002). Ambos os sítios situam-se à mesma altitude (334 a 338m acima do nível do mar)

Os reflorestamentos em estudo foram implantados segundo Cavalheiro et al. (2002), com alta densidade de mudas pioneiras e secundárias iniciais, a fim de proporcionar rápido sombreamento e controle de gramíneas invasoras. O plantio foi mecanizado, com espaçamento 2 x 3 m, sem adubação e utilizando mudas de 40 espécies arbóreas nativas da região(Anexo C). Capina manual em uma faixa de 1,0 m de largura na linha de plantio e roçada mecanizada nas entrelinhas foram mantidas até o segundo ano.

Dados de biomassa aérea seca produzidos por Suganuma (2008) em fragmentos florestais e reflorestamentos na mesma região de estudo são apresentados na Tabela 5. Nesse trabalho foi utilizada a equação para floresta semidecídua de Burguer e Dellitti (1999) e as equações espécie-específicas produzidas a partir de reflorestamentos no norte do Paraná por Jardim (2006).

Tabela 5 – Área e biomassa aérea seca dos fragmentos florestais e área, idade e biomassa aérea seca dos reflorestamentos (Suganuma 2008) no norte do Paraná, Brasil.

Município	Fragmento		Reflorestamento		
	Área (ha)	Biomassa (Mg.ha ⁻¹)	Área (ha)	Idade (anos)	Biomassa (Mg.ha ⁻¹)
Alvorada do Sul	128,1	102	11,3	5	29
Rancho Alegre	107,8	134	11,8	6,5	81

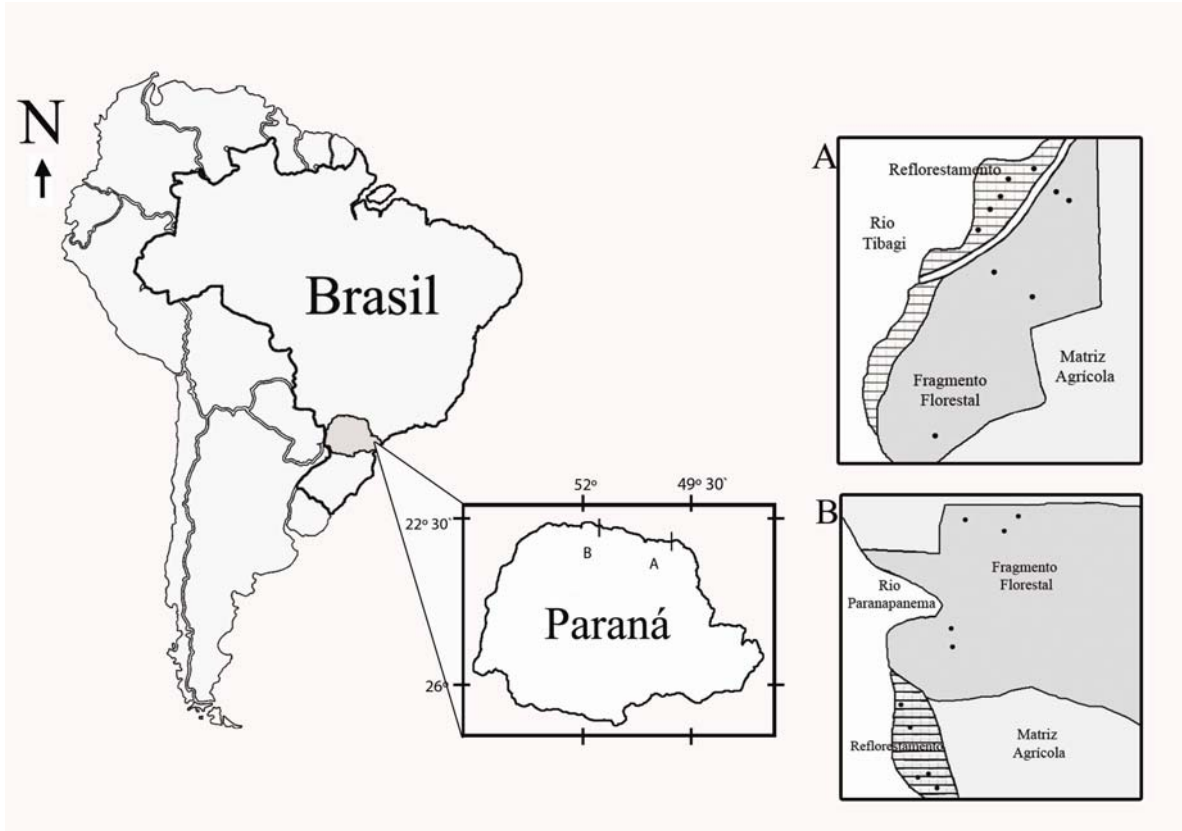


Figura 8 – Localização da área de estudo ao norte do estado do Paraná, Brasil. A letra A indica a localização do município de Rancho Alegre e a letra B, Alvorada do Sul. Os locais de tonalidade cinza escuro representam os fragmentos florestais e locais com listras, os reflorestamentos. As pontuações enegrecidas no centro dos locais mostram os pontos estudados.

2.2. COLETA DE DADOS

Caracterização do ambiente

Cobertura florestal (CD) e radiação fotossinteticamente ativa (RFA): a cobertura do dossel foi medida por meio de fotografias hemisféricas, com uma lente “olho de peixe” (distância focal de 8 mm). A câmera fotográfica digital era posicionada no centro de cada ponto, sobre um tripé ajustável, com a parte superior alinhada com o norte magnético. As fotos foram feitas a uma distância de 1,0 m acima do nível do solo e qualquer folhagem pendente próxima da lente era retirada.

Para estimar a porcentagem de cobertura foi utilizado um software de análise de fotografias, o Gap Light Analyzer 2.0 – GLA, que trabalha computando as áreas brancas e negras e calculando as proporções em diferentes ângulos concêntricos, cada qual correspondente a uma área que é função da altura média das árvores do sítio de estudo.

A RFA foi medida com aparelho Licor, LI-250A, à altura de 1,0 m acima do nível o solo, no centro de cada ponto, a céu aberto, em dias sem nuvens, no horário entre 11:00 e 14:00 horas.

As coletas dos dados foram feitas em duas épocas distintas: no mês de fevereiro de 2008, durante o período de chuvas (verão), e no mês de agosto de 2008, durante o período de estiagem (inverno), épocas em que as variações de CD e RFA são mais discrepantes.

Microclima: a temperatura do ar (°C) e a umidade relativa do ar (%) foram monitoradas diariamente de seis em seis horas (00:00, 06:00, 12:00 e 18:00 horas), de setembro de 2007 a outubro de 2008, através de coletores de dados eletrônicos automáticos (EL-USB-2, Rh/Temp Data Logger, Lascar Electronics), que foram acoplados nos troncos das árvores a 1,0 m de altura no centro de cada ponto e voltados para o oeste.

Foram construídos gráficos da temperatura e da umidade do ar diárias, com os registros das 18:00 horas, correspondentes às temperaturas mais elevadas do dia e as mínimas de umidade relativa.

No conjunto dos dados destacam-se os dez dias selecionados a fim de representar o verão (dezembro de 2007) e o inverno (junho de 2008), representados nas figuras 5a e 5b, nesses os registros foram avaliados de seis em seis horas, para observações mais detalhadas de temperatura, amplitude térmica e as mínimas de umidade do ar. A amplitude térmica diária foi obtida pela diferença dos horários mais quentes (18:00) e mais frios (06:00).

Fertilidade do Solo: Foram enviadas 20 composições de solo para análise química no Laboratório de Solos de Londrina-PR do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR). Cada composição era formada por 50 amostras de solo pertencente a um bloco de 50 mudas. No total foram coletadas 1000 amostras da camada superficial do solo (0 – 20 cm), correspondentes ao local de cada muda transplantada.

Na análise química do solo foram medidos os teores de fósforo (P), carbono (C), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), matéria orgânica, soma de bases, capacidade de troca de cátions, saturação total por bases e grau de acidez (pH).

Mortalidade e estabelecimento das plântulas

Foram transplantadas plântulas, ou seja, mudas em fase inicial de desenvolvimento, ainda portando os cotilédones (Melo et al. 2004), nos fragmentos florestais e nos reflorestamentos e distribuídas igualmente em 20 pontos de estudo. Cada ponto recebeu 50 mudas de dez espécies (Tabela 6), que totalizou 1000 indivíduos transplantados.

A distância entre as plantas foi de 0,40 m, a ordem das plântulas foi pré-estabelecida por sorteio e nos fragmentos a distância da borda foi de, no mínimo, 150 m. Os pontos receberam intervenção mínima de manejo durante o estudo. As espécies selecionadas caracterizam-se por serem arbóreas, nativas da região, zoocóricas e tardias na sucessão secundária.

As mudas foram produzidas pelo viveiro do Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas (LABRE) da Universidade Estadual de Londrina (UEL), padronizando-se o tamanho da embalagem (tubete de 15 ml), substrato, irrigação e adubação.

