

Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”

Enriquecimento de uma floresta em restauração
por meio da semeadura direta e introdução de plântulas

Maria Helena Cury Nahssen

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2018

Maria Helena Cury Nahssen
Licenciada e Bacharel em Ciências Biológicas

**Enriquecimento de uma floresta em restauração
por meio da semeadura direta e introdução de plântulas**
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos Florestais.
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2018

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP**

Nahssen, Maria Helena Cury

Enriquecimento de uma floresta em restauração por meio da
semeadura direta e introdução de plântulas / Maria Helena Cury Nahssen. -
- versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - -
Piracicaba, 2018.

134 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz
de Queiroz”.

1. Restauração ecológica 2. Mata Atlântica 3. Semeadura direta 4.
Introdução de plântulas I. Título

ao meu pai, Gassen Omar Nahssen,
com muito amor,
dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPQ e ao Programa de Recursos Florestais pela bolsa concedida.

Agradeço ao meu orientador Sergius Gandolfi por ter aceitado me orientar; pela idéia inicial do trabalho; pelos imensuráveis ensinamentos e correções; pela compreensão, paciência, dedicação e grande generosidade e por ser um professor transformador que estimula o pensamento crítico, criativo, complexo, otimista, holístico, multi e transdisciplinar. Sou grata à sua infinita grandeza e à paixão que trata a vegetação nativa e sua biodiversidade. Foi um prazer e uma honra ter sido sua orientanda. Muitíssimo obrigada.

Agradeço à International Paper que possibilitou que o trabalho fosse desenvolvido no Parque Florestal São Marcelo. Sou grata a todo apoio logístico, financeiro e técnico. Em especial, agradeço ao Miguel Magela por todas as contribuições e generosidade e ao João Machado pela flexibilidade e prontidão para ajudar de forma tão eficiente. Sou grata a equipe que me ajudou em campo e fora dele.

Agradeço ao Projeto temático intitulado “Restauração Ecológica de Florestas Ciliares, de Florestas de Produção e de Fragmentos Florestais Degradados (em APP e RL), com Elevada Diversidade, com Base na Ecologia de Restauração de Ecossistemas de Referência” da FAPESP pelo financiamento das viagens a campo. Sou grata, em especial, à Coordenadora do módulo de Restauração Ecológica Cláudia Mira Attanasio por todo apoio, compreensão e amizade.

Agradeço ao Juliano van Melis e ao Marcelo Alves pelas tão trabalhosas análises estatísticas e sobretudo pela paciência, dedicação e generosidade. Também sou grata à Rafaela e ao Danilo pelos conselhos estatísticos.

Agradeço aos professores de todas as disciplinas que cursei pelos ensinamentos que tanto contribuíram para minha formação. Em especial, sou grata ao Ricardo R. Rodrigues, Ingrid Koch, Marcos Sorrentino, Natália Ivanauskas, Vinicius C. Souza, Ciro A. Righi, Silvio Ferraz, Edson Vidal, Sergius Galndolfi, Carlos Armênio Khatounian, Pedro Brancalion e Luiciana Duque.

Agradeço imensamente à minha banca de exame de qualificação e de defesa: Flavio Gandara, Daniella Schweizer, Natália M. Ivanauskas, Ricardo R. Rodrigues e Marina Melo Duarte por terem aceitado o convite e por todas as ricas contribuições.

Agradeço à Giovana Oliveira por solucionar de forma tão eficiente os problemas e dúvidas burocráticas e sobretudo por todas as longas conversas e conselhos que deixaram o percurso mais suave e agradável. Obrigada pela amizade, bondade, otimismo e generosidade.

Agradeço à todas as pessoas do LERF: Débora, por todas as contribuições e amizade; Laíne pelas longas discussões “enriquecedoras”, pela amizade e parceria; Sergio, Thais e Mônica (LASTROP) pelo carinho e parceria entre rochas, pastos e florestas; Cris, por todas as dicas de artigos, sugestão de banca; Marininha (LASTROP) por me apresentar o ceptômetro, me ensinar a usá-lo e pelas contribuições sobre a metodologia do trabalho; André (Bioflora) pelas informações sobre os custos dos propágulos; Allan, Jeanne e Thais, pela parceria desde a aquisição das sementes, teste de germinação, discussões de artigos, contribuições e amizade ao longo de todo o percurso; Raíssa por todas as conversas, lamentações e risadas;

Kiss, Julia, Carol (LASTROP), Ana Paula, Bruno, Cinthia, Anani, Cristal, Nino (LASTROP), Tati, Mariana, Chico e Flávio, por todas as contribuições e acolhimento.

Agradeço à minha mãe pelo amor incondicional, pelo apoio e doação em todos os momentos e por ser tão especial e essencial na minha vida.

Agradeço ao meu irmão Vitor e à minha cunhada Andresa por sempre estarem presentes e dispostos a ajudar. Sou grata pela amizade, cuidado, compreensão e pelo empréstimo do guerreiro Uninho que possibilitou a realização do experimento. Agradeço também à minha sobrinha Mavi por encher nossas vidas de amor e graça.

Agradeço à toda minha família (tios, tias, primos e primas) pelo apoio, preocupação e pelos encontros que deixam nossas vidas mais leve e acaloram nossos corações.

Agradeço à família Soares Galvanese que já considero como minha. Sou grata pelo acolhimento, carinho e preocupação de todos. Um agradecimento especial à D. Grécia pelo apoio e dicas valiosas, à Maíra pela amizade e discussões sobre o tema, à Isadora pelo carinho e cuidado e aos meninos Cauã e Francisco por encherem nossas vidas de graça e proporcionarem mais encontros.

Agradeço às minhas amigas da faculdade pela amizade e apoio mesmo a distância. Sou grata também à todas as minhas amigas pederneirenses pela amizade e à minha tão especial amiga são pedrense Luana pela parceria e amizade em todos os momentos.

Agradeço ao casal Maiara e Caio por todos os momentos deliciosos que tivemos ao longo desse período. Sou grata pela amizade verdadeira, pelos catans, jogos de futebol às quartas, por cuidarem dos nossos cachorros em fins de semana e por tantos momentos maravilhosos.

Agradeço à Maiara por todos os sonhos compartilhados nestes anos, pela parceria infinita, pelas intensas aventuras, pelos longos e inspiradores cafés, por tudo que aprendi com ela sobre mim mesma, sobre as plantas e sobre a vida. Sou imensamente grata por este encontro maravilhoso proporcionado pelo mestrado. Tamo junta, ao infinito e além.

Agradeço aos meus quatro cachorros - Frida, Chicó, Vênus e Baru por me ensinarem sobre o amor incondicional e por estarem sempre dispostos a encher minha vida de carinho, graça, amor e alegria.

Por fim, mas não menos importante, agradeço ao meu companheiro de todas as horas Bruno por todo o carinho, apoio, paciência, cuidado, compreensão, parceria e dedicação. Sou muito feliz e grata por poder compartilhar minha vida com uma pessoa tão maravilhosa. Muito obrigada de coração por tudo que você é e se torna a cada dia.

Muito obrigada a todos!

"O rio passa ao lado de uma árvore, cumprimenta-a, alimenta-a, dá-lhe água... e vai em frente, dançando. Ele não se prende à árvore. A árvore deixa cair suas flores sobre o rio em profunda gratidão, e o rio segue em frente. O vento chega, dança ao redor da árvore e segue em frente. E a árvore empresta o seu perfume ao vento... Se a humanidade crescesse, amadurecesse, essa seria a maneira de amar."

(Osho)

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	11
1.1 <i>A importância da biodiversidade para os plantios de restauração</i>	15
1.2 <i>Fatores que interferem na autopertuação da floresta</i>	19
1.3 <i>Trabalhos que estudaram os fatores que afetam o enriquecimento assistido de florestas secundárias e de áreas em restauração de florestas tropicais.....</i>	24
1.4 <i>Autopertuação das áreas em restauração</i>	28
1.5 <i>Enriquecimento assistido em áreas em restauração</i>	34
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	39
3. MATERIAIS E MÉTODO.....	41
3.1 <i>Área de estudo</i>	41
3.2 <i>Espécies selecionadas</i>	44
3.3 <i>Análise de viabilidade das sementes</i>	47
3.4 <i>Produção das plântulas</i>	48
3.5 <i>Densidade de sementes e de plântulas</i>	49
3.6 <i>Delineamento experimental</i>	51
3.7 <i>Semeadura direta e introdução de plântulas</i>	52
3.8 <i>Caracterização da área em restauração</i>	54
3.8.1 <i>Umidade do solo</i>	54
3.8.2 <i>Radiação fotossinteticamente ativa no sub-bosque da área em restauração.....</i>	54
3.9 <i>Coleta e análise de dados</i>	55
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1 <i>Caracterização da área em estudo</i>	61
4.1.1 <i>Umidade do solo</i>	61
4.1.2 <i>Radiação fotossinteticamente ativa</i>	63
4.2 <i>Emergência, estabelecimento inicial e crescimento das plântulas oriundas da semeadura direta e introdução de plântulas</i>	65
4.2.1 <i>Emergência e estabelecimento inicial</i>	65
4.2.2 <i>Crescimento</i>	79
4.3 <i>Peso da semente</i>	84
4.4 <i>Correlação entre o estabelecimento inicial e o crescimento e às diferentes linhas de enriquecimento</i>	88
4.5 <i>Estudo das comunidades formadas pelo enriquecimento.....</i>	95
4.6 <i>Custo-efetividade do enriquecimento inicial</i>	102
5. CONCLUSÕES	113
REFERÊNCIAS.....	115

RESUMO

Enriquecimento de uma área em processo de restauração por meio da semeadura direta e introdução de plântulas

O enriquecimento assistido é uma alternativa possível para se aumentar as chances de autopropagação de florestas em processo de restauração ecológica que foram implantadas por meio de uma combinação inadequada de espécies, inseridas em matrizes pouco permeáveis à fauna e à flora e que passaram por um intenso histórico de perturbação. No entanto, técnicas de baixo custo para o enriquecimento de áreas em restauração ainda são pouco estudadas, havendo demanda de pesquisas para as diferentes fitofisionomias florestais e espécies nativas pertencentes aos grupos sucessionais. Neste contexto, o presente trabalho visa avaliar a viabilidade e a eficiência da semeadura direta e da introdução de plântulas de espécies arbóreas de diversidade para o enriquecimento de uma área em processo de restauração a 14 anos, situada na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, município de Mogi-Guaçu-SP. Foram utilizadas sementes e plântulas de sete espécies arbóreas (cinco secundárias iniciais - *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth.; *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart e Eicheler). Engl; *Lafoensia pacari* Saint-Hilaire; *Astronium graveolens* Jacq.; *Pterogyne nitens* Tul. e duas clímaces - *Hymenaea courbaril* L.; *Eugenia involucrata* DC.) que foram introduzidas em áreas com diferentes níveis de luz (borda e interior da floresta). A técnica de introdução de plântulas resultou em uma taxa de estabelecimento após um ano mais elevada (25,71%) do que a semeadura direta (8,61%). Os indivíduos da maior parte das espécies tiveram pequeno incremento em altura ao longo de um ano. A linha de enriquecimento situada no interior da área em restauração apresentou maior densidade em comparação às linhas da borda para ambas as técnicas. Contudo, as repostas variaram entre as espécies, sugerindo que a introdução de propágulos em diversos micro-sítios pode ser a alternativa mais adequada. A emergência das plântulas foi positivamente relacionada ao peso da semente, isto é, as espécies com sementes mais pesadas tiveram um maior número de plântulas emergentes do que as espécies com sementes de peso intermediário e mais leves. A semeadura direta apresentou melhor custo-efetividade do que a introdução de plântulas pois, mesmo precisando de uma maior densidade de propágulos para se obter o número desejado de indivíduos estabelecidos, seus custos ainda são inferiores. No entanto, ainda faltam sementes em quantidade e de qualidade no mercado, assim como conhecimentos acerca do desempenho das espécies utilizando ambas as técnicas testadas. Concluiu-se que tanto a semeadura direta, quanto a introdução de plântulas se mostraram técnicas viáveis para o enriquecimento inicial de uma área em restauração, mas a efetividade ecológica e econômica das mesmas pode ser melhorada por meio de introduções dos propágulos em diferentes períodos da estação chuvosa e pelo aumento da densidade de propágulos a serem introduzidos em campo, desde que ainda seja vantajoso economicamente. Futuros estudos também poderiam explorar diferentes ações que garantam a sobrevivência das plântulas após o plantio, como aclimação das plântulas antes da introdução em campo e adubações adequadas para a formação de um torrão bem agregado.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Mata Atlântica; Enriquecimento; Semeadura direta; Introdução de plântulas

ABSTRACT

Enrichment of a forest undergoing restoration through direct seeding and introduction of small seedlings

Assisted enrichment is a possible alternative to increase the chances of self-perpetuation of forests undergoing restoration implemented through an inadequate combination of species. It takes place specially in restoration sites inserted in matrices that are not permeable to fauna and flora and a long land-use history. However, low cost techniques for the enrichment of areas under restoration are still little studied, and there is a demand for research on different types of forest and native species belonging to different ecological groups. In this context, the present study evaluated the viability and efficiency of direct seeding and introduction of small seedlings of seven species for the enrichment of a 14-year-old restoration area, located in the municipality of Mogi-Guaçu, SP, Brazil, inside the Atlantic Forest, specifically in the Seasonal Semideciduous Forest type. Seeds and seedlings of seven tree species (five early secondary - *Centrolobium tomentosum* Guillem. Ex Benth.; *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart and Eicheler), Engl. *Lafoensia pacari* Saint-Hilaire; *Astronium graveolens* Jacq., *Pterogyne nitens* Tul.; and two climax - *Hymenaea courbaril* L., *Eugenia involucrata* DC.) were introduced in areas with different levels of light (edge and interior of the area under restoration). Establishment rates after one year were higher for seedling introduction technique (25.71%) than direct seeding (8.61%). The individuals of most species had small increases in height over a year. The enrichment line located inside the restoration area presented higher density in comparison to the edge lines for both techniques. However, the responses varied among the species, suggesting that the introduction of propagules in several microsites may be the most adequate alternative. Emergence was positively related to seed weight. Direct seeding was more cost-effective than seedling introduction because, even though it requires a higher density of seedlings to obtain the desired number of established individuals, its costs are still lower. However, there is still a lack of quality and quantity seed in the market, as well as knowledge about the performance of the species using both techniques tested. Therefore, both direct seeding and small seedling introduction were feasible techniques for the initial enrichment of an area undergoing restoration, but the ecological and economic effectiveness of the techniques can be improved through introductions of propagules at different periods of the rainy season and by increasing the density of propagules to be introduced in the field, as long as it is still economically advantageous. Future studies could also explore ways to ensure seedling survival after planting, such as acclimatization of seedlings before field introduction and adequate fertilization for the formation of a well-aggregated clod.

Keywords: Restoration ecology; Atlantic Forest; Direct seeding; Small seedling introduction

1. INTRODUÇÃO

A conversão de vegetação nativa para uso antrópico, como usos para agricultura, pecuária, mineração, exploração madeireira, expansão urbana, tem transformado de maneira brutal as paisagens naturais (FOLEY et al., 2005; STEFFEN et al., 2015). Esta intensa devastação tem como consequência a perda de habitat e fragmentação (BENNETT; SAUNDERS, 2010), que acarretam em transformações estruturais das comunidades (DORNELAS et al., 2013) e perda de biodiversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; CASTRO SOLAR et al., 2015; NEWBOLD et al., 2015; BARLOW et al., 2016).

Tendo em vista os altos níveis de desmatamento e degradação de florestas nativas e o crescente reconhecimento da importância das florestas para mitigação das mudanças climáticas e conservação da biodiversidade, vários esforços liderados por diversos países e apoiados por investidores, bancos de desenvolvimento, organizações conservacionistas e financiadores surgiram para impulsionar a restauração da paisagem florestal em todo o mundo. Em 2011, foi lançado o “Bonn Challenge” para restaurar 150 milhões de hectares de terras desmatadas e degradadas até 2020. Posteriormente, na Cúpula do Clima, em 2014, a “New York Declaration on Forests” acrescentou 200 milhões de hectares até 2030 ao desafio global (UNITED NATIONS, 2014). No âmbito regional, destacam-se a iniciativa 20 x 20 que pretende restaurar 20 milhões de hectares de terra na América Latina e no Caribe até 2020 (VERGARA; FENHANN; SCHLETZ, 2015) e a iniciativa AFR100 (AFR100, 2018) que almeja restaurar 100 milhões de hectares de paisagens desmatadas e degradadas até 2030. No Brasil, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, propõe como meta a restauração de 15 milhões de hectares de florestas até 2050 (MELO et al., 2013).

Cerca de 63% do território brasileiro são cobertos por vegetação nativa, 25% por áreas de pastagens, 8% por áreas agrícolas (grãos, horticultura, fruticultura e silvicultura) e 3,5% por áreas urbanas, infraestrutura e outros (SPAROVEK et al., 2012). Entretanto, estas áreas se apresentam em cenários bem distintos, parte inseridas em paisagens tropicais pouco modificadas e com um histórico de destruição bastante recente, que é o caso da floresta amazônica, e parte representadas por pequenos fragmentos de vegetação, em geral, degradados e isolados, como é o caso da Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009).

A Mata Atlântica é considerada uma das áreas prioritárias para conservação da diversidade biológica, devido ao seu elevado grau de endemismo e sua forte ameaça de

extinções e perda de habitats (METZGER et al., 2009). Originalmente, esta formação possuía mais de 150 milhões de hectares, sendo que cerca de 92% dessa área pertenciam ao Brasil, ou seja, a Mata Atlântica representava cerca de 15% do território brasileiro (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017). Contudo, desde o início da colonização portuguesa, esta formação foi sistematicamente explorada e devastada, dando lugar a outros usos alternativos do solo (MORELLATO; MYERS et al., 2000; HADDAD, 2000; JOLY; MARTINI et al., 2007; ; RIBEIRO et al., 2009; METZGER; TABARELLI, 2014). Diante da grande perda de habitat, a Mata Atlântica apresenta-se bastante fragilizada e reduzida em cerca de 12,4% de sua cobertura original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017).

Esses remanescentes da Mata Atlântica se encontram em fragmentos de variados tamanhos situados, em sua maior parte, em áreas inapropriadas para a atividade agropecuária, como encostas de grande declividade (VIANA; TABANEZ, 1996; METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009). Mais de 80% dessas áreas de vegetação remanescentes são menores do que 50 ha (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009), mas ainda representam abrigo para várias populações e asseguram o abastecimento de água para mais de 122 milhões de pessoas (AYRES et al., 2005).

No Estado de São Paulo, a situação não é diferente. A vegetação nativa abrange apenas 17,5% de sua cobertura original (SIFESTP, 2009). No entanto, enquanto a região litorânea compreende cerca de 32% da cobertura original de Floresta Ombrófila Densa, o interior do estado abriga apenas 7,7% de Floresta Estacional Semidecidual e 1,7% Cerradão (SIFESP, 2009). Neste contexto, a vegetação nativa desta região do estado está extremamente ameaçada e sua biodiversidade comprometida (RODRIGUES et al., 2011; FERRAZ et al., 2014;).

A fim de mitigar os impactos negativos da devastação de extensas áreas de vegetação nativa, assim como garantir o bem-estar da sociedade e a efetiva conservação da biodiversidade, as iniciativas de restauração ecológica são cada vez mais necessárias e urgentes, especialmente na floresta Atlântica que apresenta um histórico de degradação mais antigo e intenso em comparação às demais formações vegetais brasileiras (DOBSON; BRADSHAW; BAKER, 1997).

A ciência da restauração ecológica tem evoluído significativamente nos últimos anos, partindo da visão de reconstrução de uma fisionomia florestal para uma perspectiva ecossistêmica que busca restaurar os processos ecológicos responsáveis por reconstruir uma

comunidade funcional que se autoperpetue e que tenha elevada diversidade. Entretanto, colocar em prática esse novo paradigma da restauração ainda é um grande desafio, devido ao limitado conhecimento acerca das interações biológicas entre as espécies, e das relações das espécies com os fatores abióticos do meio (SER, 2004).

A restauração vai muito além do simples plantio de mudas, pois valoriza a imprevisibilidade das espécies e processos ecológicos envolvidos, resgatando a diversidade florística e de diferentes formas de vida, além de possibilitar o resgate da diversidade genética. Diante desse avanço, os projetos de restauração passam a considerar os três seguintes princípios: (i) reconstruir comunidades funcionais ricas em espécies capazes de evoluir; (ii) estimular, se houver, o potencial de auto-recuperação ainda presente na área, e (iii) planejar ações de restauração em uma perspectiva de paisagem (RODRIGUES; GANDOLFI, 2007).

No Brasil, o modelo utilizado atualmente separa as espécies arbóreas nativas regionais e pertencentes à formação florestal alvo da restauração em dois grupos de introdução: recobrimento e diversidade (BRANCALION; GANDOLFI, RODRIGUES, 2015). No grupo de espécies arbóreas de recobrimento estão as espécies capazes de construir rapidamente um novo dossel na área degradada, recriando um habitat florestal propício para desenvolvimento das espécies tolerantes à sombra. O grupo de espécies arbóreas da diversidade é formado por espécies que, normalmente, não apresentam rápido crescimento e ou boa cobertura, compreendendo algumas espécies pioneiras, muitas secundárias iniciais e todas as espécies clímaxes (RODRIGUES et al., 2002). Ademais, as espécies pertencentes ao grupo de diversidade, são fundamentais para atração de fauna e para garantir a perpetuação da floresta ao longo dos anos. Considerando-se o modelo proposto sobre o processo de restauração de florestas tropicais por Brancalion; Gandolfi, Rodrigues (2015) as espécies arbóreas de recobrimento seriam responsáveis pela fase de estruturação de uma floresta enquanto as espécies da diversidade pelas fases de consolidação e maturação desta floresta.

A formação da fisionomia florestal, no geral, é alcançada pelos plantios de restauração, mas o alcance de uma alta diversidade de espécies ainda é um desafio (BARBOSA et al., 2007). O processo de restauração florestal é lento, envolvendo muitas décadas, ou mesmo séculos para que as florestas recuperadas possam se assemelhar às florestas secundárias mais tardias ou mesmo primárias (GANDOLFI, 2017). Assim, durante muito tempo áreas em processo de restauração tendem a apresentar um número de

espécies muito menor do que aquela encontrada nos ecossistemas mais maduros. Todavia, em muitos projetos de restauração, por diferentes causas, esse número de espécies florestais é mais baixo do que poderia ou deveria, e, dependendo das características da paisagem regional, a colonização de novas espécies neste local pode ser muito pequena (BARBOSA et al., 2003; SOUZA; BATISTA, 2004; BARBOSA et al., 2007; MÔNICO, 2012; DUARTE; GANDOLFI, 2017).

No Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, as florestas remanescentes se apresentam na paisagem como pequenos fragmentos isolados e degradados, fazendo com que o enriquecimento natural de áreas abandonadas em sucessão secundária ou em áreas em processo de restauração seja muito pequeno, lento e restrito a poucas espécies. Alguns estudos realizados no Estado de São Paulo, com o objetivo de avaliar o sucesso de projetos de restauração, demonstraram que a sustentabilidade de algumas florestas em processo inicial de restauração fica comprometida por não receberem propágulos de outros remanescentes, ou os receberem, muitas vezes, de forma muito lenta, principalmente devido ao isolamento dos fragmentos na paisagem e às características do entorno (SIQUEIRA, 2002; SORREANO, 2002; CASTANHO, 2009; MÔNICO, 2012).

Quando a ausência ou pequena capacidade de regeneração de espécies arbóreas *in situ* compromete a manutenção do dossel local, o desenvolvimento da fase de consolidação da floresta pode ser afetado, levando a um fracasso parcial, ou até total, do processo de restauração florestal (GANDOLFI, 2017). Dessa forma, a fim de evitar o colapso destas florestas que apresentam baixa diversidade e estão distantes de remanescentes florestais, por vezes, fazem-se necessárias ações de restauração como os plantios de enriquecimento (SOUZA; BATISTA, 2004; KANOWSKI; KOOYMAN; CATTERALL, 2009).

O enriquecimento florístico de áreas em processo de restauração é a introdução de espécies nativas da região e da formação vegetal que se deseja restaurar, mas que foram localmente extintas. Em geral, ele é usado para acelerar o restabelecimento da complexidade estrutural e funcional da floresta, com o intuito de garantir sua perpetuação no tempo, por meio da introdução de espécies arbóreas dos estádios intermediários ou finais de sucessão, ou ainda, pertencente a diversas formas vegetais originais de cada formação florestal, tal como lianas, ervas e arbustos e que apresentam comumente grande interação com a fauna (SANTOS, 2011; LE BOURLEGAT et al., 2013; PARDI, 2014). O enriquecimento florístico é crucial para recuperar parte da riqueza que foi perdida por meio

da introdução de propágulos de espécies extintas localmente. A extinção local ocorre quando uma espécie que ocorre em mais de um local tem seu último indivíduo morto em apenas uma localidade específica, provocando efeitos apenas sobre o ecossistema regional. Com o processo de fragmentação, muitas espécies ainda presentes na paisagem, mas extintas localmente, não conseguem se dispersar e enriquecer naturalmente estas áreas onde elas não ocorrem mais.

O enriquecimento pode também resgatar a diversidade genética de uma determinada população, sendo assim intitulado de enriquecimento genético. Neste caso, são introduzidos propágulos de espécies já presentes na área, mas provenientes de outros fragmentos de mesmo tipo florestal (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). O enriquecimento genético não pode ser confundido com o adensamento, pois este último não tem como objetivo o aumento da diversidade genética, mas apenas o aumento de indivíduos de espécies do grupo de preenchimento nas áreas onde não ocorreu a regeneração natural dos mesmos.

A fim de contribuir para o aprimoramento de técnicas de enriquecimento assistido de florestas tropicais, esta dissertação avaliou a viabilidade e a eficiência da semeadura e da introdução de plântulas como estratégia de enriquecimento de uma área em restauração, utilizando sete espécies arbóreas secundárias iniciais e clímaces.

1.1 A importância da biodiversidade para os plantios de restauração

Atividades antrópicas, como conversão e degradação de paisagens naturais, têm como consequência a perda e fragmentação de habitats, a mudança climática, a poluição que são fatores que ameaçam cada vez mais a biodiversidade. Apesar de existirem muitos esforços para a restauração de áreas degradadas, tem-se demonstrado que os ecossistemas em processo de restauração quando ainda relativamente jovens têm menos abundância, diversidade e ciclagem de carbono e nitrogênio do que ecossistemas não perturbados (SIQUEIRA, 2002; SOUZA; BATISTA, 2004; CROUZEILLES; CURRAN, 2016; MORENO-MATEOS et al., 2017).

A teoria “Biodiversity and Ecosystem Functioning” – BEF (SCHULZE; MOONEY, 1993) propõe uma relação entre a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema que pode ser aplicada à restauração. A teoria estabelece que as funções do ecossistema tendem a ser

impulsionadas à medida que a diversidade é aumentada no sistema, até ser atingido um patamar, a partir do qual a adição de espécies não terá mais influência na função do ecossistema. Além disso, a teoria sugere que grande parte do funcionamento de um ecossistema poderia ser atingido com apenas uma ou algumas espécies por grupo funcional, mas o ecossistema formado por poucas espécies é menos robusto que aquele onde foram utilizadas muitas espécies por atributo funcional.

A BEF defende que a diversidade regula o funcionamento e a estabilidade de ecossistemas (WRIGHT et al., 2009; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011) e, desta forma, a escolha de espécies considerando nichos complementares promoveria a estabilidade e resiliência do ecossistema em restauração, pois as espécies selecionadas vão exercer diferentes funções para o funcionamento do ecossistema e as espécies redundantes asseguram a persistência do mesmo. Entretanto, quando são consideradas diversas funções do ecossistema, o grau de redundância de espécies diminui (NAEEM, 1998; TRINDADE-FILHO; LOYOLA, 2010) e, além disto, não se pode também desconsiderar que cada espécie apresenta uma combinação única de atributos, o que torna o conceito da redundância absoluta discutível (ISBELL et al., 2011).

Ademais, a restauração também objetiva a preservação da biodiversidade em si, independentemente da sua função, pois, com o crescimento populacional, expansão da fronteira agrícola e urbana, futuramente, poucos espaços na paisagem estarão de forma permanente, disponíveis para a manutenção da biodiversidade. A preservação da biodiversidade não pode ser restrita à Unidades de Conservação, pois não existem tantas unidades, e os recursos para mantê-las ou para a criação de novas unidades já são e devem permanecer escassos. Por outro lado, sempre há risco de que unidades de conservação existentes sejam parcial ou totalmente danificadas, ou mesmo perdidas, devido a desastres, queimadas, etc. Portanto, além da funcionalidade, a alta biodiversidade é desejável em florestas tropicais em restauração em que a riqueza de espécies é naturalmente elevada para manter as espécies e o fluxo gênico entre populações da mesma espécie espalhadas no espaço.

Apesar de não haver evidências experimentais que mostrem que o número de espécies plantadas inicialmente seja um fator determinante para o sucesso da restauração a longo prazo, especialmente, considerando o sucesso dos regenerantes, é perceptível, considerando o que foi discutido, que os plantios com pequena diversidade de espécies não

superam os plantios biodiversos que combinam diferentes funções do ecossistema florestal, como produção de biomassa acima do solo, resistência a doenças, fixação de carbono, provisão de néctar, controle de erosão, captação de água, fixação de nitrogênio, produção de frutos entre outras (LAMB et al., 2005; AERTS; HONNAY, 2011). Desta maneira, é fundamental que nos projetos de restauração sejam estabelecidos os serviços e funções dos ecossistemas que a floresta restaurada pretende produzir.

Para a recuperação da estrutura, produtividade e diversidade de espécies similares aos do ecossistema originalmente presente no local, normalmente, é escolhido um ecossistema de referência para ser utilizado como base (LAMB; GILMOUR, 2005). No entanto, as comunidades de referência não são estáticas ao longo do tempo; sabe-se que mesmo ecossistemas maduros, que não sofreram intervenções, existem em um estado de equilíbrio dinâmico. Ademais, dependendo do histórico de uso da área que se pretende restaurar, a reprodução deste modelo de referência se torna difícil, pois as condições ambientais do local, como a fertilidade do solo, podem estar grosseiramente transformadas, a paisagem pode ter sofrido alterações em seu regime hidrológico ou microclima devido à perda de ecossistemas naturais, espécies nativas podem ter sido extintas e espécies exóticas podem ter colonizado o local, tornando difícil a erradicação (LAMB; STANTURF; MADSEN, 2012).