Foram medidas a mortalidade e o desenvolvimento (por meio de medidas de comprimento, diâmetro da base do caule e produção de folhas). Foram realizados cinco censos, o primeiro na data de plantio, o segundo um mês após o plantio e os outros trimestrais, que abrangeram onze meses, desde outubro de 2007, data do transplante em Rancho Alegre, até setembro de 2008, último censo em Alvorada do Sul.

Os dados de comprimento foram obtidos pela medida da base da planta até a gema apical do ramo principal com fita métrica. Mediu-se o diâmetro da base do caule dos indivíduos com paquímetro e foi estimada a produção foliar via contagem manual. As taxas de crescimento (comprimento, diâmetro e produção foliar) foram obtidas pela diferença dos dados coletados no último e no primeiro censo.

Tabela 6 – Nome científico, família botânica e nome popular, segundo Lorenzi (1998) das espécies utilizadas no transplante de mudas.

Nome Científico	Família botânica	Nome popular
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	canjarana
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	café-de-bugre/claraiba
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess	Myrtaceae	uvaia
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	marinheiro/cedrão
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Meliaceae	guarea/marinheiro
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae-Caesalpinoideae	alecrim/alecrim-de-campinas
<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	Myrtaceae	jabuticaba
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Fabaceae-Papilionoideae	coração-de-negro
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	Meliaceae	catiguá-vermelho
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	Lamiaceae	tarumã/azeitona-do-mato

2.3 ANÁLISE DE DADOS

A mortalidade por espécie e as taxas de crescimento nos períodos de verão e inverno, foram comparadas entre os ambientes (fragmento e reflorestamento) e entre os sítios (Rancho Alegre e Alvorada do Sul). Para tal, foram utilizadas análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), quando as variâncias fossem homogêneas e a distribuição fosse normal. Os dados em porcentagem foram transformados em arcoseno da raiz quadrada da proporção. Os dados de crescimento (comprimento e diâmetro de caule) foram transformados em logaritmo. A homogeneidade dos dados foi verificada com o teste de Levene ($\alpha = 0,05$) e a normalidade pelo teste Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$).

Para os dados que não apresentaram homogeneidade e normalidade, foram feitos testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e Mann-Whitney U test ($\alpha = 0,05$).

Foram feitas análises de regressão ($\alpha = 0,05$) para buscar interações entre os dados bióticos e abióticos.

3 RESULTADOS

Mortalidade e estabelecimento das plântulas

A mortalidade total de plântulas foi maior nos fragmentos florestais (52,8%) do que nos reflorestamentos (9,4%) (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$). Em Alvorada do Sul, das dez espécies estudadas, sete apresentaram diferenças entre os ambientes (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 9); em Rancho Alegre, quatro (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 9).

Não houve diferenças no número de plantas mortas entre os fragmentos florestais (53,6% em Alvorada do Sul e 53,2% em Rancho Alegre). Nos reflorestamentos a mortalidade foi maior em Rancho Alegre, com 14,8 %, contra 4,0 % em Alvorada do Sul (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

As espécies *Poecilanthe parviflora* e *Eugenia pyriformis* se adaptaram melhor em ambos os sítios e ambientes, com menores taxas de mortalidade. As espécies *Holocalyx balansae*, *Cabralea canjerana*, *Vitex montevidensis* e *Cordia ecalyculata*, apresentaram elevadas taxas de mortalidade nos fragmentos florestais e reflorestamentos (Figura 9).

Ao longo das análises, nos fragmentos florestais, as plântulas transplantadas apresentavam sinais de apodrecimento do caule, sobreposição por folhas, quebra por queda de galhos e herbivoria das folhas e do caule (obs. pessoal).

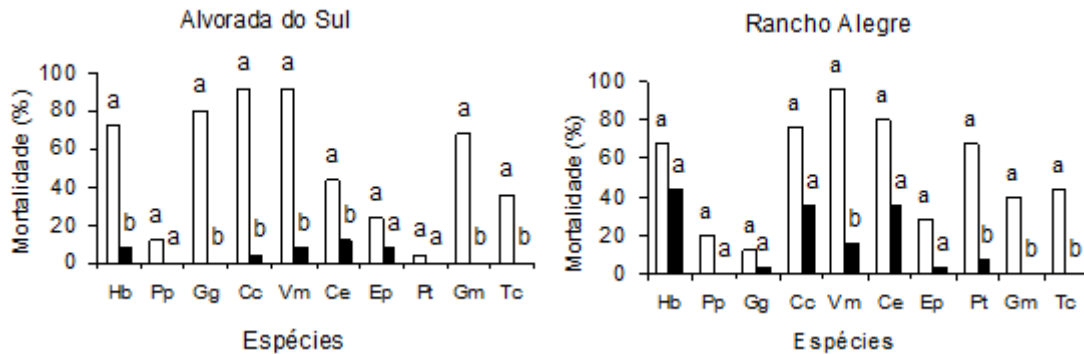


Figura 9 – Mortalidade de plântulas (%) por ambiente em Alvorada do Sul e Rancho Alegre. As siglas representam as espécies *Holocalyx balansae* (Hb), *Poecilanthe parviflora* (Pp), *Guarea guidonia* (Gg), *Cabranea canjerana* (Cc), *Vitex montevidensis* (Vm), *Cordia ecalyculata* (Ce), *Eugenia pyriformis* (Ep), *Plinia trunciflora* (Pt), *Guarea macrophylla* (Gm) e *Trichilia casaretti* (Tc). As colunas brancas representam os fragmentos florestais e as pretas os reflorestamentos. Letras diferentes indicam que a mortalidade diferiu entre os ambientes (Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$).

De modo geral, nos dois sítios a mortalidade foi maior nos fragmentos florestais em todos os meses em que foram feitos os censos, com exceção dos meses de maio e agosto em Rancho Alegre, quando as taxas foram iguais (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$; Figura 10).

Em Alvorada do Sul não houve diferença na mortalidade entre os meses tanto no fragmento florestal quanto no reflorestamento (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 10). Em Rancho Alegre, no reflorestamento, não houve diferenças na mortalidade entre os meses (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 10); no fragmento florestal, as taxas de mortalidade nos dois primeiros censos foram semelhantes, diferenciando-se dos meses de maio e agosto (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Figura 10).

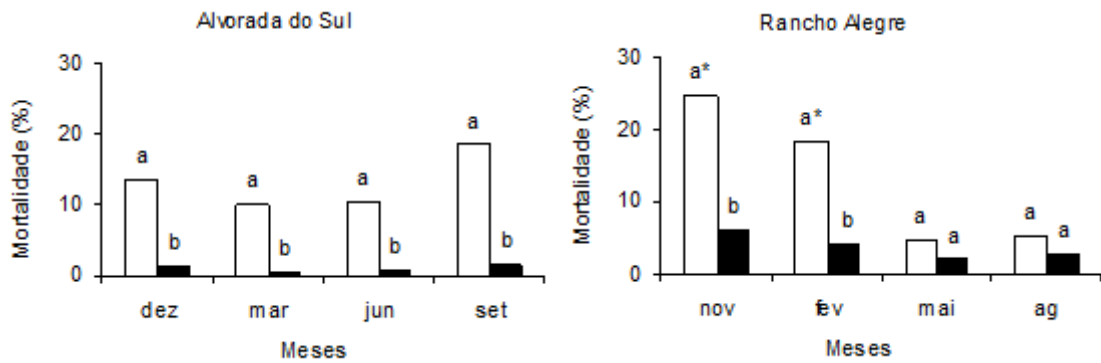


Figura 10 – Mortalidade de plântulas (%) por mês nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, Paraná. As colunas brancas representam os fragmentos florestais e as pretas os reflorestamentos. As letras indicam diferenças na mortalidade entre os ambientes (Kruskal-Wallis, $\alpha = 0,05$) e os asteriscos indicam diferenças entre os meses (Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$).

Considerando o conjunto das espécies, as taxas de crescimento das plântulas apresentaram diferenças significativas entre os ambientes, tanto em Alvorada do Sul como em Rancho Alegre, com melhor desenvolvimento nos reflorestamentos do que nos fragmentos florestais nos três parâmetros avaliados (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$). Ao comparar os sítios observou-se melhor desenvolvimento das plântulas em Alvorada do Sul (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$).

As espécies *C. canjerana* em Alvorada do Sul e *V. montevidensis* em Alvorada do Sul e Rancho Alegre foram excluídas das análises de crescimento por apresentarem menos de três indivíduos no final do experimento por sítio.

As plântulas apresentaram ganho em comprimento expressivamente maior nos reflorestamentos do que nos fragmentos florestais (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$). Todas as espécies tiveram incremento significativo no comprimento nos reflorestamentos em relação aos fragmentos florestais, exceto *H. balansae* e *E. pyriformis*, em Alvorada do Sul, e *H. balansae*, *E. pyriformis* e *Trichilia casaretti*, em Rancho Alegre (Mann-Whitney, $p < 0,05$; Tabela 7).

Todas as espécies apresentaram maior incremento no diâmetro do caule nos reflorestamentos em relação aos fragmentos florestais em ambos os sítios, exceto para as espécies *H. balansae* e *E. pyriformis*, em Rancho Alegre, que não apresentaram diferenças (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 7).

Da mesma forma, todas as espécies apresentaram acréscimo no número de folhas no final do experimento nos reflorestamentos, exceto *H. balansae* e *E. pyriformis* em

Alvorada do Sul e *H. balansae*, em Rancho Alegre (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 7). Nos fragmentos florestais sete espécies tenderam a um déficit foliar (Tabela 7).

Tabela 7 – Médias das diferenças em altura, diâmetro e ganho foliar, entre as áreas de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (R) nos dois sítios. O símbolo (*) significa que as variáveis de crescimento diferem entre FF e R (Mann-Whitney U test, $\alpha = 0,05$). O símbolo (-) representa espécies com menos de três indivíduos que não entraram nas médias.

Espécie	Alvorada do Sul						Rancho Alegre					
	Altura (cm)		Diâmetro (cm)		Produção Foliar		Altura (cm)		Diâmetro (cm)		Produção Foliar	
	FF	R	FF	R	FF	R	FF	R	FF	R	FF	R
<i>H. balansae</i>	0,71	1,69	0,02	0,06	-0,57	0,39	0,68	2,03	0,02	0,05	0,25	1,42
<i>P. parviflora</i>	2,27	11,8 *	0,03	0,2 *	-3,36	4,36	0,55	13,2 *	0,00	0,17 *	-3,10	5,96
<i>G. guidonia</i>	2,40	5,20	0,21	0,09	-3,60	1,32	0,77	10,47 *	0,01	0,35 *	0,04	4,08
<i>C. canjerana</i>	-	-	-	-	-	-	0,33	5,21 *	0,00	0,15 *	-0,83	2,25
<i>V. montevidensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. ecalyculata</i>	2,45	4,44	0,07	0,19 *	-2,57	4,36	1,30	7,56	0,06	0,21	0,80	10,30
<i>E. pyriformis</i>	1,21	2,19	0,01	0,02	-37,70	-10,09	1,50	2,97	0,00	0,04	-28,72	17,83 *
<i>P. trunciflora</i>	1,35	7,16 *	0,02	0,1 *	-29,33	36,6 *	1,37	6,54	0,00	0,1 *	-10,38	42,34 *
<i>G. macrophylla</i>	3,12	4,64	0,07	0,18 *	1,00	4,44	0,36	3,2 *	0,01	0,14 *	0,80	3,76
<i>T. casaretti</i>	0,78	4,04 *	0,05	0,16 *	1,00	5,40	0,75	2,70	0,01	0,12 *	-0,50	2,64

Caracterização do ambiente

As porcentagens de cobertura florestal (CD) foram maiores nos fragmentos florestais do que nos reflorestamentos tanto no verão como no inverno (ANOVA, $p < 0,001$).

Em Alvorada do Sul o fragmento florestal apresentou 96,29% de cobertura no verão e 96,18% no inverno, maiores que no reflorestamento, com 88,62% no verão e 82,09% no inverno (ANOVA, $p < 0,001$) (Figura 11a). Em Rancho Alegre as coberturas no fragmento florestal foram de 96,17% no verão e 95,97% no inverno, enquanto que nos reflorestamentos foram menores, com 87,65% no verão e 84,62% no inverno (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 11b).

Ao avaliar a CD entre as estações, observou-se que nos fragmentos florestais não houve diferença na CD na transição do verão para o inverno; porém, nos reflorestamentos a CD foi maior no verão (ANOVA, $p < 0,001$) (Figura 11a e 11b). Ao comparar os sítios, verificou-se que a CD do reflorestamento em Rancho Alegre era maior do que em Alvorada do Sul, durante o inverno; os fragmentos não apresentaram diferenças entre si (ANOVA, $p < 0,0001$)

A RFA que atravessa o dossel nos reflorestamento foi maior do que nos fragmentos florestais no inverno; já no verão não houve diferenças entre os ambientes

(ANOVA, $p < 0,001$). Em Alvorada do Sul, no verão, a RFA registrada foi de 1,17% no fragmento florestal e 2,39% no reflorestamento. No inverno, foi maior no reflorestamento (18,81%) do que no fragmento florestal (2,27%) (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 11c). Em Rancho Alegre, no verão, a RFA foi de 0,62% no fragmento florestal e 7,25% no reflorestamento. No inverno, foi maior no reflorestamento, com 9,41%, do que no fragmento florestal, com 0,44% (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 11d). A RFA que atinge o subosque nos fragmentos florestais não apresentou diferenças entre as estações (Figura 8c e 8d); em Alvorada do Sul, no reflorestamento, foi menor no verão (ANOVA, $p < 0,001$; Figura 11c).

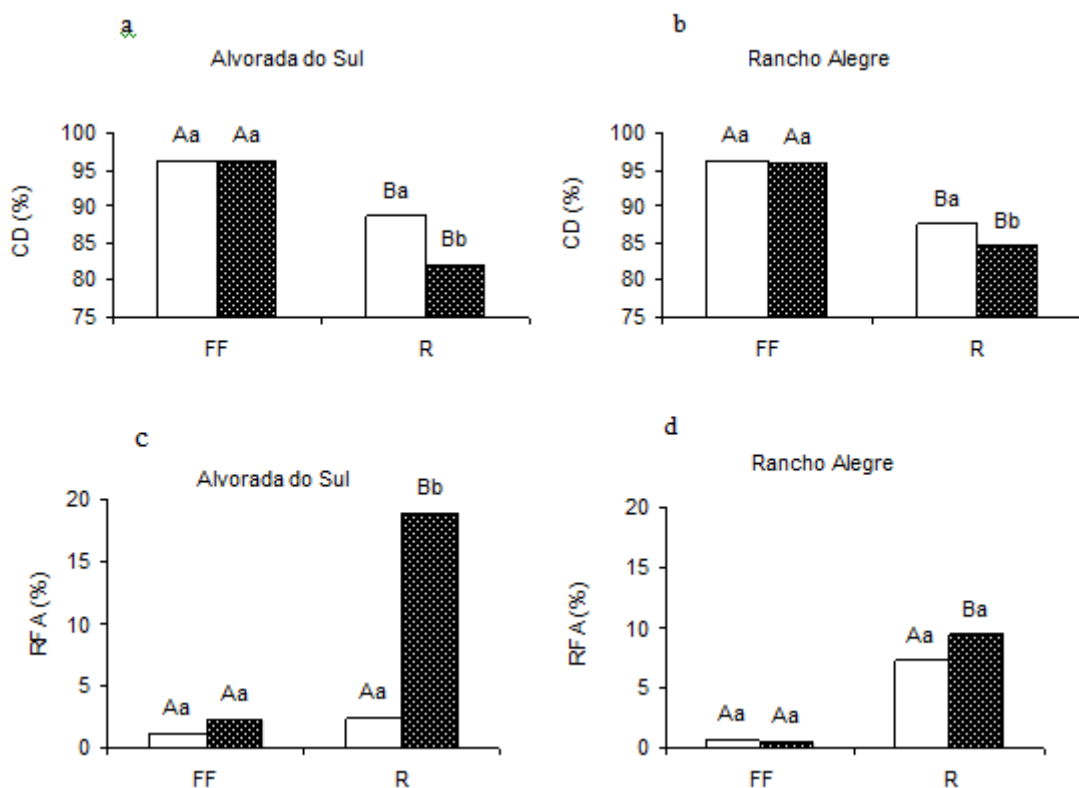


Figura 11 – As figuras a e b apresentam a cobertura de dossel (CD) e as figuras c e d a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) nos fragmentos florestais (FF) e nos reflorestamentos (R), nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, PR, Brasil. As colunas brancas representam período de verão e as enegrecidas, período de inverno. Letras maiúsculas sobre as colunas comparam fragmento florestal com reflorestamento e as minúsculas as estações de verão e inverno (ANOVA, $\alpha = 0,001$).

Como pode ser observado na Figura 12 todos os registros indicam que a temperatura do ar e as amplitudes são maiores nos reflorestamentos do que nos fragmentos florestais, tanto em Alvorada do Sul como em Rancho Alegre (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$).

Em Alvorada do Sul, no verão, as amplitudes máximas foram de 16,25 °C no reflorestamento (mín. de 22,37 °C e máx. de 38,62 °C) e 12,37 °C no fragmento (mín. de

21,25 °C e máx. de 33,62 °C); no inverno foram de 16,75 °C no reflorestamento (mín. de 5,12 °C e máx. de 21,87 °C) e 12,6 °C no fragmento (inverno – mín. de 6 °C e máx. de 18,6 °C) (Figura 13).

Em Rancho Alegre, no verão, as amplitudes máximas foram de 16 °C no reflorestamento (mín. de 19,33 °C e máx. de 35,33 °C) e 10,87 °C no fragmento (mín. de 19,75 °C e máx. de 30,62 °C); no inverno, foram de 15,9 °C no reflorestamento (mín. de 5,5 °C e máx. de 21,4 °C) e 10,7 °C no fragmento (mín. de 6,1 °C e máx. de 16,8 °C) (Figura 13).