Contudo, mesmo considerando a imprevisibilidade de um ecossistema de referência e o histórico de uso da área alvo da restauração, é importante que sejam estabelecidos indicadores para considerar um ecossistema restaurado ou ainda em processo de restauração. Se considerarmos a perspectiva ecossistêmica da restauração ecológica, para ser considerado restaurado, o ecossistema deve atingir o nível esperado de biodiversidade, funcionamento e ser capaz de se auto-sustentar no tempo (SER, 2004; DURIGAN, 2011). Esse nível esperado de biodiversidade, desta maneira, deve estar relacionado à riqueza de espécies das florestas maduras pertencentes a fisionomia vegetal que se pretende restaurar, ou seja, deve estar, em número de espécies, pelo menos, dentro da amplitude de variação do ecossistema de referência em seu estado avançado, devendo ainda suportar uma composição florística compatível.

Gandolfi (2017) descreve o processo de restauração em três fases, intituladas: Estruturação, Consolidação e Maturação. A fase de Estruturação caracteriza-se pela formação da fisionomia florestal, com o dossel dominado por espécies, em geral pioneiras,

de crescimento rápido e ciclo de vida curto (entre 10 e 20 anos). Quando estas árvores começam a entrar na fase de senescência e morrer, inicia-se a segunda fase do processo de restauração (Consolidação). Nessa etapa, as espécies arbóreas tolerantes à sombra, mas de crescimento de rápido (em geral, secundárias iniciais), vão, gradualmente, ocupando o dossel da floresta, substituindo as árvores mortas do dossel inicial. Com a senescência e morte gradual das árvores do dossel intermediário, as espécies tolerantes à sombra, de crescimento lento, em geral clímaxes, devem, aos poucos, dominar o dossel na fase de Maturação. Essa fase não tem um fim pré-determinado e, alcançada a dinâmica de clareiras, que permite que a floresta seja composta por diferentes manchas de diferentes idades, assegura-se a perpetuação da floresta com a presença e a regeneração de espécies dos diferentes grupos arbóreos sucessionais e de variadas formas de vida.

O processo de restauração descrito pode tanto progredir em suas fases, quanto permanecer em determinados estados ou mesmo regredir etapas e retornar à condição degradada. Um dos fatores importantes para o sucesso da fase de Consolidação, por exemplo, é a formação de um dossel inicial adequado, e a posterior substituição gradual desse dossel por outro de árvores secundárias iniciais. Para isto, é preciso que espécies que formem esse dossel inicial não morram sincronicamente levando a criação de muitas clareiras ao mesmo tempo, ou de clareiras de tamanhos muito grande (GANDOLFI, 2017). Assim, o dossel inicial deve ser composto por árvores de espécies com diferentes ciclos de vida, bem distribuídas na área (sem grande dominância ou aglomerados de determinadas espécies), evitando assim a morte sincrônica das árvores (MÔNICO, 2012; GANDOLFI, 2017). Ademais, é necessário que as espécies secundárias iniciais estejam espalhadas pelo sub-bosque e sob dossel da floresta, com densidade e porte adequados para gradualmente substituírem o dossel inicial. Quando o restaurador identifica problemas a tempo, como o risco de se formarem grandes clareiras pela presença de poucas espécies pioneiras e todas com ciclos de vida similares, ou ainda risco de existirem falhas na substituição do primeiro dossel pela pequena presença de indivíduos de espécies secundárias iniciais, ele pode agir para favorecer as trajetórias desejadas (GANDOLFI, 2017).

A pequena diversidade de espécies encontrada em plantios de restauração já implantados, somada à pequena ou à ausente chegada de propágulos de florestas do entorno podem prejudicar o desejado desenvolvimento das fases do processo de restauração, gerando assim sérias consequências para a autoperpetuação destas florestas.

Para evitar que florestas em restauração nessa situação regridam na sua trajetória evolutiva, é recomendado que sejam introduzidas espécies pertencentes a grupos que garantam que essa floresta se perpetue no tempo. Contudo, o estabelecimento de plantas tanto oriundas de técnicas de restauração como oriundas da regeneração natural em uma floresta depende de muitos fatores que serão abordados no item 1.2.

1.2 Fatores que interferem na autopropagação da floresta

O estabelecimento de plantas regenerantes em uma floresta é influenciado por inúmeros fatores relacionados a diferentes etapas do ciclo de vida das espécies vegetais, tais como, fase reprodutiva do indivíduo adulto, dispersão de sementes tanto autóctone, quanto alóctone, germinação da semente, estabelecimento das plântulas (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993). É fundamental ao restaurador uma melhor compreensão dos processos ecológicos relacionados ao estabelecimento e a manutenção das populações vegetais nas florestas tropicais, de maneira a poder observar a sua ocorrência ou ausência em áreas em restauração, ou para poder estimulá-los nessas áreas quando eles estiverem ausentes ou pouco ativos.

Os ciclos fenológicos das plantas de florestas tropicais apresentam padrões muito irregulares, podendo variar entre ecossistemas, entre populações e entre anos (MORELLATO et al., 2000; BENCKE; MORELLATO, 2002), devido a características particulares de cada espécie e pela influência realizada pelas condições climáticas, que controlam época, intensidade, duração e periodicidade das fenofases (FERRAZ et al., 1999). Desse modo, as flutuações nos ciclos de floração ou frutificação dos indivíduos adultos interferem intimamente na regeneração natural das florestas. Em outras palavras, considerando que a dinâmica da regeneração é determinada pelas consecutivas coortes ano a ano, as consequências desses pulsos de recrutamento que flutuam tanto temporal, quanto espacialmente na composição e estrutura da comunidade, são imprevisíveis a curto prazo (METZ et al., 2008).

As variações climáticas interanuais podem afetar fortemente o recrutamento das plantas. Metz et al. (2008) estudou as variações espaciais e temporais na dinâmica de plântulas de quatro florestas tropicais de planície no Panamá, Malásia, Equador e Guiana Francesa por períodos entre 3 e 10 anos e evidenciou grandes flutuações na densidade de

plântulas dentro de cada uma das florestas e grande parte dessas variações se deram devido às grandes flutuações interanuais no recrutamento. Os pulsos de recrutamento encontrados nas florestas de Pasoh (Malásia) e BCI (Panamá) são afetados pelas variações nas condições climáticas, que impulsionam a variabilidade interanual na produção de sementes. No caso da Malásia, as secas associadas às mudanças das condições de La Niña para El Niño provocaram o maior florescimento. No caso do Panamá, houve aumento da irradiação solar durante os eventos El Niño, o que aumenta significativamente a produção de frutos e impulsiona a variabilidade no recrutamento entre os anos.

A dispersão das sementes é um fator crucial na determinação do recrutamento das plantas, demografia, distribuição e estrutura genética das populações (JORDANO; GODOY, 2002). A dispersão pode limitar o recrutamento se a mesma ocorrer em baixa densidade de sementes ou em locais de qualidade ruim, ou seja, em micrositios que não oferecem recursos suficientes para a germinação e estabelecimento da planta ou em locais de alta densidade de indivíduos coespecíficos.

De acordo com Janzen (1970), as sementes dispersas embaixo da planta mãe ou próximas de indivíduos coespecíficos possuem menores chances de sobrevivência, devido à maior predação, ataque de patógenos, herbivoria, competição favorecidos pelo adensamento de plântulas. O estudo realizado por Schweizer et al. (2013) verificou que plantas introduzidas em sub-bosques de vegetações heteroespecíficos tiveram sobrevivência significativamente maior do que aquelas plantadas abaixo de copas coespecíficas. Os resultados desse estudo indicaram que as mudas de árvores possuem menores sobrevivência e crescimento e maiores danos foliares quando plantadas próximas de árvores coespecíficas.

Comita et al. (2014) realizaram uma meta-análise com estudos de mais de 40 anos a fim de avaliar a hipótese de Janzen-Connell e verificaram que, no geral, as taxas de sobrevivência foram significativamente reduzidas perto de indivíduos co-específicos e em áreas com altas densidades de co-específicos. Eles também verificaram que a dependência de distância e densidade em locais mais úmidos é maior em comparação com locais com menor precipitação anual e os efeitos foram significativamente mais fortes no estágio de plântulas em comparação com o estágio de semente. Estudando desde a muda até a árvore adulta, Zhu et al. (2018) verificaram que o efeito “Janzen-Connell” é mais forte nos estágios iniciais da vida dos indivíduos.

No entanto, há controvérsias em relação a essa hipótese, pois outros experimentos têm demonstrado taxas similares de predação de sementes próximas e distantes da planta-mãe (OYAMA, 1991; VON ALLMEN; MORELLATO; PIZO, 2004) nos levando a acreditar que não se pode generalizar. Chen et al. (2018) estudaram o grau em que as interações ecológicas filogeneticamente relacionadas estruturam as comunidades vegetais e, apesar de terem encontrado evidências de dependência de densidade negativa filogenética, verificaram que esses fatores não influenciam fortemente a estrutura de vizinhança filogenética nas comunidades.

Como consequência da chuva de sementes tanto autóctone, quanto alóctone, o chão da floresta guarda um banco de sementes que é muito importante para a manutenção da biodiversidade, estabelecimento de indivíduos de novas espécies ou aumento de populações já existentes, estabelecimento de grupos ecológicos e recolonização da floresta após distúrbios naturais ou antrópicos (HARPER, 1977; UHL et al., 1988; BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; GROMBONE-GUARATINI; TEKLE; BEKELE, 2000; RODRIGUES, 2002).

Tanto a composição quanto o número de sementes do banco são dinâmicos, considerando que as sementes podem sofrer predação e ataque de patógenos, se deteriorarem, serem dispersas, perderem a viabilidade por fatores abióticos, além da constante mortalidade e recrutamento. Apenas uma pequena porção das sementes armazenadas no solo vão germinar e se estabelecer como plântula (SIMPSON; LECK; PARKER, 1989).

Ao contrário da maioria das espécies pioneiras que possuem mecanismos de dispersão eficientes, produção de grande quantidade de sementes e habilidade de permanecerem dormentes nos bancos de sementes por longos períodos, a maioria das espécies secundárias e clímaxes não apresentam dormência ou apresentam graus variados de dormência, permanecendo viáveis no banco de sementes transitoriamente (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE; BROWN, 1996). Diante da baixa viabilidade e alto risco de predação de suas sementes, as espécies tardias, no geral, germinam após a dispersão, formando o banco de plântulas, onde suas populações são mantidas sob baixa intensidade de luz e elevada competição no sub-bosque da floresta (WHITMORE, 1990; PINA-RODRIGUES; COSTA; REIS, 1992).

A definição do termo “plântula” ainda não é consensual pois, apesar de ser aceito que o estágio de plântula se inicia após a germinação da semente, não existe critério bem

definido sobre até que ponto de seu crescimento a planta ainda pode ser considerada plântula. Alguns autores acreditam que o critério de inclusão deve considerar a independência da planta das reservas das sementes, outros a quantidade de folhas (duas ou três), ou ainda pela altura do indivíduo (até 50 cm) (FENNER, 1987; MELO et al., 2004).

Para que a semente de uma espécie quiescente germine, são necessários apenas os seguintes fatores em condições adequadas: água, temperatura, aeração e, no caso das sementes dormentes, quebra da dormência (p.ex., luz adequada, ruptura de uma parede impermeável, lavagem de inibidores etc.). Contudo, outros fatores podem afetar a sobrevivência da semente, como predadores e patógenos, e a emergência da plântula, como a profundidade da serapilheira (HARPER, 1977; FOWLER, 1988; JORDANO et al., 2004; URIARTE et al., 2010).

A superfície do solo de uma comunidade florestal é constituída por diferentes micrositios que possuem condições ambientais e ecológicas favoráveis para germinação e emergência de sementes de diferentes espécies. Na literatura, esses micrositios são conhecidos como “safe-site” ou “local seguro” (HARPER, 1961). Os “safe-sites” para uma dada população são, geralmente, descontínuos no espaço e no tempo, fazendo com que as chances de germinação, emergência e posterior estabelecimento da plântula se reduza (METZ et al., 2008). Dessa maneira, a escassez de micrositios adequados para sementes ou plântulas de determinada espécie pode ser um fator limitante no estabelecimento da planta.

Como durante o processo de restauração as condições ambientais no interior da floresta mudam constantemente, a heterogeneidade ambiental se altera no espaço e no tempo, tanto horizontal como verticalmente. Em geral, passa-se, ao longo dos anos, das décadas e dos séculos, de um habitat mais homogêneo no início da restauração, para um habitat progressivamente mais heterogêneo, em função da engenharia de ecossistemas produzida por cada indivíduo de cada espécie presente, em interação com a topografia, com os solos, com os distúrbios naturais etc. Assim, a progressiva estratificação, a formação e transformação do dossel, o surgimento de clareiras, a retirada de nutrientes do solo, a exsudação no solo de substâncias químicas produzidas pelas raízes, a deposição e decomposição da biomassa, e muitos outros fatores fazem com que, ao longo da restauração, diferentes “safe sites”, possam ou não estar presentes, e possam variar em abundância e distribuição espacial.

Ainda em relação aos microssítios adequados, a emergência e o estabelecimento das plântulas podem ser influenciados positiva ou negativamente pela serapilheira, por meio do sombreamento que ela proporciona, manutenção da temperatura e umidade, de efeitos alelopáticos, da redução da competição entre plântulas, do aumento da predação de sementes (MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992; FACELLI, 1994). Acredita-se, por exemplo, que sementes pequenas possuem dificuldade tanto de penetrar a serapilheira acumulada no chão da floresta, quanto de emergir, ficando dependentes de locais mais elevados, como troncos caídos. Esses locais dificilmente seriam ocupados por sementes grandes, pois estas não conseguiriam se alojar em fendas desses substratos elevados ou se firmarem nas superfícies convexas dos mesmos. Dessa maneira, as sementes pequenas teriam menor quantidade de “safe sites” disponíveis do que as sementes grandes que teriam locais favoráveis com maior continuidade (SANTOS; VÁLIO, 2002; LUSK; KELLY, 2003). Além da restrição de microssítios adequados, acredita-se que as sementes pequenas, por possuírem poucas reservas para o estabelecimento das plântulas, possuem menor probabilidade de suportar as condições desfavoráveis de um ambiente (SCHUPP, 1995). No entanto, as sementes menores, no geral, são produzidas em maiores quantidades e são dispersas com maior facilidade, o que compensaria o menor estabelecimento (MOLES; WESTOBY, 2004; MULLER-LANDAU, 2010).

Muitos trabalhos têm mostrado uma correlação positiva entre o tamanho da semente e as probabilidades de emergência, sobrevivência e crescimento (VÁLIO, 2001; DALLING; HUBBELL, 2002; SOUZA; WESTOBY, 2004; MOLES; SOUZA; ENGEL, 2018). Com maior quantidade de reservas nutricionais, durante o estabelecimento inicial, as sementes grandes possuem maior capacidade para suprir a plântula em períodos críticos (LEISHMAN et al., 2000; WESTOBY et al., 1996). Além disso, acredita-se que as sementes maiores produzem plântulas maiores que, no geral, possuem vantagem na competição, resistência ao estresse e herbivoria (WESTOBY et al., 1996; LEISHMAN et al., 2000).