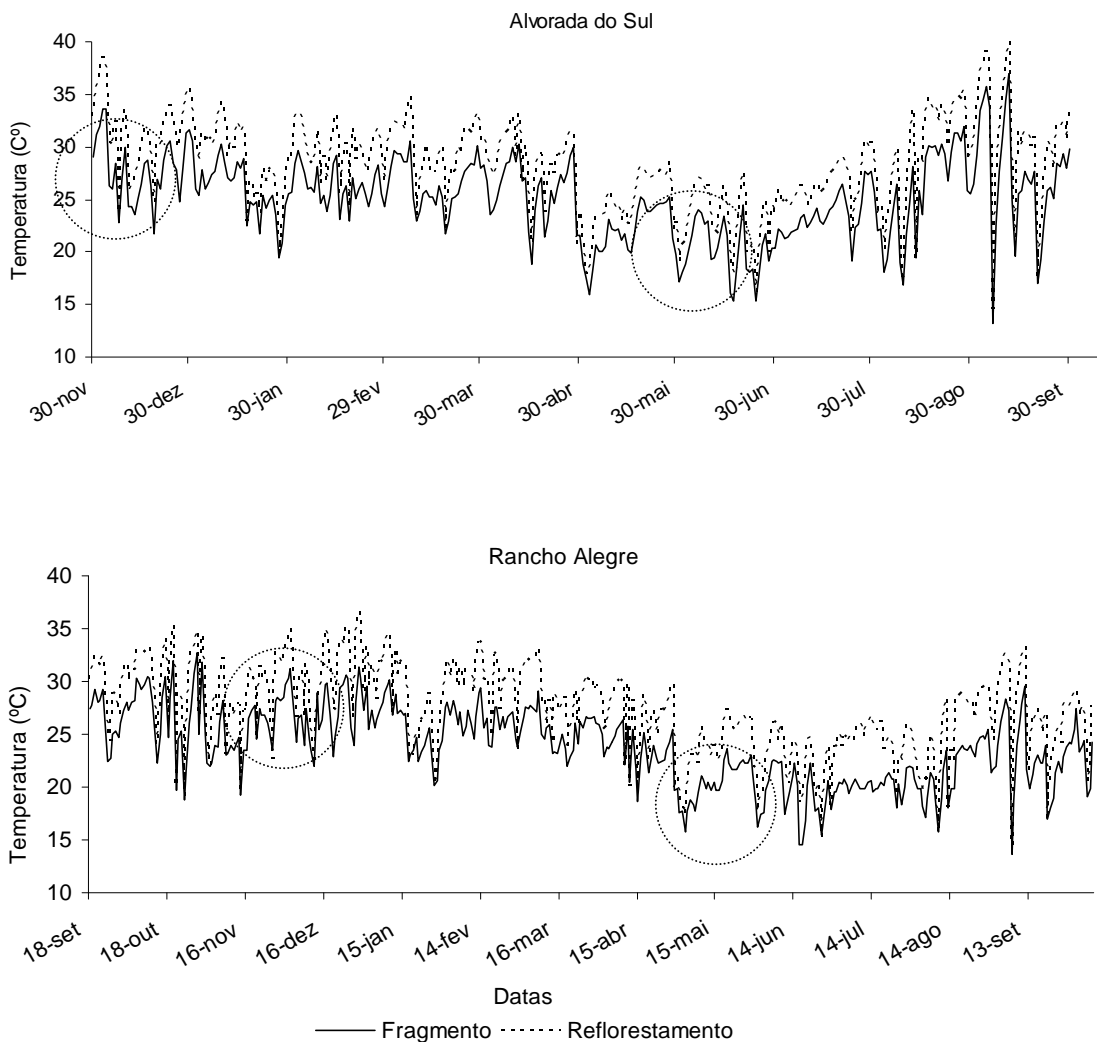


Figura 12 – Temperatura do ar (°C) às 18:00 nos municípios de Alvorada do Sul e Rancho Alegre, PR, Brasil. As linhas pontilhadas representam os reflorestamentos e as contínuas os fragmentos florestais. Os círculos indicam as semanas correspondentes às estações de verão e de inverno.

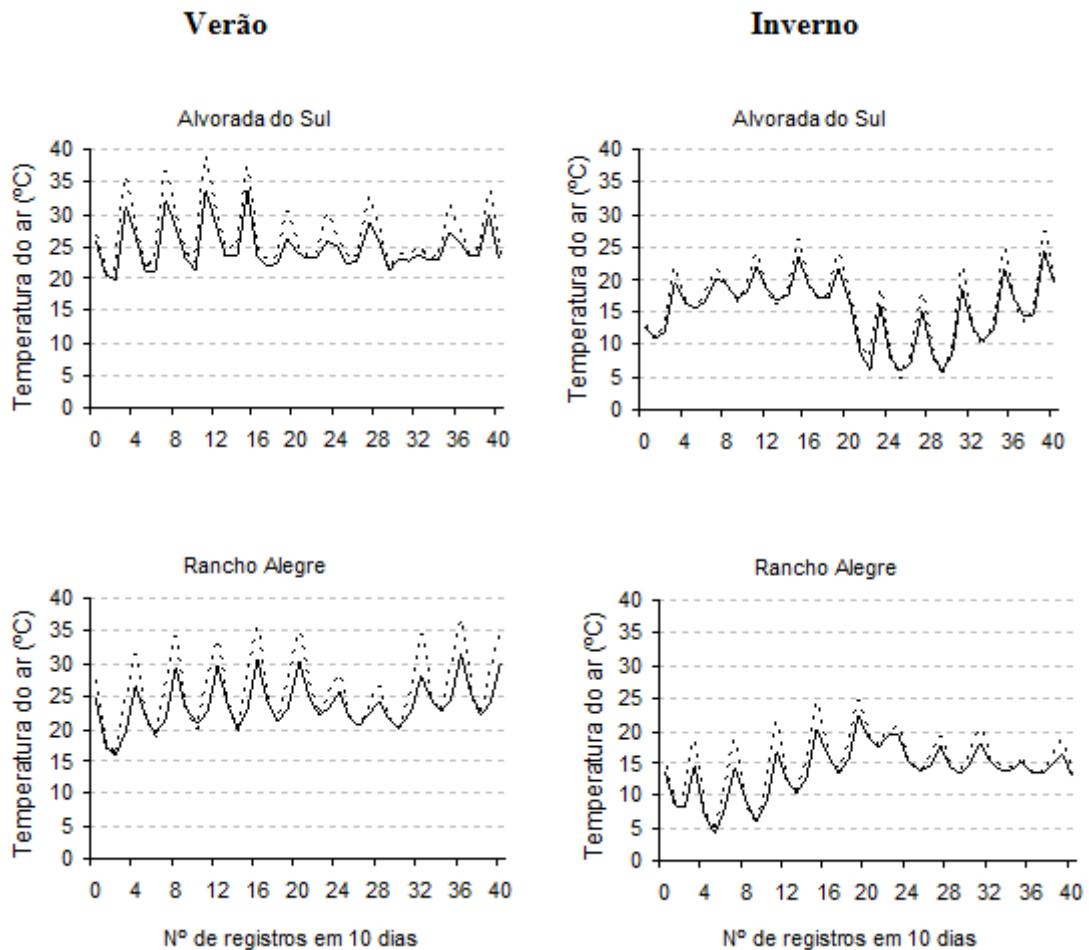


Figura 13 – Temperatura do ar (°C) do período de dez dias (registros a cada 6 horas) no verão (01 a 10/12/2007 em Alvorada do Sul e 21 a 30/12/2007 em Rancho Alegre) e no inverno (11 a 20/06/2008 em Alvorada do Sul e 16 a 25/06/2008 em Rancho Alegre). As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.

Em todo período analisado a umidade relativa do ar mínima foi menor nos reflorestamentos do que nos fragmentos florestais, no verão e no inverno, tanto em Alvorada do Sul como em Rancho Alegre (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$).

No verão, a umidade do ar média foi menor nos reflorestamentos (74,67%) do que nos fragmentos florestais (84,49%). No inverno foi de 84,41% nos reflorestamentos, menor do que nos fragmentos florestais, com 93,04% (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

No verão, em Alvorada do Sul a umidade do ar mínima registrada foi de 37,12% no fragmento florestal e 28,5% no reflorestamento; em Rancho Alegre foi de 59,75% no fragmento florestal e 41,33% no reflorestamento (Figura 14).

No inverno, em Alvorada do Sul as mínimas de umidade do ar foram 66,1% no fragmento florestal e 45,25% no reflorestamento. Em Rancho Alegre foram de 85% no fragmento florestal e 51,9% no reflorestamento (Figura 14).

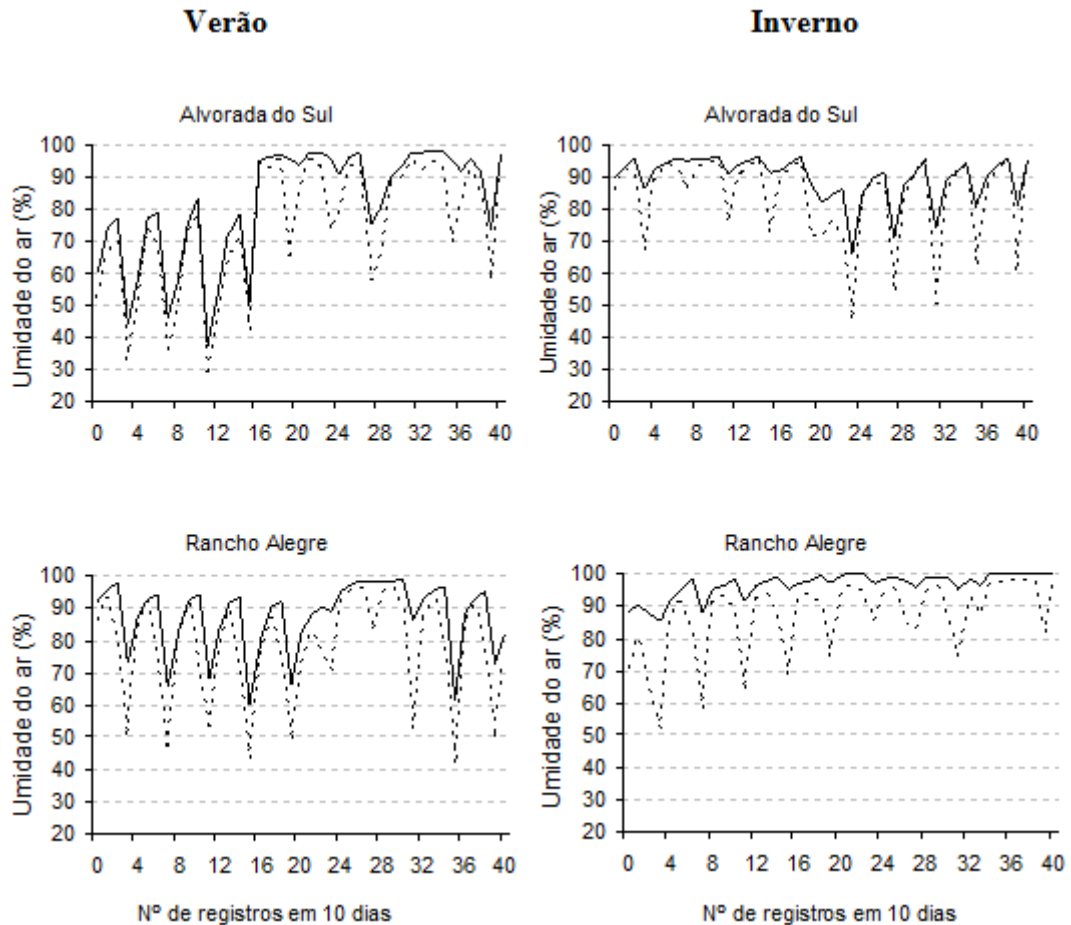


Figura 14 – Umidade do ar (%) no período de dez dias (registros a cada 6 horas) no verão (01 a 10/12/2007 em Alvorada do Sul e 21 a 30/12/2007 em Rancho Alegre) e no inverno (11 a 20/06/2008 em Alvorada do Sul e 16 a 25/06/2008 em Rancho Alegre). As linhas contínuas representam os fragmentos florestais e as pontilhadas representam os reflorestamentos.

Em Alvorada do Sul variáveis do solo que diferiram entre os ambientes foram fósforo total (P), carbono orgânico total (C), pH, h+Al, T, saturação de bases (V) e MO (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 8). Em Rancho Alegre foram P, C, Mg, K, T e MO (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 8).

Observou-se elevada quantidade de P no reflorestamento em Rancho Alegre ($21,54 \text{ mg.dm}^{-3}$), diferenciando-se do seu fragmento de referência ($5,06 \text{ mg.dm}^{-3}$) e do reflorestamento em Alvorada do Sul ($9,18 \text{ mg.dm}^{-3}$) (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$; Tabela 8). Como esperado, a quantidade de MO no solo foi maior nos fragmentos florestais do que

nos reflorestamentos; dentre os reflorestamentos foi maior em Alvorada do Sul (Mann-Whitney, $p < 0,05$; Tabela 8).

Algumas variáveis foram diferentes entre os sítios, apontando diferenças na composição do solo entre os fragmentos (C, K, S, T, e MO) e entre os reflorestamentos (P, C, h+A, Ca, Mg, S, T e MO) (Mann-Whitney U test, $p < 0,05$). Desses, Alvorada do Sul apresentou valores maiores do que o de Rancho Alegre, exceto pela quantidade de P.

Tabela 8 – Parâmetros químicos do solo, coletados em Alvorada do Sul e Rancho Alegre, nos fragmentos florestais e reflorestamentos. Os asteriscos apontam diferenças entre os ambientes (Mann-Whitney U test, $\alpha = 0,05$).

Parâmetros	Alvorada do Sul			Rancho Alegre		
	Fragmento	U	Reflorestamento	Fragmento	U	Reflorestamento
P (mg.dm ⁻³)	4,36*	2,0	9,18	5,06*	0,0	21,54
C (g.dm ⁻³)	41,378*	2,0	33,986	29,498*	1,0	23,33
pH	6,46*	0,0	5,66	6,2	4,0	5,86
Ca (cmolc / dm ⁻³)	13,2175	0,0	13,486	10,482	5,0	8,492
Mg (cmolc / dm ⁻³)	3,45	12,0	3,354	2,834*	5,0	2,184
K (cmolc / dm ⁻³)	0,926	11,0	1,19	0,426*	2,0	0,796
H + Al (cmolc.dm ⁻³)	3,104*	7,0	4,778	3,246	2,0	3,686
Soma de bases (cmolc.dm ⁻³)	17,42	9,0	18,03	13,742	4,0	11,472
Capacidade de troca de cátions (cmolc / dm ⁻³)	20,524*	3,0	22,808	16,988*	3,0	15,158
Saturação por base (%)	84,678*	2,0	78,988	80,526	5,0	75,466
Matéria orgânica (g.dm ⁻³)	71,22*	2,0	64,58	50,16*	2,0	39,14

Mortalidade, estabelecimento de plântulas e interações com o ambiente

No conjunto das espécies a mortalidade não mostrou relação com os parâmetros abióticos medidos, exceto no verão, que aumentou nos locais de maior CD no reflorestamento em Alvorada do Sul ($r^2 = 0,08$ e $p < 0,05$). *Cordia ecalyculata* ($r^2 = 0,43$ e $p < 0,05$) e *Plinia trunciflora* ($r^2 = 0,60$ e $p < 0,05$) apresentaram maior mortalidade com a diminuição da RFA no fragmento florestal no inverno (Figura 15).

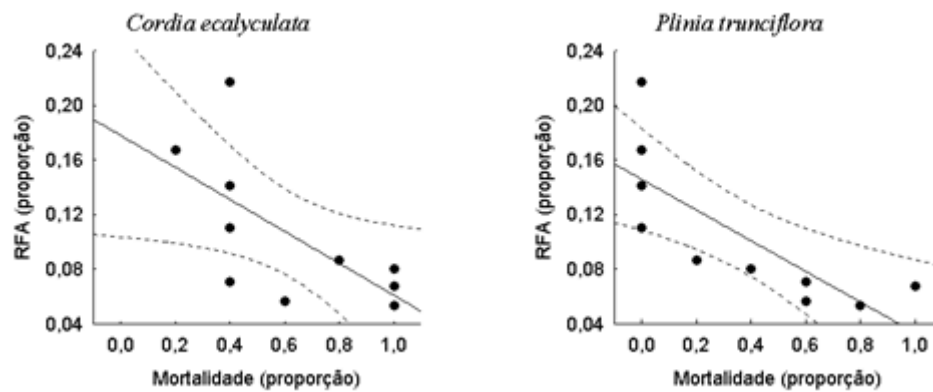


Figura 15 – Regressões entre os dados de mortalidade de mudas (proporção) e a radiação fotossinteticamente ativa (RFA) nos fragmentos florestais, no inverno. (a) *Cordia ecalyculata* ($r^2 = 0,43$ e $p < 0,05$) e (b) *Plinia trunciflora* ($r^2 = 0,60$ e $p < 0,05$). A linha contínua é a reta da regressão e as linhas pontilhadas indicam o intervalo de confiança de 95%.

Em geral, nos fragmentos florestais, no inverno, o desenvolvimento das plântulas foi maior nos locais com maior RFA (para comprimento, com, $r^2 = 0,03$ e $p < 0,05$ e diâmetro, com, $r^2 = 0,02$ e $p < 0,05$), maior temperatura do ar (para comprimento, com, $r^2 = 0,05$ e $p < 0,05$ e diâmetro, com, $r^2 = 0,08$, $p < 0,05$) e menor CD (para comprimento, com, $r^2 = 0,03$ e $p < 0,05$ e produção foliar, com, $r^2 = 0,16$ e $p < 0,05$). Nos reflorestamentos, no verão, houve melhor desenvolvimento das plântulas nos locais com maior RFA ($0,16$ e $p < 0,05$, para altura), temperatura do ar ($r^2 = 0,015$ e $p < 0,05$, para altura) e umidade do ar ($r^2 = 0,05$ e $p < 0,05$, para diâmetro).