A intensidade de luz é um fator limitante nos processos ecológicos e fisiológicos das plantas que determinam a composição dos regenerantes (WHITMORE, 1989; DENSLOW; GOMEZ-DIAZ, 1990; TURTON; FREIBURGER, 1997; ALVARENGA et al., 2003). A variação da radiação luminosa das florestas, por meio da dinâmica de clareiras, estrutura do dossel, efeito da deciduidade e efeito de borda, permite a criação de um mosaico de micro-habitats (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001). A quantidade de radiação determina as condições

microclimáticas, as quais podem variar quanto a disponibilidade de água e temperatura. Estas variações, por conseqüências, interferem nos processos de fotossíntese, evapotranspiração, afetando o crescimento (alongamento celular) e desenvolvimento (multiplicação e especialização das células) das plantas (TAIZ; ZEIGER, 2006). Dessa maneira, as espécies tropicais com exigências ecológicas distintas mostrarão taxas de sobrevivência e taxas de crescimento bem diferentes nesses inúmeros microssítios da floresta (DENSLOW, 1980; BROKAW, 1985).

Fatores bióticos também afetam as flutuações temporais e espaciais da comunidade florestal, como por exemplo predadores de semente, ataque de patógenos e herbívoros que acarretam elevada mortalidade de sementes e plântulas, especialmente nas proximidades da planta mãe, o que aumenta a sobrevivência longe de fontes de sementes (CAMPBELL; NORMAN, 1989; JANZEN, 1970). Cada espécie apresenta características singulares que influenciam em sua sobrevivência, como tamanho de sementes, área foliar, metabólitos secundários para defesa que a tornam mais ou menos susceptíveis a ataque de patógenos, predação e a herbivoria.

Os processos de germinação da semente, emergência e estabelecimento de plântulas são decisivos na determinação da composição, distribuição e abundância dos indivíduos adultos, afetando a dinâmica da regeneração e, portanto, a composição e estrutura da comunidade (HARPER, 1977; FOWLER, 1988; DENSLOW, 1991; LEVINE; MURRELL, 2003).

1.3 Trabalhos que estudaram os fatores que afetam o enriquecimento assistido de florestas secundárias e de áreas em restauração de florestas tropicais

Como visto, no início do desenvolvimento, as plantas são muito vulneráveis em relação aos fatores abióticos, como disponibilidade de luz, de água e nutriente, ou seja, de recursos insuficientes para o desenvolvimento da planta, quanto em relação a fatores bióticos, como a queda ou o acúmulo de serapilheira, predação, herbivoria, patógenos e a competição intra e interespecífica (HARPER, 1977; PORTELA, 2002). A curva de sobrevivência de espécies arbóreas e arbustivas em florestas tropicais se caracterizam, normalmente, pela curva tipo III, com mortalidade bastante elevada no início da vida, mas com alta sobrevivência dos indivíduos que permanecem (FENNER, 1987).

Johnson et al. (2017) avaliaram os fatores que afetaram a sobrevivência de mais de 45.000 mudas de 238 espécies de floresta neotropical. Eles encontraram que, em nível da comunidade, a sobrevivência foi significativamente correlacionada com o tamanho da planta, topografia, densidade de vizinhança e variação anual na disponibilidade de água. Eles também verificaram uma variação significativa entre as espécies, especialmente, pela diferença na exigência por luz, água e topografia.

A luz é um dos fatores mais importantes na determinação do sucesso do enriquecimento natural e artificial das florestas secundárias e áreas em restauração. Muitos pesquisadores têm estudado as diferenças de crescimento em altura e diâmetro, a sobrevivência e a alocação de biomassa de plantas introduzidas no sub-bosque de florestas tropicais sob diferentes regimes de luz.

Uriarte et al. (2010), em estudo a respeito do recrutamento natural de plântulas de *Heliconia acuminata* na Amazonia, demonstraram que os fatores abióticos foram mais importantes no controle do estabelecimento das plântulas, sendo que a disponibilidade de luz teve significativa influência. De acordo com os resultados do artigo, há valores limiares de radiação fotossinteticamente ativa que, quando atingidos, podem causar dessecação de sementes ou altas taxas de mortalidade de mudas de espécies tolerantes ao sombreamento. Em um outro estudo que avaliou o crescimento e mortalidade de plântulas de três espécies de dossel sob diferentes disponibilidades de luz quando plantadas em florestas de terras baixas na Costa Rica, verificou-se o aumento no crescimento de espécies em resposta a pequenas mudanças na disponibilidade de luz (MONTGOMERY; CHAZDON, 2002).

Bustamante-Sánchez; Armesto; Halpern (2011), no norte da ilha chilena Chiloé, compararam a germinação e sobrevivência das plantas em um plantio de enriquecimento realizado em comunidades em estágio inicial de regeneração com áreas das mesmas comunidades que foram submetidas à remoção de vegetação. As variáveis analisadas foram significativamente maiores nas áreas onde a vegetação foi mantida, concluindo que a vegetação arbustiva pode facilitar o sucesso do enriquecimento, pois uma alta radiação solar em plantas de espécies tolerantes ao sombreamento pode causar fotoinibição, além de que a vegetação protege contra frio, aumentando temperatura e umidade do solo durante períodos críticos e ainda permite a entrada considerável de radiação solar.

Kuptz; Grams; Günter (2010) avaliaram o crescimento em altura de duas espécies caducifólias de estágio médio de sucessão (*Cedrela montana*, *Tabebuia chrysantha*) e de

duas espécies arbóreas finais de sucessão (*Nectandra membranacea*, *Podocarpus sprucei*) plantadas em clareiras de extração madeireira em floresta perenifólia de montanha. Os autores evidenciaram que todas as espécies apresentaram limitações de crescimento nos níveis mais altos de luz (>30%). No entanto, as taxas de crescimento das espécies de sucessão tardia foram significativamente menores do que as plântulas de espécies de sucessão média. Os autores também concluíram que a resposta das plantas aos diferentes níveis de luz não pode ser tratada de maneira simplista. O declínio do crescimento da espécie de sucessão média *C. montana* em níveis altos de radiação solar (>30%), assim como o alto potencial de aclimação fotossintética para níveis mais altos de luz na espécie de sucessão tardia *N. membranacea*, característica atípica para uma espécie secundária, são exemplo dessa conclusão.

Biwolé et al. (2015) também mostraram contradições na classificação das espécies baseada na tolerância ao sombreamento quando estudaram as exigências de luz da espécie pioneira *Lophira alata* Banks ex Gaertn. A baixíssima mortalidade e estabilidade na biomassa das plantas em baixas radiações (características típicas de espécies não pioneiras) somadas às respostas das características de folha e padrões de alocação de biomassa à irradiância - mais biomassa alocada para folhas em baixa irradiância (características típicas de espécies pioneiras), fizeram com que os autores concluíssem que *L. alata* exibe características de espécies não-pioneiras e pioneiras.

Para realização do experimento do estudo supracitado, foram utilizadas plântulas produzidas com sementes oriundas de diferentes populações e as performances dessas plantas com origens diferentes foram analisadas separadamente. Os resultados mostraram que exigências de luz podem mudar substancialmente com diferentes habitats e condições climáticas. No caso do estudo, o crescimento das plantas da região onde possui mais florestas com árvores que perdem suas folhas sazonalmente se manteve em níveis intermediários a altos de irradiância (43% a 100%), diferente das outras regiões que tiveram um pico de crescimento em radiação intermediária (43%).

Yeong; Reynolds; Hill (2016) compararam as taxas de sobrevivência, crescimento e herbivoria de mudas de três espécies com diferentes exigências de luz plantadas em fragmentos florestais e em florestas contínuas. Os autores encontraram alta sobrevivência das mudas em todas as áreas em estudo. A estrutura florestal ou características do solo não afetou a sobrevivência, indicando que a sobrevivência das plantas não é sensível à

fragmentação. No entanto, as taxas de crescimento e de herbivoria foram maiores em fragmentos, sendo que ambas as variáveis diminuíram com o aumento da área. O crescimento cerca de 60% maior em áreas de fragmento em comparação com as florestas contínuas pode ser explicado pela quantidade de irradiação, pois as áreas menores tendem a possuir menor quantidade de cobertura de dossel.

Navarro-Cerrillo et al. (2011) estudou a sobrevivência e crescimento de mudas de mogno (*Swietenia macrophylla*), que é uma espécie não pioneira, mas demandante de luz (SWAINE & WHITMORE, 1988), introduzidas em clareiras com diferentes níveis de luz (10 a 54%). As taxas de sobrevivência foram altas em todos os gradientes de luz, mas o crescimento das mudas aumentou com a abertura do dossel. Resultados semelhantes foram verificados por Valdés-Rodríguez et al. (2017) que avaliaram o estabelecimento de três espécies ameaçadas de *Quercus* (estágios médios a avançados de sucessão) introduzidas em florestas secundárias de 15 anos de idade em dois níveis de luz: 100% total de luz e 8,78%. As três espécies mostraram menores taxas de crescimento sob dossel fechado durante os primeiros nove meses. Como houve uma alta sobrevivência (> 90%) nos dois ambientes, os autores concluíram que as espécies são adequadas para o plantio de enriquecimento em condições de sombreamento. Verificou-se também maior produção de biomassa em todos os órgãos da espécie com maior semente, pois esta permite obter mais rapidamente um tamanho maior do que as outras espécies sob condições de alta e baixa luminosidade durante o primeiro ano de seu estabelecimento.

Apesar de não ter sido destacado nos estudos explanados anteriormente, outros fatores ambientais, além da luz, também podem afetar o crescimento e taxas de estabelecimento das plantas em florestas tropicais. Hattori et al. (2013a) avaliaram os efeitos da compactação do solo sobre o crescimento e mortalidade de mudas de espécies arbóreas plantadas em uma floresta tropical após 20 anos da extração madeireira. Eles encontraram que a compactação do solo na superfície (até 20 cm de profundidade) causou resistência na penetração das raízes e consequente inibição do alongamento das raízes laterais, aumentando assim a mortalidade das mudas no período inicial (até um ano).

Hattori et al. (2013b) estudaram como a variação nas condições de estrutura da floresta secundária (biomassa e densidade de povoamento) e do solo (nutrientes e água) influenciam, em um período de sete anos, nas taxas de mortalidade e crescimento de mudas introduzidas no sub-bosque. Assim como Valdés-Rodríguez; García-De La Cruz; Frey (2017),

os pesquisadores não verificaram relações significativas entre a mortalidade das plântulas e qualquer um dos fatores ambientais avaliados, incluindo as condições do solo. Além disso, concluíram que nitrogênio total do solo, em vez de fósforo disponível ou potássio, facilitou o crescimento das plântulas.

Atondo-Bueno et al. (2016) avaliaram a emergência de plântulas da espécie secundária tardia *Oreomunnea mexicana* em uma floresta secundária, comparando tratamentos de hidratação de sementes e correlacionando os resultados com as condições do micro-habitat. Curiosamente, eles evidenciaram taxas de emergência maior nas sementes não hidratadas (39% e 34%). Além disso, descobriram que a principal causa de mortalidade das plântulas foi dessecação, seguida por queda de ramos e serapilheira. O estabelecimento foi melhor em locais com umidade do solo acima de 50% e cobertura do dossel entre de 60 a 70%.

1.4 Autoperpetuação das áreas em restauração

Evidentemente, a floresta em processo de restauração não apresenta uma diversidade e densidade de dispersão de sementes elevadas como em uma floresta remanescente conservada, um banco de sementes tão rico e tampouco uma diversidade de condições ambientais, com diferentes teores de umidade do solo, substratos diversos e microssítios com diferentes intensidades de luz que permitem o estabelecimento de plantas de diferentes espécies.

A autoperpetuação de uma floresta oriunda da restauração ecológica depende, principalmente, da combinação das espécies introduzidas inicialmente, das ações de restauração implementadas no início ou ao longo do processo, do histórico de perturbações que essa área sofreu ao longo dos anos e das características da paisagem do entorno (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009; CUSACK; MONTAGNINI, 2004; CROUZEILLES; CURRAN, 2016) .

A pequena ou inexistente chegada de propágulos alóctone e a demora das espécies autóctones em se reproduzir após o plantio nas áreas em processo de restauração representa uma das principais limitações para a permanência dessa floresta, principalmente em locais onde os remanescentes florestais encontram-se fragmentados (HOLL et al., 2000; DONATH; HÖLZEL; OTTE, 2003; WHITE et al., 2004), como é o caso da região deste estudo.

Muitos trabalhos têm demonstrado lentidão da chegada de propágulos de outros remanescentes nas áreas de restauração, especialmente pelo isolamento dos fragmentos na paisagem (SIQUEIRA, 2002; SORREANO, 2002; CASTANHO, 2009;).

Além da pequena colonização especialmente de espécies novas, uma matriz impermeável à fauna e à flora pode acarretar à área de restauração infestação de espécies invasoras e movimento de produtos químicos agrícolas que barram a colonização. Nas áreas em restauração mais maduras, a limitação de dispersão não é tão acentuada porque as árvores adultas já entraram na fase reprodutiva mas, nesse caso, a escassez de propágulos de florestas do entorno pode acarretar em uma baixa diversidade genética, o que também pode vir a ser um problema dos plantios de restauração.

Juntamente, a limitação de dispersão, a falta de micrositios favoráveis nas áreas em restauração representam filtros muito importantes para o enriquecimento natural dessas áreas (CLARK et al., 2007; BAETEN et al., 2009; KOBE; VRISENDORP, 2009). A estrutura florestal pode eventualmente dificultar a colonização de áreas em restauração, pois às vezes áreas não suportam a colonização de novas plantas pela falta de recursos exigidos pelas espécies, como níveis de irradiação adequados às diferentes espécies, umidade e composição de nutrientes do solo, falta de plantas de sub-bosque tanto transientes, como residentes que de certa forma podem facilitar o estabelecimento de novas plantas (POLISEL et al., 2014). A falta desses recursos ou dessas condições pode às vezes acarretar em dessecação das plântulas, predação, herbivoria, ataque de patógenos, apodrecimento das sementes e desnutrição das plântulas (COLE, 2009).

Com a formação do dossel e aumento da biomassa, é esperado que o ecossistema em restauração se torne mais complexo, havendo maior diversidade de micrositios, como locais com níveis diferenciados de intensidades de luz, umidade do ar, temperatura e umidade do solo, possibilitando maior atração da fauna e dando condições para que maior quantidade e diversidade de plantas sejam recrutadas (JENNINGS, 1999; MÜNZBERGOVÁ; HERBEN, 2005; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; SUGANUMA; DURIGAN, 2015; BERTACCHI et al., 2016).

Bertacchi et al. (2012) em um estudo realizado em três áreas em restauração com diferentes idades (10, 22 e 55 anos), situados na Floresta Estacional Semidecidual no interior do Estado de São Paulo, encontraram que, ao longo dos anos, houve uma redução na densidade e aumento da porosidade do solo; aumento na quantidade de matéria orgânica

acumulada; aumento da capacidade de armazenamento de água; melhoria das propriedades químicas do solo e aumento na quantidade e diversidade de regenerantes. Em um levantamento de regenerantes do sub-bosque dessas mesmas três áreas em restauração (BERTACCHI et al., 2016), foi encontrado uma maior densidade e número de espécies na área mais antiga, sugerindo que, ao longo dos anos, há microssítios mais favoráveis para o estabelecimento das plântulas, assim como uma maior quantidade de sementes.

Contudo, o mesmo estudo mostrou, por meio de um experimento de semeadura direta no sub-bosque das três áreas em restauração, que a sobrevivência e crescimento das plântulas de espécies arbóreas tolerantes ao sombreamento foram maiores na área de restauração mais recente, mesmo sendo a com menor disponibilidade de água e nutrientes e isso ocorreu, muito provavelmente, pela maior abertura do dossel.