Nos locais com menor CD, no verão, houve melhor desenvolvimento das plântulas, nos dois ambientes. Nos fragmentos florestais *P. parviflora* apresentou maior comprimento ($r^2 = 0,16$ e $p < 0,05$). Nos reflorestamentos *P. parviflora* apresentou maior comprimento ($r^2 = 0,15$ e $p < 0,05$) e maior número de folhas ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$), *E. pyriformis*, maior diâmetro ($r^2 = 0,28$ e $p < 0,05$) e maior número de folhas ($r^2 = 0,08$ e $p < 0,05$) e *P. trunciflora*, maior diâmetro ($r^2 = 0,17$ e $p < 0,05$).

No inverno, época em que a deciduidade é mais acentuada nos reflorestamentos, houve melhor desenvolvimento das espécies nos locais com maior CD. Destacaram-se com maior comprimento *P. parviflora* ($r^2 = 0,07$ e $p < 0,05$) e *Guarea guidonia* ($r^2 = 0,11$ e $p < 0,05$), em diâmetro *G. guidonia* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$) e *E. pyriformis* ($r^2 = 0,14$ e $p < 0,05$) e em produção foliar *G. guidonia* ($r^2 = 0,10$ e $p < 0,05$) e *Guarea macrophylla* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$).

O aumento da RFA favoreceu o desenvolvimento das espécies nos dois ambientes. Nos fragmentos florestais, no inverno, apresentaram desenvolvimento em comprimento *P. parviflora* ($r^2 = 0,13$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,71$ e $p < 0,05$) e *G. macrophylla* ($r^2 = 0,38$ e $p < 0,05$), em diâmetro *G. guidonia* ($r^2 = 0,53$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,13$ e $p < 0,05$); no verão, *C. canjerana* ($r^2 = 0,69$ e $p < 0,05$).

Nos reflorestamentos, no verão, o aumento da RFA favoreceu o desenvolvimento em comprimento de *H. balansae* ($r^2 = 0,17$ e $p < 0,05$), *P. parviflora* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,38$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,23$ e $p < 0,05$), *V. montevidensis* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$), *C. ecalyculata* ($r^2 = 0,30$ e $p < 0,05$), *E. pyriformis* ($r^2 = 0,28$ e $p < 0,05$), *P. trunciflora* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$), *G. macrophylla* ($r^2 = 0,14$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,28$ e $p < 0,05$), em diâmetro, *P. parviflora* ($r^2 = 0,11$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,30$ e $p < 0,05$), *V. montevidensis* ($r^2 = 0,20$ e $p < 0,05$), *C. ecalyculata* ($r^2 = 0,26$ e $p < 0,05$), *E. pyriformis* ($r^2 = 0,40$ e $p < 0,05$), *P. trunciflora* ($r^2 = 0,20$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,28$ e $p < 0,05$) e em produção foliar, *P. parviflora* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,21$ e $p < 0,05$), *E. pyriformis* ($r^2 = 0,22$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$).

O aumento da temperatura do ar apresentou relação positiva com o desenvolvimento das plântulas nos fragmentos florestais, no verão e no inverno. No verão, em comprimento, *G. guidonia* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$) e em diâmetro *H. balansae* ($r^2 = 0,37$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,49$ e $p < 0,05$), *P. trunciflora* ($r^2 = 0,24$ e $p < 0,05$), *G. macrophylla* ($r^2 = 0,18$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,13$ e $p < 0,05$). No inverno, em comprimento, *P. parviflora* ($r^2 = 0,13$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,32$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,63$ e $p < 0,05$) e *G. macrophylla* ($r^2 = 0,63$ e $p < 0,05$) e em diâmetro, *P. parviflora* ($r^2 = 0,14$ e $p < 0,05$), *P. trunciflora* ($r^2 = 0,16$ e $p < 0,05$), *G. macrophylla* ($r^2 = 0,29$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,41$ e $p < 0,05$).

O aumento da umidade do ar apresentou relação positiva com o desenvolvimento das plântulas nos reflorestamentos, nas duas estações. Houve maior desenvolvimento em comprimento em *G. guidonia* ($r^2 = 0,34$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,14$ e $p < 0,05$) e *V. montevidensis* ($r^2 = 0,17$ e $p < 0,05$), em diâmetro em *G. guidonia* ($r^2 = 0,35$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,18$ e $p < 0,05$), *C. ecalyculata* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$), *E. pyriformis* ($r^2 = 0,08$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,17$ e $p < 0,05$) e na produção foliar em *H. balansae* ($r^2 = 0,11$ e $p < 0,05$), *G. guidonia* ($r^2 = 0,30$ e $p < 0,05$), *C. canjerana* ($r^2 = 0,12$ e $p < 0,05$), *V. montevidensis* ($r^2 = 0,09$ e $p < 0,05$), *C. ecalyculata* ($r^2 = 0,19$ e $p < 0,05$) e *T. casaretti* ($r^2 = 0,16$ e $p < 0,05$).

A fertilidade do solo, nos reflorestamentos, não apresentou relação entre a mortalidade das plântulas e os parâmetros químicos avaliados. Nos fragmentos florestais os pontos com menor quantidade de fósforo ($r^2 = 0,09$, $p < 0,05$), magnésio ($r^2 = 0,08$, $p < 0,05$) e cálcio ($r^2 = 0,07$, $p < 0,05$) mostraram maior mortalidade. A soma de bases ($r^2 = 0,09$, $p < 0,05$), capacidade de troca de cátions ($r^2 = 0,08$, $p < 0,05$) e saturação por bases ($r^2 = 0,08$, $p < 0,05$) mostraram relação inversa com a mortalidade.

4 DISCUSSÃO

Mortalidade e estabelecimento das plântulas

Há na literatura vários relatos de elevada mortalidade de plântulas em florestas tropicais (e. g., Augspurger & Kelly 1984; Molofsky & Fisher 1993; Montgomery & Chazdon 2002; Benítez-Malvido & Lemus-Albor 2005; Gillman & Ogden 2005; Alvarez-Clare & Kitajima 2009). Nos fragmentos florestais, diversos fatores podem ter influenciado na mortalidade e no desenvolvimento das plântulas, como: competição inter ou intra-específicas, diferenças específicas das espécies pelo uso dos recursos, sobreposição por serapilheira (Gillman & Ogden 2005), herbivoria (Coley & Barone 1996; Medina 1998), patógenos (Augspurger & Kelly 1984), potencial de crescimento (Clark et al. 1999) e possíveis interações entre eles. Segundo os mesmos autores essas interações junto com as variações ambientais podem gerar grandes flutuações no crescimento e sobrevivência da mudas.

Segundo Gillman & Ogden (2005) a serapilheira pode causar danos e mortalidade de plântulas em diversos tipos de ecossistemas florestais brasileiros. Os mesmos autores, ao verificar taxas de danos com mudas transplantadas artificialmente em floresta tropical na Nova Zelândia, afirmam que o dano está diretamente relacionado com composição das espécies presentes no microambiente, por exemplo: sob dossel de *Rhopalostylis sapida* (espécie que libera grande volume de serapilheira) houve 11 vezes mais danos do que sob dossel de outras espécies.

Estudos com mortalidade de mudas por ataque de patógenos em floresta estacional semidecidual na Ilha de Barro Colorado, Panamá, confirmaram que a alta densidade de mudas aumenta os níveis de doenças, especialmente sob condições de sombreamento (Augspurger & Kelly 1984). No mesmo local, Molofsky & Fisher (1993), trabalhando com espécies tolerantes à sombra, observaram que todas as espécies tiveram

altura 30% maior nos locais de clareira em comparação com locais sombreados, como observado nos reflorestamentos e fragmentos aqui estudados.

A elevada mortalidade no fragmento florestal e no reflorestamento em Rancho Alegre no mês novembro (plantio em outubro) pode estar ligada ao estresse hídrico tendo em vista a estiagem que antecedeu o plantio, o que não ocorreu em Alvorada do Sul, com plantio de mudas simultâneo ao início da estação chuvosa. Em florestas secas ou em savanas, a sobrevivência de plântulas é associada à duração da estação seca e à intensidade de competição entre as raízes, uma vez que essa competição e a eventual presença de mutualismos como as micorrizas podem regular o ganho de carbono a longo prazo no subosque florestal (Medina 1998). Segundo Fenner (1987) e Medina (1998) a competição entre as raízes por nutrientes e água reduz o potencial de crescimento e sobrevivência em florestas tropicais.

Caracterização do ambiente

As porcentagens de cobertura de dossel nos fragmentos florestais e reflorestamentos mostraram-se semelhantes aos resultados descritos por Suganuma (2008), onde os reflorestamentos teriam menor cobertura florestal do que as florestas nativas, sugerindo um incremento dos parâmetros estruturais com o aumento da idade (Suganuma 2008; Melo 2007).

Há diversos trabalhos que apontam a importância do dossel florestal na arquitetura e complexidade da floresta (Paiva & Poggiani 2000; Bianchini et al. 2001; Montgomery & Chazdon 2002; Silva Jr. et al. 2004; Balderrama & Chazdon 2005; Marthews et al. 2008).