A composição florística e estrutural do dossel interfere na vegetação do sub-bosque por diversos fatores. Árvores do dossel de diferentes espécies propiciarão diferentes microssítios embaixo de suas copas para a colonização de novas plantas e estes distintos microssítios que podem selecionar de forma distinta diferentes espécies (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007). No entanto, a colonização por plantas da própria área em restauração depende do sucesso reprodutivo desses indivíduos que é pouco estudado. A escolha das espécies que atraem diferentes agentes de dispersão em diferentes momentos poderia acelerar a evolução da restauração e promover os esforços de restauração (MUSCARELLA; FLEMING, 2007).

Os conhecimentos a respeito das características biológicas e ecológicas das espécies e relações dessas espécies entre si e com os fatores abióticos do meio ainda são muito limitados (SER, 2004; LAMB et al., 2005; POLISEL et al., 2014), tornando muito complexo prever o curso do processo de restauração e ainda mais difícil fazer com que a área alvo da restauração resulte num ecossistema próximo daquele de referência. A classificação das espécies em categorias sucessionais por exemplo, que agrupa as espécies pela tolerância ao sombreamento, característica esta que influencia no crescimento, ciclo de vida, produção de sementes, densidade da madeira, dentre outras (BUDOWSKI, 1965), apresenta diversas limitações. Muitas espécies não se inserem muito bem nas classes que lhes foram atribuídas (GOURLET-FLEURY et al., 2005; BIWOLÉ et al., 2015), pois, além de existir pouco conhecimento acerca das características ecológicas da maioria das espécies, há diferentes

classificações para uma mesma espécie pela falta de padronização dos critérios (GOURLET-FLEURY et al., 2005).

Ademais, muitas espécies se comportam de forma distinta nas diferentes formações florestais, agravando ainda mais a confiabilidade da classificação (GANDOLFI, 2000). Dessa forma, qualquer classificação no nosso nível atual de conhecimento é, embora útil, relativamente frágil. Importante reconhecer que cada espécie é única, e, portanto, são divergentes no comportamento ecológico, não respondendo ao ambiente da mesma forma. Contudo, até termos conhecimento suficiente para sermos capazes de entender os processos complexos em que cada espécie se insere, é fundamental a existência destas classificações mesmo que artificiais, limitadas e, por muitas vezes, arbitrária e grosseiras, para caminhar-se no entendimento do funcionamento dos ecossistemas florestais, bem como para subsidiar os projetos de restauração.

Ainda abordando a falta de conhecimento acerca da biologia e ecologia das espécies, apesar das formas de crescimento não arbóreas, como as ervas, subarbustos, arbustos, lianas, arvoretas e epífitas representarem cerca de 75% da riqueza de espécies vasculares em florestas tropicais (GENTRY, 1992), pouco se conhece sobre as inúmeras espécies e funções pertencentes à estas formas de crescimento em uma floresta tropical. O sub-bosque de uma floresta tropical, por exemplo, pode criar diferentes microclimas que podem ser limitantes para o desenvolvimento de espécies tardias de sucessão. Estas espécies raramente são introduzidas nos projetos de restauração (LAMB et al., 2005; SANTOS, 2011; LE BOURLEGAT et al., 2013; PARDI, 2014), pois entende-se que trazendo o dossel da floresta de volta, os outros elementos virão como consequência ao longo do tempo (MAYFIELD, 2016). Contudo, um estudo recente (GARCIA et al., 2016) que avaliou a recuperação dos componentes arbóreos e não-arbóreos de três plantios de restauração realizado em alta diversidade de florestas tropicais (12, 23 e 55 anos de idade) e comparou os resultados com remanescentes florestais de referência, verificou que a presença de espécies não arbóreas não é uma consequência natural do processo de recuperação da floresta ao longo dos anos. Segundo o artigo, a pequena diversidade de espécies não-arbóreas encontrada nos plantios de restauração de 55 anos em relação às florestas de referência pode ser consequência de filtros de paisagem (pequena chegada de propágulos alóctones) ou filtros ambientais (propágulos não conseguem se estabelecer nas condições da área em restauração) e, dessa forma, podem ser necessárias estratégias para suprir esta lacuna dos projetos de

restauração. Evidentemente, a introdução de plantas pertencentes à espécies arbóreas de dossel deve ser prioritária, a fim de estruturar a floresta. Sem esta etapa, a floresta não é criada. Todavia, isso não quer dizer que as outras espécies não possam ou não devam ser introduzidas.

Outro ponto importante que determina a diversidade de espécies em plantios de restauração é a disponibilidade de espécies nos viveiros.

Um estudo que avaliou a produção de mudas árvores nativas do Brasil descobriu que os viveiros situados na região sudeste do Brasil, na formação da Mata Atlântica – vegetação alvo deste estudo - possuem uma cadeia bem estruturada de viveiros, com capacidade de atender aos aumentos de demanda tanto em quantidade, quanto em diversidade (MOREIRA DA SILVA et al., 2017). O estudo não teve acesso a lista de espécie produzida por cada viveiro, mas os autores acreditam que, apesar de alguns viveiros possuírem elevada diversidade de espécies de árvores, a maioria deles deve concentrar a produção de um grupo restrito de espécies, àquelas mais fáceis de produzir. Os outros domínios morfoclimáticos estudados no citado artigo (Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Pantanal e Pampa) não possuem viveiros suficientes para atender às demandas de restauração. A limitação na diversidade de mudas pode resultar em uma homogeneização da floresta em restauração (MOREIRA DA SILVA et al., 2017).

Ao encontro desse trabalho, Brancalion et al. (2018) utilizaram dados de produção de mudas para avaliar o valor de conservação dos plantios de restauração na Mata Atlântica em termos de diversidade funcional e verificaram que as árvores dispersas por animais de grande porte são representadas de forma bastante tímida. De acordo com esse estudo, há uma priorização na produção de mudas de espécies de baixo custo, normalmente, àquelas com sementes pequenas e de dispersão abiótica. As sementes grandes, geralmente, apresentam um alto custo, pois as árvores mãe produzem menor quantidade de sementes em comparação com as espécies de sementes pequenas; esta produção ocorre aos poucos e em longos períodos, fazendo com que o coletor tenha que visitar as áreas diversas vezes; as matrizes, no geral, estão situadas no interior das matas e, em sua maioria, são árvores altas, o que dificulta ainda mais a coleta; e por fim, as sementes são volumosas, ocupando muito espaço.

A oferta de mudas dos viveiros também afeta a composição genética dos plantios de restauração. A diversidade genética, que raramente é levada em consideração nos plantios

de restauração, pode influenciar fortemente o sucesso da restauração, já que limita a adaptação às mudanças ambientais e pode gerar altos níveis de endogamia, o que pode resultar em descendentes com menor aptidão e fertilidade (ALLARD, 1971; LOWE et al., 2005; THOMAS et al., 2014). Se os viveiros produzissem mudas com alta diversidade genética, as chances de que um número suficiente das árvores plantadas sobrevivesse seria maior, pois os indivíduos da mesma espécie, mas geneticamente diferentes, poderiam ser selecionados naturalmente nas áreas de plantio (THOMAS et al., 2014). Além disso, selecionar mudas oriundas de plantas-mães já adaptadas ao local do plantio também aumentariam as chances de sobrevivência (THOMAS et al., 2014).

Além dos fatores citados, o histórico de perturbações da área também tem um forte poder em impossibilitar a regeneração natural das áreas em restauração, trazendo problemas como: infestação de exóticas que competem com as plantas nativas; degradação do solo (compactação, esgotamento dos nutrientes etc.), impossibilitando o estabelecimento; histórico de perturbação contínuo (incêndio, exploração madeireira e não-madeireira etc.) (WUNDERLE, 1997; HOLL, 1998; HOLL et al., 2000; FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; LAMB et al., 2005; VIANI et al., 2010; GRISCOM; ASHTON, 2011).

Dessa maneira, se a área em restauração apresentar baixa resiliência, estiver situada distante de remanescentes florestais e o plantio de restauração tiver sido realizado com baixa diversidade e, especialmente, com maior quantidade de indivíduos de espécies de estágios iniciais de sucessão, a floresta em restauração, muito provavelmente, entrará em colapso, pois a morte desses indivíduos de ciclo de vida curto plantados em maior proporção pode acarretar em uma abertura do dossel antes que o sub-bosque consiga ocupar o dossel dessa floresta, fazendo com que a área em restauração se degrade ao longo dos anos (BARBOSA et al. 2003; SOUZA; BATISTA, 2004; BARBOSA et al., 2007; MÔNICO, 2012).

Entraves sociais e econômicos também devem ser considerados, pois a restauração também depende da vontade dos proprietários rurais que muitas vezes não estão dispostos a pagar os custos de uma ação adequada.

A combinação desses fatores supracitados indica por que em muitos casos é pequena ou ausente a regeneração natural em projetos de restauração na Mata Atlântica brasileira, sobretudo na primeira década após o início do projeto (BARBOSA et al., 2003; SOUZA; BATISTA, 2004). No entanto, a trajetória de uma área em restauração pode ser modificada, a fim de reestabelecer os processos ecológicos, aumentando assim as chances de perpetuação

dessa comunidade no tempo (HALLE, 2007). Para evitar a degradação dessas florestas restauradas de baixa diversidade e situadas distantes de remanescentes florestais, fazem-se necessárias ações de restauração como a retirada de espécies exóticas e ações de enriquecimento (SOUZA; BATISTA, 2004; VIANI et al., 2015; BERTACCHI et al., 2016).

1.5 Enriquecimento assistido em áreas em restauração

O plantio de enriquecimento é comumente utilizado em manejo florestal, a fim de aumentar o valor econômico de florestas após exploração madeireira, por meio da introdução de espécies valiosas (WEAVER, 1987; KORPELAINEN et al., 1995). Já no contexto da restauração de ecossistemas naturais, o enriquecimento refere-se ao aumento do número de espécies, tanto da fauna quanto da flora, de uma comunidade, podendo ocorrer de forma natural ou ser assistida, sendo que quando natural é realizado via dispersão ou imigração e quando induzido é realizado pelo homem através de diferentes técnicas (MÔNICO, 2012).

O enriquecimento assistido em áreas em processo de restauração pode ser utilizado para inúmeros fins, como para garantir as diferentes etapas do processo de restauração (estruturação, consolidação ou maturação); acelerar a recuperação da biodiversidade; introduzir diferentes grupos funcionais; introduzir espécies de baixa mobilidade, como as autocóricas; introduzir espécies raras; espécies comuns de baixa densidade; espécies ameaçadas de extinção; introduzir diferentes formas de vida que não existem no local, entre outras opções (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015)

Assim como um ecossistema não pode ser considerado restaurado se ainda não alcançou o nível esperado de biodiversidade, funcionamento e sobretudo a capacidade de se auto-sustentar no tempo, uma floresta não pode ser considerada enriquecida apenas pelo fato de ter sido submetida à uma **ação de enriquecimento**.

Quando uma área em restauração está susceptível de regredir em sua trajetória evolutiva pode ser crucial, por exemplo, realizar-se uma ação de enriquecimento dessa floresta em restauração que assegure a perpetuação dessa comunidade. Todavia, apenas aplicar essa ação pode não resultar no esperado, sendo necessário monitorar e avaliar essa ação de enriquecimento para se saber se houve ou não sucesso. E para isso faz-se necessária a criação de critérios para essa avaliação.

Pode-se perceber que o enriquecimento não é pura e simples introdução de propágulos numa área, mas sim a obtenção de populações viáveis, reprodutivas e que se autopropetuem no local onde foram inicialmente colocadas. Como esse resultado final pode demandar meses, anos ou até décadas pode-se identificar fases que precisam ser alcançadas até que o sucesso esperado seja alcançado.

O enriquecimento assistido se inicia com a introdução de propágulos numa área, ou seja, a **ação de enriquecimento**. Em seguida, esses propágulos introduzidos (p.ex., sementes, plântulas, mudas, estacas etc.) se convertem em plântulas estabelecidas e, posteriormente, estas plântulas são recrutadas para o estágio juvenil (Figura 1). A etapa constituída pela germinação e emergência (no caso de semeadura direta), estabelecimento da plântula e recrutamento de juvenil será denominada aqui de **enriquecimento inicial**.

Alcançado o estágio juvenil, segue-se o recrutamento para a fase adulta, definida pela capacidade de reprodução, o que permitirá que se alcance o **enriquecimento efetivo**, ou seja, as plantas introduzidas de forma assistida quando atingem a fase reprodutiva e, posteriormente, deixam localmente descendentes, torna-se possível que as espécies introduzidas se autopropetuem localmente e permaneçam como membros permanentes da comunidade local (Figura 1).

Sabe-se que cada espécie se desenvolve e entra na fase reprodutiva em tempos diferentes e algumas delas são capazes de permanecer por anos no sub-bosque da floresta, crescendo muito lentamente. Para pioneiras, o enriquecimento assistido pode ser avaliado como efetivo entre 6 meses e 1 ano, para secundária entre 8 e 10 anos e para clímaxes, as vezes, até 20 anos (GANDOLFI, 2017).

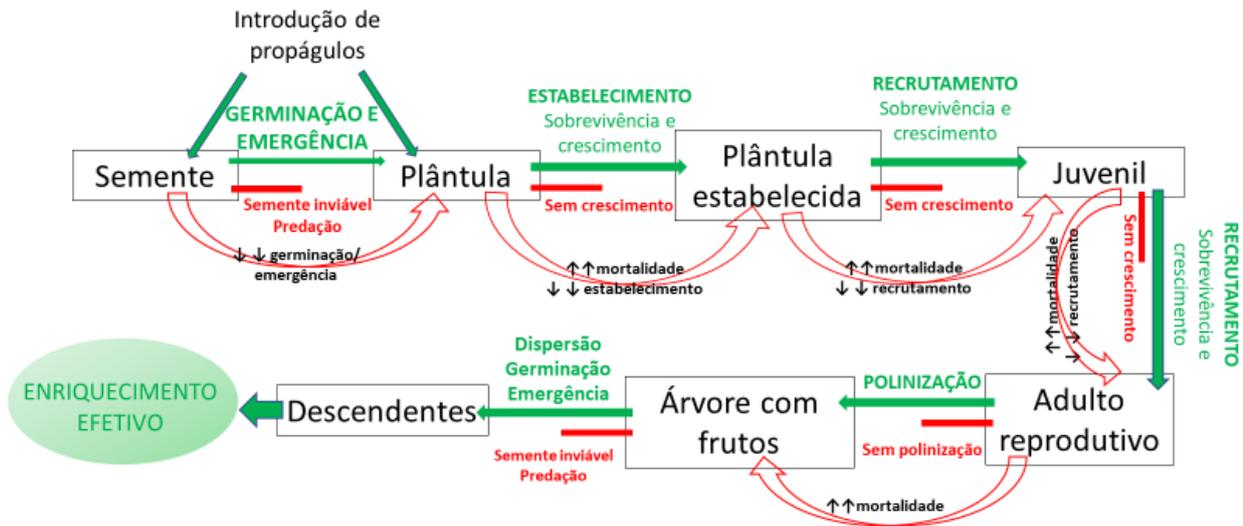


Figura 1 – Diagrama que descreve as etapas do enriquecimento assistido de florestas tropicais. As setas verdes indicam as transições progressivas, os traços vermelhos os estados estacionários. Os retângulos representam os estágios das plantas. As setas vermelhas representam a mortalidade das plantas ou a falha da germinação/emergência.

Muitos trabalhos que estudaram o enriquecimento inicial de florestas secundárias ou áreas em restauração avaliaram apenas a quantidade de propágulos que sobreviveram após um determinado período, não avaliando se essas plantas sobreviventes estavam apenas resistindo ao ambiente local e as interações com demais espécies ou também estavam crescendo, o que pode superestimar o sucesso da ação de enriquecimento (SANTOS, 2011; MÔNICO, 2012;). A mensuração do desenvolvimento das plantas, além da sobrevivência, é fundamental para avaliar as chances desse indivíduo se perpetuar ao longo dos anos.

O enriquecimento assistido pode ser realizado por meio de diferentes técnicas como o plantio de mudas (MONTAGNINI et al., 1997), plantio de plântulas (SANTOS, 2011; VIDAL, 2008), semeadura direta (MATTEI; ROSENTHAL, 2002), transferência do banco de sementes do solo (topsoil) (NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007; MÔNICO, 2012) etc. Ele comumente é feito com a introdução de espécies arbóreas, mas pode também ser feito através da introdução de propágulos de diferentes formas de vida, como lianas (LE BOURLEGAT et al., 2013) e epífitas (DUARTE; GANDOLFI, 2013).

Como visto, a diversidade tanto de técnicas como de formas de crescimento que se pode usar para enriquecer uma área é vasta, mas é importante conhecer a área que se pretende enriquecer e o objetivo da ação de enriquecimento, podendo, por exemplo, se

almejar introduzir diferentes formas de crescimento que não existem no local, como ervas, árvores e arbustos de sub-bosque, palmeiras, lianas, epífitas; ou pode-se desejar introduzir espécies ameaçadas de extinção para a conservação *in-situ*; ou mesmo espécies de crescimento rápido pois a cobertura do dossel não está satisfatória; ou explorar diferentes grupos funcionais, como uso de espécies vegetais atrativas da fauna, espécies incorporadoras de nutrientes, incorporadoras de matéria-orgânica, com raízes pivotantes e profundas capazes de descompactar o solo, redistribuidoras da água no perfil do solo, com papel de controle da erosão, que criem uma zona tampão no entorno da área para redução de ventos e temperaturas elevadas acarretados pelo efeito de borda; e espécies que podem trazer um retorno econômico, madeireiras ou não-madeireiras (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

A ação de enriquecimento resulta em um custo adicional ao projeto de restauração que muitas vezes o proprietário rural não está disposto a pagar, mas, ao mesmo tempo, pode representar a única alternativa para salvar as áreas restauradas que estão se degradando ao longo dos anos devido à baixa diversidade do plantio inicial e ao distanciamento de remanescentes de vegetação. Para reduzir os custos da ação de enriquecimento, a substituição da muda, que é o propágulo mais utilizado, pela semente e muda mais jovens ou plântula pode ser uma alternativa viável e economicamente muito interessante (SANTOS, 2011).

Na técnica de semeadura direta, as sementes são introduzidas na área alvo de restauração de forma direta (TOUMEY; KORSTIAN, 1967), podendo ser a lanço, em sulcos, em covetas (BARNETT; BAKER, 1991). A semeadura é uma técnica muito importante, especialmente, em áreas isoladas, de acesso restrito, íngremes (WILLOUGHBY, 2004), que não possuem viveiro.

A técnica de semeadura tem tido maior utilização nos últimos anos (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; SOUZA; AGUIRRE et al., 2015; ENGEL, 2018). Essa técnica pode reduzir os custos em relação ao plantio de mudas porque reduz a necessidade de mão de obra, exclui a fase de viveiro e facilita o transporte do propágulo (ENGEL; PARROTTA, 2001; CAVA et al., 2016). Mas, além destas questões técnicas, há também fatores ecológicos que justificam a sua utilização. O enriquecimento natural, evidentemente, é realizado por meio da dispersão de sementes que nada mais é que a semeadura direta natural, sendo uma razão ecológica básica experimentar o mesmo método. Além disso, os problemas relacionados à deformação

do sistema radicular das plantas, bem comum no plantio de mudas, tendem a serem menores nesses casos (LONG, 1978; HULTÉN, 1982; MATTEI, 1993; ZADWORNÝ et al., 2014). Contudo, muitos fatores podem limitar a eficácia da sementeira direta, como predação, apodrecimento ou baixa viabilidade das sementes e falta de informação sobre os microssítios mais adequados de determinadas espécies (AGUIRRE et al., 2015; CECCON; GONZÁLEZ; MARTORELL, 2016; MORENO-MATEOS et al., 2017).

O uso das plântulas também pode reduzir os custos do enriquecimento porque sua produção, em relação às mudas, envolve um período significativamente menor de viveiro, pois não passam pelas fases de repicagem para tubetes (processo delicado de transplante, após a germinação, da sementeira para outro recipiente), pelo período sob sombrite e rustificação em área aberta (processo em que a muda, gradativamente, é exposta à condição de campo: redução de irrigações, exposição ao sol, com exceção das plantadas à sombra), além do transporte ser mais fácil, exigindo uma menor equipe. Por outro lado, apesar de não possuírem a barreira da germinação, como as sementes, as plântulas são mais sensíveis, mais susceptíveis à herbivoria, a serem danificadas por queda de folhas e galhos ou pisoteio de animais, possuem menor capacidade de rebrota, além de se desenvolverem mais lentamente que as mudas. Dessa forma, as mudas, apesar de apresentarem custos mais elevados, podem garantir melhor resultado (PALMA; LAURANCE, 2015). Assim, a existência de muitas áreas em processo de restauração no Brasil que demandam enriquecimento assistido, e a relativa escassez atual de informações mais precisas sobre como promover esse enriquecimento de forma mais eficiente, mais efetiva e menos custosa são razões que impulsionaram o desenvolvimento do presente estudo.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

São consideradas as seguintes hipóteses:

1. Tanto por meio de sementeira direta, quanto por meio da introdução de plântulas, será possível promover o enriquecimento inicial de uma área em processo de restauração.
2. Após um ano, o enriquecimento inicial via introdução de plântulas produzirá, proporcionalmente, maior número de indivíduos do que a sementeira direta, especialmente, porque a plântula, quando introduzida em campo, já passou pelas etapas de germinação da semente e emergência da plântula.
3. O número de indivíduos mortos após um ano, via sementeira direta, será, proporcionalmente, menor do que via introdução de plântulas, pois as plântulas emergentes oriundas da sementeira direta não sofrerão pela mudança de ambiente e acredita-se também que suas raízes terão melhor desenvolvimento, aumentando assim as chances de sobrevivência.
4. Haverá maior porcentagem de indivíduos vivos após um ano no interior da área em restauração em comparação com a borda pois, muito provavelmente, a borda representará um microclima mais estressante para a planta, com menor umidade no solo e maior radiação.
5. Há maior crescimento em altura dos indivíduos introduzidos na borda em comparação com os indivíduos introduzidos no interior da área em restauração pois, muito provavelmente, na borda haverá maior irradiância do que no interior, facilitando assim o crescimento das plantas.
6. Espécies com sementes mais pesadas terão maior emergência, estabelecimento inicial e crescimento do que as demais, pois a maior quantidade de reservas favorece a sobrevivência e o crescimento de suas plântulas.

O principal objetivo deste estudo foi avaliar a viabilidade da sementeira direta e introdução de plântulas de sete espécies arbóreas secundárias iniciais e clímaxes pertencentes a Floresta Estacional Semidecidual como estratégias de enriquecimento assistido de uma área em processo de restauração.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Caracterizar a área de estudo quanto a umidade do solo e irradiância abaixo do dossel e comparar esses parâmetros entre o interior e a borda da floresta em restauração;
- Avaliar e comparar o desempenho das diferentes espécies semeadas quanto à emergência, número de indivíduos sobreviventes após a emergência; altura final; e estabelecimento inicial efetivo;
- Avaliar e comparar o desempenho das diferentes espécies plantadas quanto ao estabelecimento inicial efetivo e crescimento;
- Comparar as diferentes técnicas quanto ao estabelecimento inicial efetivo e altura final das espécies introduzidas;
- Avaliar o estabelecimento inicial e crescimento das plantas de cada espécie e de cada técnica no interior e borda da floresta em restauração;
- Avaliar se o peso da semente afeta a emergência, estabelecimento inicial efetivo e crescimento das plântulas.

3. MATERIAIS E MÉTODO

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área em restauração inserida na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) “Parque Florestal São Marcelo”, pertencente à empresa International Paper do Brasil LTDA, situada no município de Mogi-Guaçu entre as coordenadas 22°22’S e 46° 58’W (Figura 1).

A precipitação total anual durante o período de estudo foi de 1.213,5 mm, variando de um mínimo de 0,0 mm (julho de 2017) a um máximo de 211,8 mm (janeiro de 2017). A temperatura média variou entre 26,4 ° C (fevereiro) e 18,0 ° C (julho) (CIIAGRO, 2018). De acordo com o sistema de Köppen (1948), o clima da região é classificado como *Cwa* (temperado quente com estiagem no inverno) (ALVARES et al., 2013). Há predominância de solo do tipo latossolo e argissolo (EMBRAPA, 2006).

Originalmente, o Parque São Marcelo era coberto por Floresta Estacional Semidecidual (KRONKA et al., 2005) mas, ao longo dos anos, sua vegetação original foi devastada para dar lugar a plantações de café, criação de gado, citros e cana-de-açúcar. Em 1995, a empresa International Paper adquiriu uma área de 822 ha, que incluía a área em questão, para o plantio de *Eucalyptus* sp., cultivado até 2002, quando 240 hectares (ha) desta área foram destinados à criação da RPPN, mas apenas 187 ha são oficialmente averbadas.

Em 2002, 240 ha foram restaurados por meio de um plantio de mudas de espécies nativas arbóreas em elevada riqueza (101 espécies), em uma proporção de 56% de espécies arbustivo-arbóreas não pioneiras, 37% de pioneiras e 7% de espécies não classificadas ou exóticas em um espaçamento de 3,0 × 2,5 m, e uma densidade de 1.333 mudas ha⁻¹. Para realização deste estudo, foram implantados três blocos experimentais dentro da referida área em restauração.

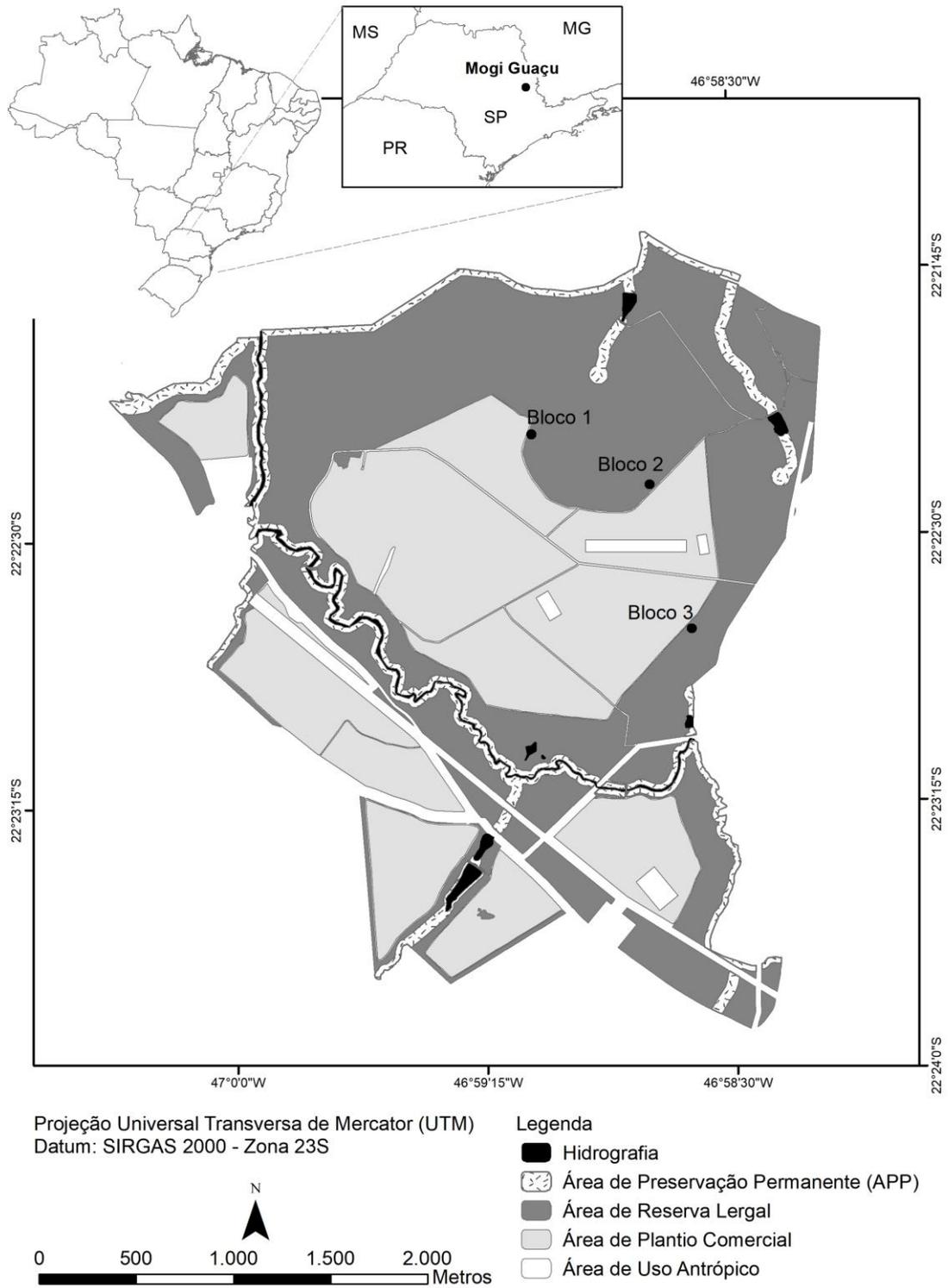


Figura 2 - Mapa indicando a localização do Parque Florestal São Marcelo. Mogi Guaçu, SP.



Figura 3 - Foto em que se pode ver à direita a Floresta Estacional Semidecidual em processo de restauração e a esquerda uma área de plantio de Eucalipto da empresa International Paper. (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, em março de 2017).

a)



b)



Figura 4 - Foto em que se pode observar uma vista interna da Floresta Estacional Semidecidual em processo de restauração. Em (a) um trecho em que o sub-bosque se encontra mais sombreado e há uma maior estratificação e em (b) outro trecho em que o sub-bosque apresenta maior presença de gramíneas exóticas situada na RPPN Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, março de 2017.

3.2. Espécies selecionadas

Para a seleção das espécies utilizadas no experimento de enriquecimento da área em processo de restauração, buscou-se espécies mais frequentes na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, além de espécies não pioneiras (secundárias iniciais e clímax) que garantam a auto-sustentabilidade da floresta. Dentro desses critérios, foram escolhidas as espécies que os diferentes coletores da região tinham disponíveis para o início da estação chuvosa de 2016 e, dentre as espécies disponíveis, foram selecionadas aquelas que haviam sido coletadas a menos tempo, a fim de garantir uma maior viabilidade das sementes.