Bianchini et al. (2001), estudando fragmento de floresta estacional semidecidual, registraram até 90 % de cobertura de dossel utilizando um densiômetro esférico. Resultados similares obtiveram Silva Jr. et al. (2004) no mesmo tipo de floresta, com mais de 95% de cobertura florestal em floresta madura e 92% em floresta secundária de 45 anos, valores semelhantes aos dados obtidos nos ambientes estudados, sugerindo bom desenvolvimento dos reflorestamentos com menos de 7 anos de implantação.

A idade e o espaçamento maior entre indivíduos dos reflorestamentos justificam as variações na radiação fotossinteticamente ativa entre estes e os fragmentos florestais. Segundo Bianchini et al. (2001), diferenças no arranjo espacial, na arquitetura das copas e na área foliar podem determinar mudanças na penetração de luz pelo dossel, bem

como, a heterogeneidade ambiental, associada ao caráter semidecíduo dessas florestas. Paiva & Poggiani (2000) com estudos em floresta estacional semidecidual também observaram baixa luminosidade sob cobertura florestal, apontando maiores índices no período do inverno, com pico de queda de folhas ao longo da estação seca.

Marthews et al. (2008) analisando diferentes aberturas de dossel e a influencia que exercem na temperatura e na umidade do solo em floresta tropical úmida no Panamá, concluíram que diferentes aberturas de dossel criam micro-habitats heterogêneos possibilitando a coexistências de espécies distintas. Em seus estudos, constataram que em grandes clareiras a extração de água do solo por raízes tem um papel secundário diante da evaporação direta da superfície do solo e a temperatura apresenta oscilações diárias, em pequenas clareiras a extração de água por raízes é mais relevante do que a evaporação direta e a temperatura levemente mais fria do que nas grandes clareiras, já sob dossel fechado a absorção por raízes é um importante regulador da umidade e temperatura do solo.

A baixa umidade relativa do ar, temperaturas elevadas e grandes amplitudes foram características marcantes nos reflorestamentos quando comparados com o fragmento de referência, indicando que a estrutura florestal determina diretamente o microclima, de modo que estruturas mais complexas podem aumentar as diferenças com áreas abertas e diminuir as variações internas (Brown 1993).

Pezzopane et al. (2002) ao analisar a temperatura média do solo em ambiente de floresta estacional semidecidual e área aberta adjacente constatou 39,2 °C em área aberta e 19,4 °C em área fechada, com elevadas amplitudes diárias na aérea aberta, dados que podem ser extrapolados para os resultados observados acima, pois, segundo Paiva & Poggiani (2000), ao estudar floresta semidecidual, constataram que a temperatura media do solo acompanhou a temperatura media do ambiente, permanecendo ligeiramente inferior.

Em florestas semidecíduas o estresse hídrico e a pouca umidade no período de estiagem são os principais fatores que limitam o recrutamento das plântulas em áreas florestais (Medina 1998). Brown (1993) sugere que microclimas específicos permitem o desenvolvimento e sobrevivência de espécies adaptadas a esses ambientes. Isto nos leva a crer que outros fatores atuam conjuntamente com o microclima nos fragmentos florestais e que a sobrevivência das plântulas pode ser mais dependente de interações bióticas do que fatores abióticos.

Em solos eutróficos, como nos locais de estudo, a saturação por bases é sempre superior a 50%. A matéria orgânica representa cerca de 70% da capacidade de troca de cátions, sendo menor quanto menor for a biomassa da vegetação, como observado nos

reflorestamentos estudados (Tomé Jr. 1997). A elevada quantidade de P observada nos reflorestamentos (antes áreas destinadas a agricultura) pode ser remanescente da adubação que antecedeu a implantação dos reflorestamentos.

Mortalidade e estabelecimento de plântulas e interações com o ambiente

Ao atravessar o dossel tanto a quantidade como a qualidade da luz podem ser alteradas antes de atingirem o subosque (Melo et al. 2004). Segundo Medina (1998), entre os fatores abióticos, a disponibilidade de luz é o principal limitante para o estabelecimento de plântulas em florestas tropicais. Nos fragmentos florestais e principalmente nos reflorestamentos, as plântulas das espécies estudadas apresentaram melhor desenvolvimento nos locais com menor cobertura de dossel (menor biomassa) e, conseqüentemente, com maior disponibilidade de radiação fotossinteticamente ativa, sugerindo menor competição por luminosidade.

Ao reproduzir os efeitos das variações na cobertura de dossel (dossel fechado e clareira), manipulando iluminação e temperatura, em Porto Rico, Everham et al. (1996) observaram resultados semelhantes aos observados nos fragmentos florestais estudados, onde, com 22,25 °C e 82,28 % de temperatura e umidade do ar, respectivamente, simulando ambiente de dossel fechado e 24,75°C e 75,53 %, ambiente de clareira, constataram o aumento no estabelecimento e sobrevivência nas espécies *Dacryodes excelsa* em condições de alta luminosidade, temperaturas elevadas e menor umidade de solo, *Prestoea montana* sob muita luminosidade e baixas temperaturas e *Guarea guidonia* sob alta luminosidade. Esses resultados são semelhantes aos obtidos neste experimento, em que, em geral as espécies tolerantes à sombra apresentaram melhor desenvolvimento e maiores taxas de sobrevivência em ambientes com maior luminosidade e temperatura, principalmente nos períodos de verão, onde as porcentagens de cobertura são maiores.

Medina (1998) efetuou comparações entre as taxas fotossintéticas com espécies de vários estágios sucessionais sob diferentes contrastes de luz e nutrientes no solo encontrando diferentes níveis de desenvolvimento e de sobrevivência. Neste estudo todos os parâmetros de solo avaliados mostraram níveis elevados, indicando boa fertilidade nos locais de estudo, sugerindo que os resultados de mortalidade e crescimento não estão relacionados com deficiência de nutrientes no solo. Os solos de florestas tropicais são geralmente deficientes em fósforo (Medina 1998), sendo um elemento pouco móvel e normalmente escasso no solo (Duarte & Casagrande 2006). A baixa mobilidade é uma possível justificativa

para as altas concentrações de fósforo observadas nos reflorestamentos, provavelmente resultantes das atividades agrícolas exercidas antes do reflorestamento nos locais de estudo. No entanto, os altos níveis de fósforo nos reflorestamentos não mostraram relação com os parâmetros bióticos avaliados.

Em ambos os ambientes o microclima e a cobertura florestal apresentam correlação com a mortalidade e com o desenvolvimento das mudas. Nos fragmentos florestais a intensidade destas relações não permite descartar a influencia de outras variáveis (como citado anteriormente, patógenos e herbivoria).

Segundo Medina (1998) a competição entre as raízes por água e nutrientes reduz o potencial de crescimento e a sobrevivência no subosque. Nos reflorestamentos por apresentarem menor biomassa e cobertura florestal, sugerimos a possibilidade de que a competição entre as espécies por água seja menor nos períodos de déficit hídrico, que resultou no melhor desenvolvimento e sobrevivência das mudas transplantadas. Este fato colaboraria para atenuar o estresse microclimático, maior nos reflorestamentos do que nos fragmentos, principalmente no período do inverno em que as árvores perdem parte de suas folhas.

Conclusão

Outros fatores, não estudados aqui, tais como a herbivoria, a incidência de patógenos e danos causados por queda de detritos influenciam, negativamente e em conjunto com o microclima e a estrutura florestal, o desenvolvimento e sobrevivência das plântulas transplantadas nos fragmentos florestais. Nos reflorestamentos, as baixas correlações existentes entre a mortalidade e o desenvolvimento, com o microclima e a estrutura florestal, não são suficientes para sugerir que estes sejam os principais fatores limitantes para o estabelecimento e a sobrevivência de plântulas nos reflorestamentos. Adicionalmente, a mortalidade pode ser reduzida e o desenvolvimento, facilitado, com o estresse hídrico reduzido em comparação ao fragmento florestal, onde se observaria maior competição por água e nutrientes.

Bibliografia

- Alves, L. F., e J. P. Metzger. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotrópica* **6**(2):1-26.
- Alvarez-Clare, S., e K. Kitajima. 2009. Susceptibility of Tree Seedlings to Biotic and Abiotic Hazards in the Understory of a Moist Tropical Forest in Panama. *Biotrópica* **41**(1):47–56.
- Augspurger, C. K., e C. K. Kelly. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedling: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. *Oecologia* **61**:211-217.
- Augspurger, C. K., e K. Kitajima. 1992. Experimental studies of seedling recruitment from contrasting seed distributions. *Ecology* **73**(4):1270-1284.
- Balderrama, S. I. V., e R. L. Chazdon. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* **21**:383–395.
- Benítez-Malvido, J., e A. Lemus-Albor. 2005. The Seedling Community of Tropical Rain Forest Edges and Its Interaction with Herbivores and Pathogens. *Biotrópica* **37**(2):301–313.
- Bianchini, E., J. Pimenta, e F. A. M. Santos. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **44**(3):269-276.
- Brown, N. 1993. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology* **9**:153-168.
- Brown, S., e A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*. **2**(2):97-111.
- Burguer, D. M., e W. B. Dellitti. 1999. Fitomassa epígea da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira, SP. *Revista Brasileira de Botânica* **22**(3):429-435.
- Cavalheiro, A. L., J. M. D. Torezan, e L. Fadelli. 2002. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. Páginas 213-224 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, PR.
- Clark, J. S., B. Beckage, P. Camill, B. Cleveland, J. H. R. Lambers, J. Lichter, J. Mclachlan, J. Mohan, e P. Wyckoff. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* **86**(1):1-16.
- Coley, P. D., e J. A. Barone,. 1996. Herbivory and Plant Defenses in Tropical Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **27**:305-335.
- Duarte, R. M. R., e J. C. Casagrande. 2006. Interação solo-planta para recuperação de áreas degradadas. Páginas 58-74 em *mMnual para recuperação de áreas degradadas em matas ciliares do estado de São Paulo*. Instituto de Botânica, São Paulo, SP.