Dessa maneira, foram escolhidas sementes de sete diferentes espécies, sendo cinco delas pertencentes ao grupo das secundárias iniciais: *Astronium graveolens* Jacq.; *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth.; *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart e Eicheler). Engl; *Lafoensia pacari* Saint-Hilaire e *Pterogyne nitens* Tul. e duas pertencentes ao grupo climax, uma típica de dossel - *Hymenaea courbaril* L. e outra típica de sub-dossel - *Eugenia involucrata* DC., todas enquadradas no grupo de diversidade (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Em relação à classificação das plantas por estrato, neste estudo, serão consideradas como espécies de sub-bosque aquelas com altura potencial menor que 8 m; espécies de sub-dossel, àquelas com altura entre 8m e 15m; espécies de dossel, aquelas com altura entre 15 m e 20 m; espécies emergentes, àquelas com altura maior que 20 m. Dessa maneira, as espécies estudadas pertencem ao dossel da floresta, com exceção de *E. involucrata* que será aqui classificada como espécie de sub-dossel.

Existem várias classificações para as plântulas. Aqui, classificamos pela posição do cotilédone, sendo epígea (ou epigéia), quando os cotilédones se erguem acima do nível do solo e hipógea (ou hipogéia), quando os cotilédones permanecem abaixo ou ao nível do solo, ao fim do processo de formação das plântulas (RESSEL et al. 2004). Além de epígea ou hipógea, as plântulas foram classificadas pela exposição dos cotilédones, sendo criptocotiledonar quando, após a germinação, os cotilédones ficam encerrados no interior dos envoltórios da semente e fanerocotiledonar, quando, após a germinação, os cotilédones se libertam dos envoltórios (RESSEL et al. 2004), podendo ser carnosos (armazenadores) ou foliáceos (BELTRATI; PAOLI, 2003).

As classificações de Míquel (1987), com abreviações de Garwood (1996), separam as plântulas em cinco tipos morfofuncionais com base nas características morfológicas e função dos cotilédones: i. tipo fanerocotiledonar epigeal fotossintetizante (PEF) que possui cotilédones externos ao tegumento da semente e visíveis, foliáceos fotossintetizantes e localizados acima do nível do solo; ii. tipo fanerocotiledonar epigeal de reserva (PER) que caracteriza-se pelos cotilédones visíveis e situados acima do nível do solo e com função de reserva; iii. tipo fanerocotiledonar hipogeal de reserva (PHR) que apresenta cotilédones visíveis, situados abaixo ou ao nível do solo e apresentam função de reserva; iv. tipo criptocotiledonar hipogeal de reserva (CHR) que é caracterizado pela presença de cotilédones encerrados no tegumento da semente, não sendo visíveis, pois estão abaixo ou ao nível do solo e com função de reserva; e v. tipo criptocotiledonar epigeal de reserva (CER) que apresenta cotilédones não visíveis por estarem encerrados no tegumento da semente, localizados acima do nível do solo e com função de reserva.

Ressel et al. (2004) observaram uma relação de adaptação com o ambiente de germinação. As espécies pioneiras, por exemplo, apresentam, em geral, alta produção de sementes pequenas e leves, com plântulas PEF, isto é, com cotilédones fotossintetizantes que produzem a energia necessária para que o indivíduo sobreviva à competição por luz e

espaço, enquanto as clímacas, em geral, produzem um menor número de sementes, que, normalmente, são grandes e com maiores reservas nutritivas e que apresentam, predominantemente, plântulas CHR, ou seja, resistentes a longos períodos com baixa luminosidade por conta das reservas encontradas em seus cotilédones armazenadores.

Também classificamos quanto à exigência de luz, sendo heliófitas as espécies exigentes em luz; semi-heliófitas aquelas tolerantes à sombra quando jovem e esciófilas, as espécies tolerantes à sombra.

A seguir, é apresentada uma tabela com as características de cada espécie.

Tabela 1 - Características das espécies estudadas: Forma biológica; Grupo ecológico (GE); Dispersão; Exigência em luz; Crescimento; Germinação; Dormência, Peso da semente e classificação da espécie por grupo de peso da semente (GPS).

Espécies	Forma biológica	Grupo sucessional	Dispersão	Exigência em luz	Crescimento	Germinação	Fruto	Dormência	Peso da semente	GPS
<i>A. graveolens</i>	Árvores caducifólia com 10 a 20 m de altura e 40 a 60 cm de DAP, em média	SI	Anemocórica	Semi-heliófitas	Lento a moderado	Cripto-epígea, com início entre 8 e 30 dias após a semente	Pseudo-sâmara com exocarpo unisseriado, suberificado e aderido ao endocarpo	Não há	0,03	P
<i>C. tomentosum</i>	Árvores caducifólia com 5 a 15 m de altura e 20 a 50 cm de DAP, em média	SI	Autocórica e anemocórica	Heliófitas	Moderado a rápido	epígea com início entre 15 e 60 dias após a semente	Sâmara provida de larga asa coriácea	Não há	9	G
<i>C. gonocarpum</i>	Árvore pernifólia a semidecídua com 25 m de altura e 70 cm de DAP, em média	SI	Zoocórica	Esciófila	Existem poucos dados	Epígea ou fanerocotiledonar com início entre 10 e 75 dias após semente	Baga angulosa, elipsóide a globosa	Não há	0,38	M
<i>E. involucrata</i>	Arbusto, arvoreta a árvore perenifólia que pode chegar a 15 m de altura e 40 cm de DAP, em média	CL	Zoocórica	Esciófila	Existem poucos dados	Hipógea, com início entre 3 a 40 dias após a semente	Baga piriforme, lisa e glabra	Não há	0,14	M
<i>H. courbaril</i>	Árvore semicaducifólia com 8 a 15 m de altura e 40 a 80 cm de DAP, em média	CL	Autocórica e zoocórica	Semi-heliófitas	Lento a moderado	Epígea, com início entre 12 e 60 dias após a semente	Vagem lenhosa, indeiscente	Tegumentar	3,64	G
<i>L. pacari</i>	Árvores caducifólia com 5 a 15 m de altura e 20 a 40 cm de DAP, em média	SI	Autocórica	Heliófitas	Lento a moderado	Epígea com início entre 9 a 60 após semente	Cápsula semilenhosa, indeiscente	Não há	0,02	P
<i>P. nitens</i>	Árvore semicaducifólia com 10 a 15 m de altura e 50 cm de DAP, em média	SI	Autocórica e anemocórica	Heliófitas	Lento a moderado	Epígea com início entre 8 a 68 após semente	Sâmara falsiforme, indeiscente	Tegumentar	0,11	M

Fontes: Carvalho (2003, 2006, 2008); Felippi et al. (2008); Gandolfi (2000); Lorenzi (1992); Souza-Junior; Brancalion (2016); Carmello-Guerreiro; Paoli (2000).

As espécies selecionadas ocorrem no domínio da Mata Atlântica, evidentemente, em diferentes densidades. A fim de caracterizar as espécies, na Tabela 2 é apresentada uma estimativa o número de indivíduos por hectare de cada espécie estudada tanto para as florestas da Mata Atlântica do estado de São Paulo, quanto para a Mata Atlântica brasileira

como um todo. Esses cálculos foram realizados com base nos dados fornecidos por Lima¹ (comunicação pessoal) que está estimando o tamanho populacional de todas as espécies arbóreas (DAP>5cm) da Mata Atlântica para todos os Estados brasileiros, por meio do modelo baseado em “inverse distance weighting”. As estimativas populacionais tanto para o Estado de São Paulo, como para o Brasil, foram calculadas com base na quantificação de áreas de vegetação remanescente do Estado de São Paulo e do Brasil realizada pela FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (2018).

Tabela 2 - Estimativa do número de indivíduos por hectare (Nº ind./ha) de cada espécie estudada (Piracicaba, 2018).

Espécies	Nº de indivíduos/há	
	SP	Brasil
<i>A. graveolens</i>	18,19	7,89
<i>C. tomentosum</i>	8,41	10,65
<i>C. gonocarpum</i>	14,80	2,80
<i>E. involucrata</i>	2,52	2,63
<i>H. courbaril</i>	2,07	1,53
<i>L. pacari</i>	1,18	0,40
<i>P. nitens</i>	0,63	0,40

O trabalho que está sendo desenvolvido por Lima¹ (comunicação pessoal) é de suma importância para aprimorar as ações de restauração com espécies arbóreas da Mata Atlântica como um todo mas, ainda não é possível fazer extrapolações para as diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica, como para a Floresta Estacional Semidecidual, alvo desse estudo.

3.3. Análise de viabilidade das sementes

O teste de viabilidade das sementes foi montado no Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal – LERF, Esalq-USP em março de 2017, mas os germinadores queimaram nos primeiros dias do teste. Desta maneira, foi possível realizar o teste de germinação apenas após seis meses da aquisição das sementes, comprometendo a

¹ Renato Augusto Ferreira de Lima, ecólogo, mestre em Recursos Florestais pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz e doutor em Ecologia pela Universidade de São Paulo.

viabilidade das sementes e, por consequência, a confiabilidade dos dados. Como as plântulas para introdução em campo foram produzidas com o mesmo lote de sementes utilizadas na semeadura direta, sabe-se que as sete espécies apresentavam sementes viáveis. Os resultados do teste de germinação não serão apresentados neste documento.

Com base no que foi observado durante a produção das plântulas, a maioria das espécies apresentavam uma germinação superior a 50%, com exceção de *P. nitens*, *C. gonocarpum* e *E. involucrata*. *A. graveolens* foi a espécie com maior número de sementes germinadas. *P. nitens* foi a primeira espécie a começar a germinar e obteve mais de 30% de plântulas em relação ao total de sementes introduzidas. Ao contrário de *P. nitens*, *E. involucrata* e *C. gonocarpum* demoraram semanas para começar a germinar e produziram mais de 30% de plântulas em relação ao número de sementes introduzidas nas bandejas.

3.4. Produção das plântulas

As sementes das sete espécies mencionadas no item 3.2 foram semeadas em uma mistura de substrato comercial, vermiculita, areia, esterco bovino curtido e húmus em bandeja de isopor para hortaliças e foram mantidas sob sombrite 50% e submetidas a irrigações efetuadas via aspersão na casa de vegetação do Departamento de Ciências Biológicas da ESALQ/USP.

Neste estudo será considerado como plântula, a planta que emergiu a partir da germinação da semente até que o indivíduo atinja 50 cm de altura. As plântulas foram introduzidas a campo com cerca de dois meses e meio de idade, com alturas médias por espécie variando entre 5 e 21 cm (*A. graveolens* - 6,0 cm; *C. tomentosum* - 9,0 cm; *C. gonocarpum* - 5,2 cm; *E. involucrata* - 5,4 cm; *H. courbaril* - 21,0 cm; *L. pacari* - 6,6 cm; *P. nitens* - 6,3 cm).



Figura 5 - Casa de vegetação, onde foram produzidas as plântulas utilizadas no experimento, situada na Escola de Agronomia “Luiz de Queiroz” (ESALQ-USP), Piracicaba-SP, em fevereiro de 2017.

3.5. Densidade de sementes e de plântulas

Considerando que há uma escassez de dados consolidados sobre taxas de germinação de espécies arbóreas nativas da Floresta Estacional Semidecidual e que, em condições de campo, normalmente, não há uma correspondência de uma semente germinada / uma plântula, torna-se um desafio estabelecer-se o número de sementes a serem colocadas em campo na ação de enriquecimento.

Estimar a viabilidade e o potencial de germinação de cada espécie nativa é muito difícil, visto que cada espécie apresenta uma grande variabilidade genética intraespecífica e que, nas condições atuais, variam amplamente as condições de coleta e armazenamento entre os coletores de sementes existentes. Esses fatores, entre muitos outros, podem afetar drasticamente, entre espécies, entre locais, entre anos e entre coletores, o número de plântulas que se pode obter a partir de um dado lote de sementes. Desta maneira, para estimar a quantidade de propágulos necessárias (sementes e plântulas) para se obter um número desejado de indivíduos por espécie na área experimental foi adotado um valor arbitrário, para cada técnica.

Partir de uma dada taxa de germinação de uma espécie para se estimar quantas sementes se deveriam lançar no campo pareceu, como um posterior método prático, algo

pouco produtivo. Optou-se então por fixar iguais números de sementes ou plântulas a serem introduzidas para todas as espécies, para ao final, a partir dos resultados obtidos, se discutir se esse valor arbitrário poderia mesmo ser utilizado, múltiplos ou frações deles seriam adequados para todas as espécies, ou se haveriam evidências que pudessem indicar que esses múltiplos ou frações deveriam variar entre espécies, ou grupos ecológicos, etc.

O raciocínio aplicado para definição do número de plântulas a serem introduzidas foi feito assumindo-se, a priori, que ao longo de um ano a mortalidade das plântulas seria a mesma em todas as espécies e igual a 50%. Então para ao final do experimento se obter uma plântula em cada sítio de introdução (parcelas de plântulas) seria necessário inicialmente introduzir-se duas plântulas de cada espécie em cada parcela. Portanto, como foram usadas 45 parcelas de plântulas, o número inicialmente introduzido foi de 90 plântulas por espécie ($45 \times 2 = 90$), ou um total de 630 plântulas de sete espécies (Tabela 3). Já em relação à semeadura direta, foi necessário pré-definir dois aspectos, a taxa de germinação e a taxa de mortalidade, ao longo de um ano, das plântulas emergidas da germinação. Nesse caso considerou-se, a priori, que em cada parcela de introdução de sementes quando fossem colocadas três sementes de uma dada espécie, apenas duas delas germinariam (66,7 % de germinação), levando a produção de duas plântulas. Usando-se o mesmo critério anterior de 50% de mortalidade de plântulas, pode-se concluir que apenas uma daquelas duas plântulas restaria após um ano. Como nesse experimento foram usadas 45 parcelas de introdução de sementes e se queria obter pelo menos um indivíduo de cada espécie por parcela foram introduzidas 135 sementes ($45 \text{ parcelas} \times 3 \text{ sementes} = 135$), ou um total de 945 sementes de sete espécies (Tabela 3).

Tabela 3 - Quantidade de propágulos (por espécie e total) introduzidos em campo e quantidade de emergência e estabelecimento inicial esperada após um ano (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, 2017).

Técnica	Quantidade de propágulos introduzidos e esperados por espécie	Quantidade por espécies	Nº de espécies	Quantidade total
Semeadura direta - 2/3 de plântulas emergidas -Mortalidade de 50% de plântulas	Nº de sementes introduzidas	135	7	945
	Nº de plântulas emergidas após 1 ano	90	7	630
	Nº de indivíduos estabelecidas após 1 ano	45	7	315
Introdução de Plântulas -Mortalidade de 50% de plântulas	Nº de plântulas introduzidas	90	7	630
	Nº de indivíduos estabelecidos após 1 ano	45	7	315
Ambas as técnicas	Total de propágulos introduzidos	225	7	1575
	Total de indivíduos esperado após 1 ano	90	7	630

3.6. Delineamento experimental

O experimento é constituído por três blocos com distâncias entre 500 m e 2 km um do outro. Tanto o plantio, quanto a sementeira direta foram realizados em linhas, locadas na primeira, segunda e sexta entrelinha do plantio original, denominadas aqui de linhas de enriquecimento. As linhas de enriquecimento de ambas as técnicas foram implantadas nas mesmas entrelinhas, locadas uma paralela a outra. Cada bloco é constituído então por seis linhas de enriquecimento (três para a sementeira direta e três para a introdução de plântulas) e cada uma dessas linhas é composta por cinco parcelas. Em cada uma das parcelas da sementeira direta foram inseridas três sementes de cada uma das sete espécies e em cada parcela da introdução de plântulas foram plantadas duas plântulas por espécie, totalizando 45 sementes e 30 plântulas de cada espécie por bloco, ou 135 sementes e 90 plântulas por espécie no total. Portanto, foram semeadas 945 sementes e introduzidas 630 plântulas (item 2.2.5).