- Engel, V. L., e J. A. Parrotta. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Páginas 1-26 em P. Y. Kageyama, R. E. Oliveira, L. F. D. Moraes, V. L. Engel, e F. B. Gandara, editores. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. FEPAF, Botucatu, SP.
- Everham, E. M., R.W. Myster, e E. Van De Genachte. 1996. Effects of light, moisture, temperature, and litter on the regeneration of five tree species in the tropical montane wet forest of Puerto Rico. *American Journal of Botany* **83**(8):1063-1068.
- Fenner, M. 1987. Seedlings. *The New Phytologist* **106**:35-47.
- Gandolfi, S. 2003. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis conseqüências. Páginas: 305-311 em V. Claudino-Sales, editor. *Ecossistemas brasileiros: Manejo e conservação*. Expressão gráfica editora, Fortaleza, CE.
- Gillman, L. N., e J. Ogden. 2005. Microsite heterogeneity in litterfall risk to seedlings. *Austral Ecology* **30**:497-504.
- Guariguata, M. R. 2000. Seed end seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: Management implications. *Ecological Applications* **10**(1):145-154.
- Guariguata, M. R., e R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* **148**:185-206.
- Haggar, J., K. Wightman, e R. Fisher. 1997. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management* **99**:55-94.
- Hernandes, J. L., M. J. Pedro Jr., e L. Bardin. 2004. Variação estacional da radiação solar em ambiente externo e no interior de floresta semidecídua. *Revista Árvore* **28**(2):167-172.
- Jardim, P. S. 2006. Crescimento e biomassa de espécies arbóreas nativas da floresta estacional em reflorestamentos no norte do Paraná, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Lorenzi, H. 1998. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Instituto Plantarum: Nova Odessa, SP.
- Maack R. 2002. *Geografia Física do Paraná*. Imprensa Oficial: Curitiba, PR.
- Marthews, T. R., D. F. R. P. Burslem, S. R. Paton, F. Yangüez, e C. E. Mullins. 2008. Soil drying in a tropical forest: Three distinct environments controlled by gap size. *Ecological Modelling* **216**:369-384.
- Medina, E. 1998. Seedling establishment and endurance in tropical forest: ecophysiology of stress during early stages of growth. *Oecologia Brasiliensis* **4**:23-43.
- Melo, A. C. G., D. L. C. Miranda, e G. Durigan. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore* **31**(2):321-328.

- Melo, F. P. L., A. V. A. Neto, E. A. Simabukuro, e M. Tabarelli. 2004. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. Páginas 237-250 em A. G. Ferreira e F. Borghetti. Germinação: do básico ao aplicado. ARTIMED, Porto Alegre, RS.
- Montgomery, R. A., e R. L. Chazdon. 2002. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia* **131**:165-174.
- Molofsky, J., e B. L. Fisher. 1993. Habitat and predation effects on seedling survival and growth in shade-tolerant tropical trees. *Ecology* **74**(1):261-265.
- Nepstad, D. C., C. Uhl, C. A. Pereira, e J. M. C. Silva. 1995. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture e mature forest of eastern Amazonia. *Oikos* **76**:25-39.
- Paiva, A. V., e F. Poggiani. 2000. Crescimento de mudas de espécies arbóreas nativas plantadas no sub-bosque de um fragmento florestal. *Scientia Forestalis* **57**:141-151.
- Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, e N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* **99**:1-7.
- Pezzopane, J. E. M., G. G. Reis, M. G. F. Reis, J. M. C. Costa e J. H. Chaves. 2002. Temperatura do solo no interior de um fragmento de floresta secundária semidecidual. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* **10**(1):1-8.
- Ramos, F. N., e F. A. M. Santos. 2006. Microclimate of Atlantic Forest Fragments: Regional and Local Scale Heterogeneity. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **49**(6):935-944.
- Rodrigues, R. R., e S. Gandolfi. 2004. Conceitos tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. Páginas 235-247 em R. R. Rodrigues e H. F. Leitão-Filho. *Mata ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, FAPESP, São Paulo, SP.
- Silva Jr, W. M., S. V. Martins, A. F. Silva, e P. Marco Jr. 2004. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Scientia Forestalis* **66**:169-179.
- Stipp, N. A. 2002. Principais tipos de solo da bacia do rio Tibagi. Páginas 39-44 em M. E. Medri, E. Bianchini, O. A. Shibatta e J. A. Pimenta, editores. *A bacia do rio Tibagi*. Edição dos editores, Londrina, PR.
- Suganuma, M. S. 2008. Avaliação de sucesso da restauração florestal baseada em estrutura florestal e processos do ecossistema. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.
- Tomé Jr., J. B. 1997. Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Agropecuária, Guaíba, RS.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Em sua maior parte os reflorestamentos ciliares foram implementados a partir da década de 1980 e devido a sua pouca idade estudos sobre a sua eficácia são escassos e recentes.
- É necessário avaliar a eficácia das medidas de restauração, para isso deve-se acompanhar o desenvolvimento desses reflorestamentos e considerar o recrutamento dos propágulos, para que se faça uso desse conhecimento na resolução de questões sobre conservação, manejo e restauração de florestas tropicais.
- Variáveis como a cobertura de dossel, radiação fotossinteticamente ativa, temperatura e umidade do ar apontam diferenças entre os reflorestamentos e os fragmentos florestais estudados, de tal modo podendo influenciar na germinação de sementes.
- É necessário investigar a importância do componente densidade-dependente na remoção de sementes e no estabelecimento de plântulas. Um experimento em que as sementes e as plântulas fossem dispostas individualmente a uma certa distância umas das outras poderia, eventualmente, resultar em taxas menores de predação e herbivoria.
- Era de se esperar que a fonte de sementes e a presença da fauna dispersora de sementes não fossem fatores limitantes para o incremento do estrato regenerante devido ao grau de conectividade entre os locais, no entanto, sugerimos estudos pré-dispersão para verificar possíveis falhas no aporte de sementes.
- A mortalidade das plântulas pode ser reduzida e o desenvolvimento, facilitado, com menor estresse hídrico e maior disponibilidade de luz em comparação ao fragmento florestal, onde se observaria maior competição por água, nutrientes e luminosidade.
- É necessário um monitoramento de toda e qualquer área sob restauração ecológica, pois, se os processos de sucessão ecológica falharem, podem ser necessárias intervenções futuras, como enriquecimento com sementes ou mudas e controle de plantas invasoras.

ANEXOS

ANEXO A – Aspecto Do Subosque Dos Fragmentos Florestais (A), Dos Reflorestamentos (B) E Da Matriz Agrícola Que Os Envolve (C).





ANEXO B – Aspecto da grade de proteção para sementes utilizada no experimento 2 de emergência de plântulas a partir de sementes.



ANEXO C – Nome científico, família e grupo sucessional (P – Pioneira, I – Secundária inicial e S – Secundária) das espécies utilizadas nos reflorestamentos realizados na margem paranaense do Reservatório de Capivara.

Nome Científico	Família	Grupo Sucessional
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Mimosaceae	P
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Verbenaceae	P
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Euphorbiaceae	P
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Mimosaceae	S
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	S
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. Et Arn.) Hass.	Malvaceae	P
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Caesalpinaceae	S
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Nyctaginaceae	S
<i>Cecropia</i> spp.	Cecropiaceae	P
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Solanaceae	P
<i>Chorisia speciosa</i> St. Hil.	Bombacaceae	S
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins.	Rhamnaceae	S
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.*	Boraginaceae	S
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Boraginaceae	P
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae	P
<i>Cytherexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	P
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Mimosaceae	S
<i>Ficus guaranitica</i> Schodadt	Moraceae	S
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae	I
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Sterculiaceae	P
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Tiliaceae	P
<i>Inga</i> spp.	Mimosaceae	I
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Caricaceae	P
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae	P
<i>Patagonula americana</i> L.	Boraginaceae	S
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	P
<i>Pelthophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Caesalpinaceae	I
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolaccaceae	P
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Mimosaceae	I
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Rosaceae	I
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Rob.	Bombacaceae	I
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Caesalpinaceae	I
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart. Ex DC.) Mez.	Myrcinaceae	P
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi var.	Anacardiaceae	P
<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Caesalpinaceae	P
<i>Senna multijuga</i> (L.C.Rich) H.S. Irwin & Barneby.	Caesalpinaceae	P
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	P
<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart.) Standl.	Bigniniaceae	I
<i>Tabernaemontana australis</i> (M. Arg.) Miers	Apocynaceae	P
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	Ulmaceae	P