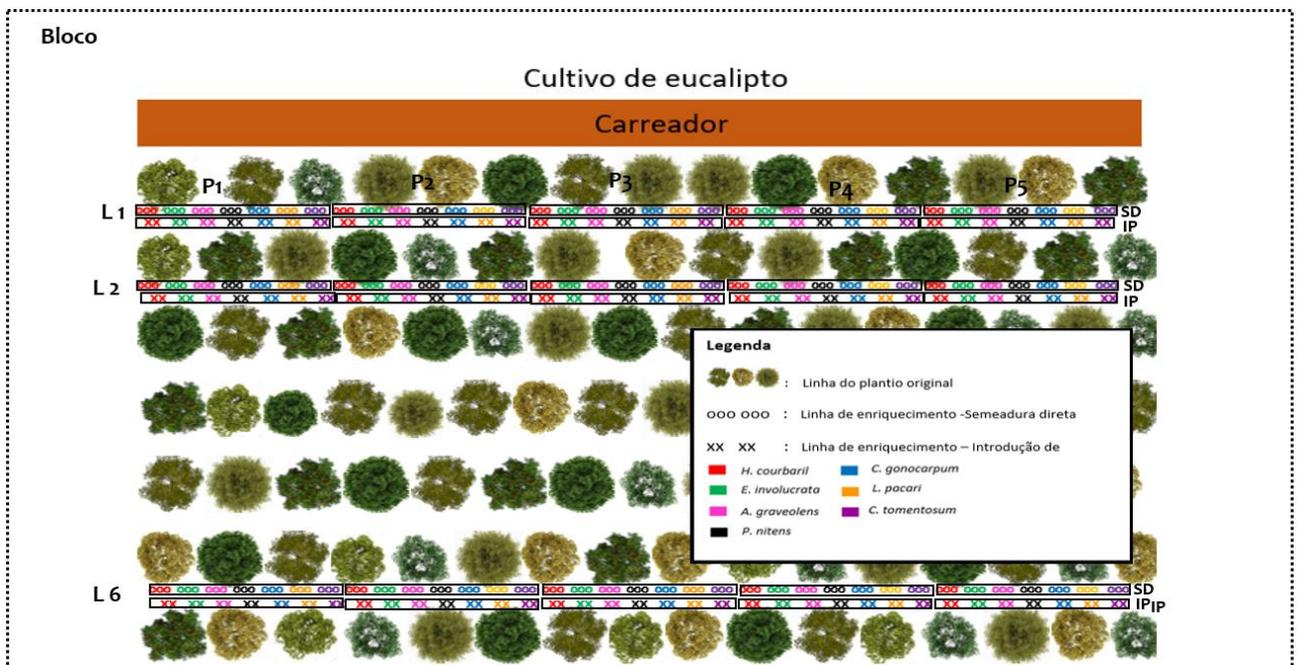


Figura 6 - Esquema representando um dos blocos do experimento de sementeira direta (SD) e introdução de plântulas (IP), realizado nas entrelinhas da área em restauração. A legenda indica as cores das espécies introduzidas em campo, representadas pelas cores de cada semente (o) e plântula (x), situadas nas parcelas (P) das 6 linhas de enriquecimento (L).

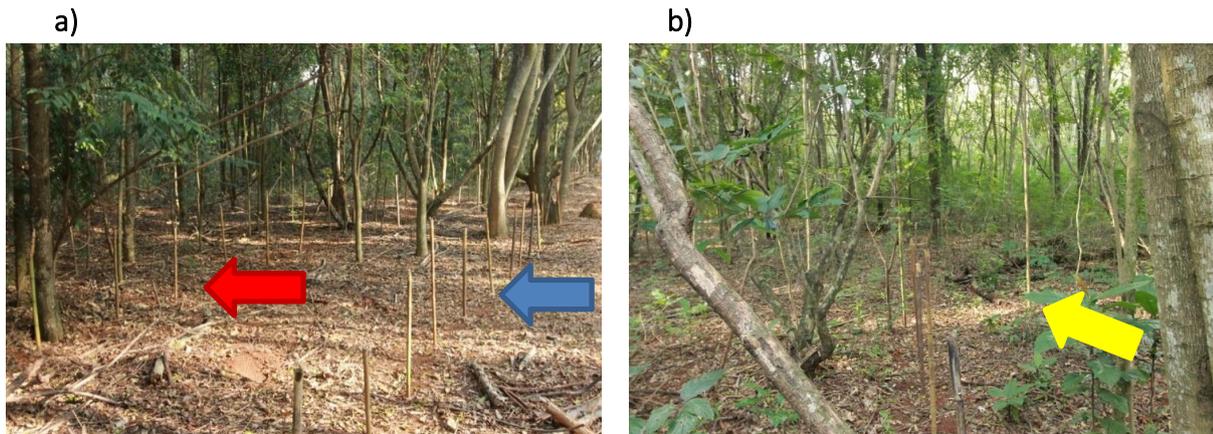


Figura 7 – Entrelinhas do plantio oficial, onde foi realizado o enriquecimento: primeira (flecha azul), segunda (flecha vermelha) (a) e terceira (flecha amarela) (b) linhas de enriquecimento. Os bambus estão separando as espécies da sementeira direta. A linha da introdução de plântulas está paralela à linha da sementeira direta, marcada com plaquetas de plástico (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, em 2017).

3.7. Semeadura direta e introdução de plântulas

A sementeira, realizada em dezembro de 2016, foi feita em sulcos de 2-3 cm de profundidade nas entrelinhas da comunidade vegetal existente e as sementes foram semeadas a cada 30 cm uma da outra aproximadamente (Figura 8).



Figura 8 - Realização da sementeira direta (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016).

As plântulas foram introduzidas em campo em março de 2017, final da estação chuvosa (Figura 9 e 10). Apesar de apresentarem idades de viveiro similares (dois meses e meio), quando introduzidas, apresentavam variação em altura média entre as espécies de 5 a 21 cm. Mas, procurou-se introduzir plântulas da mesma espécie com tamanhos semelhantes. Elas foram retiradas das bandejas e plantadas com a mistura de substrato. O plantio das plântulas na floresta foi realizado em pequenos berços, sendo em seguida feita uma irrigação

a)



b)



Figura 9 - Abertura do berço (a) e introdução da plântula (b) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, em março/2017).



Figura 10 - Foto mostrando as bandejas de plântulas de diferentes espécies levadas ao Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, em Março/2017.

3.8. Caracterização da área em restauração

Para a caracterização da área em processo de restauração foram avaliados os seguintes parâmetros: umidade do solo e radiação fotossinteticamente ativa.

3.8.1. Umidade do solo

Para determinação da umidade do solo, foram coletadas três amostras por linha de enriquecimento (27 amostras no total) na profundidade de 0-20cm no mês de março de 2018. O peso úmido das amostras foi mensurado após as coletas e, após a secagem em estufa a 110°C, por 48h, as amostras foram pesadas novamente e retirado o peso dos recipientes (latas de alumínio). A umidade gravimétrica (UG) foi calculada por meio da relação: $UG = (\mu - ms) / ms \times 100$, onde: UG é a umidade gravimétrica do solo; **μ** corresponde a massa do solo úmido e **ms** corresponde a massa do solo seco.

3.8.2. Radiação fotossinteticamente ativa no sub-bosque da área em restauração

A radiação fotossinteticamente ativa (RFA) no sub-bosque da área em restauração foi mensurada por meio de um Ceptômetro AccuPAR LP-8 (Decagon Devices, Inc.) (WILHELM; RUWE; SCHLEMMER, 2000). O equipamento consiste em uma sonda com 80 sensores quânticos de radiação fotossinteticamente ativa, que compreende as faixas de ondas entre 400 e 700 nanômetros (fração do espectro solar utilizadas pelas plantas no processo de fotossíntese) (DECAGON DEVICES, 2016).

Para determinação da porcentagem de radiação transmitida (RFA_t) dentro da floresta em restauração são necessários registros pareados da RFA abaixo do dossel (RFA_s) e RFA acima do dossel (RFA_a) no mesmo momento. Dessa maneira, foram utilizados dois ceptômetros do mesmo modelo e intercalibrados, sendo que com um deles foram mensuradas as RFA_s e o outro foi posicionado em uma área descampada ao lado da floresta em restauração com programação para registrar a RFA_a a cada minuto.

Os registros de RFA_s foram realizados a cerca de um metro do solo dos locais onde foi realizada a introdução de plântulas e semeadura direta. Em cada uma das parcelas experimentais de enriquecimento foram registrados sete pontos amostrais, distantes um

metro um do outro para as medições da RFA_s, totalizando 35 pontos amostrais por linha de enriquecimento e 630 no total (315 nas linhas de enriquecimento da semeadura direta e 315 nas linhas de enriquecimento de introdução de plântulas).

Para cada ponto amostral, foram realizados quatro registros da RFA_s, sendo duas medidas realizadas diagonais à linha de enriquecimento e duas perpendiculares. Posteriormente, foi calculada a média dos quatro registros de RFA_s de cada ponto amostral.

Para o cálculo da porcentagem de RFA_t de cada um dos locais, foi utilizada a seguinte fórmula: $\%RFA_t = \frac{RFA_s}{RFA_a} * 100$.

As coletas foram realizadas nos dias 28 e 31 de agosto, sob condições de céu limpo, sem nuvens e entre as dez e quatorze horas.

As porcentagens de RFAs foram utilizadas para se ter uma caracterização geral aproximada das diferenças entre as linhas de enriquecimento da área em estudo, que apresentaram durante todo o ano níveis de sombreamento visualmente distintos (Figuras 2, 3, 4).

3.9. Coleta e análise de dados

Foram avaliados neste trabalho a emergência das sementes oriundas da semeadura direta, estabelecimento inicial, sobrevivência, crescimento e altura total dos indivíduos de ambas as técnicas.

A porcentagem de emergência foi definida como a porcentagem de plântulas que emergiram durante um ano. Esse cálculo foi feito com base nas observações de campo realizadas a cada dois meses nos quatro primeiros meses após a semeadura direta e mensalmente até completar 12 meses da ação de enriquecimento. Contudo, se alguma semente emergiu e morreu no período entre os monitoramentos, não foi considerada.

A porcentagem de estabelecimento inicial foi definida como a porcentagem de indivíduos vivos após um ano em relação ao total de propágulos inseridos na área amostral. Dessa forma, o estabelecimento inicial foi mensurado a partir da quantidade de plantas vivas após um ano, independente se esses indivíduos ainda estavam no estágio de plântula ou já haviam sido recrutados para o estágio de juvenil (>50cm).

Em relação à porcentagem de indivíduos sobreviventes oriundos da introdução de plântulas, foi considerada a mesma definição de estabelecimento inicial. A porcentagem de indivíduos sobreviventes oriundos da semeadura direta foi definida como a porcentagem de indivíduos vivos em relação apenas às plantas que emergiram.

Para se caracterizar o crescimento das plântulas mediu-se a altura, por meio de uma régua, que foi aqui definida como a distância entre a superfície do solo e a gema apical do caule.

Para a semeadura direta, foram realizados dez monitoramentos, ou seja, medidas da altura total, sendo os dois primeiros a cada 60 dias e o restante mensalmente. Em relação à introdução de plântulas, os monitoramentos foram realizados mensalmente.

As médias de crescimento em altura após um ano das diferentes espécies foram medidas avaliadas apenas para os indivíduos oriundos da introdução de plântulas.

Considerou-se como crescimento anual das plântulas/juvenís, a diferença entre a altura final menos a altura inicial, dividida por um ano, e expressa em, **cm.ano⁻¹**.

Para a semeadura direta, não foi realizado o cálculo de crescimento pois, como cada plântula emergiu em um tempo diferente, o intervalo de tempo durante o qual cada indivíduo efetivamente cresceu variou entre elas e, desta forma, apenas foi medida a altura final de cada indivíduo, usando os mesmos procedimentos anteriormente citados.

Os dados de emergência para a semeadura direta e de indivíduos mortos para a introdução de plântulas foram relacionados, de maneira descritiva, com a pluviosidade e balanço hídrico do período do estudo. Os dados de precipitação e temperatura média para elaboração do balanço hídrico e gráfico de pluviosidade foram obtidos pelo site do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIAGRO) para o município de Mogi-Guaçu. A geração do balanço hídrico foi feita de acordo com Thornthwaite; Mather (1955), utilizando o programa Microsoft Excel 2007 (ROLIM et al., 1998). Como o experimento é realizado com plântulas que possuem raízes de no máximo 30 cm de comprimento quando introduzidas a campo, foi definida a capacidade de campo de 30 cm.

Os indivíduos estabelecidos após um ano oriundos das técnicas estudadas foram considerados como diferentes comunidades e as plantas das diferentes espécies como populações. Com isso, foi realizado o cálculo do número de indivíduos de cada população e de cada comunidade, assim como as respectivas densidades relativas e a riqueza de cada comunidade. Foi considerado como densidade relativa, a porcentagem que cada espécie (i)

apareceu na comunidade em estudo em relação ao total de indivíduos estabelecidos após um ano (N). Este parâmetro foi calculado para cada uma das comunidades formadas por meio da seguinte equação: $DR = (n_i/N) \times 100$.

Além disto, a fim de analisar o efeito dos diferentes microssítios (diferentes linhas de enriquecimento), posteriormente, foram consideradas como comunidades distintas as plantas inseridas nas diferentes linhas para ambas as técnicas. Para essas seis comunidades formadas (três oriundas da semeadura direta e três da introdução de plântulas) foram calculados, de maneira descritiva, os referentes números de indivíduos, densidade relativa de cada população e riqueza. Por fim, com o objetivo de analisar como seriam as comunidades se todas as sementes e plântulas fossem introduzidas em apenas uma das linhas ou em apenas duas das linhas de enriquecimento, foram realizadas simulações de nove novas comunidades para cada técnica testada e calculados a riqueza, os números de indivíduos e densidade relativa de cada população e comunidades formadas. Com isso, foi possível discutir efeitos dos diferentes microssítios no estabelecimento e crescimento das plantas.

Para verificar se a massa da semente afeta a emergência, o estabelecimento inicial e o crescimento das plântulas das espécies testadas, foram definidas classes de peso de sementes (pequena, média e grande), de acordo com Souza, Engel (2018). Assim, as sementes foram consideradas pequenas quando seu peso era menor que 0,07g, médias quando estava entre 0,07g e 0,39 g e grandes quando eram maiores de 0,40 g.

Para verificar diferenças no estabelecimento inicial e emergência entre as sete espécies; entre técnicas (semeadura direta e introdução de plântulas); entre linhas de enriquecimento; e entre grupos de tamanhos de semente foram realizados primeiramente um teste de proporções gerais, onde a hipótese nula era de que as proporções são iguais entre cada grupo analisado. Quando o teste era significativo ($p < 0,05$), apontando diferença entre as proporções, era então realizada uma comparação par-a-par entre as proporções, corrigindo para múltiplas proporções (função "pairwise.prop.test"). Para verificar as diferenças de crescimento e altura entre espécies; entre técnicas; entre linhas de enriquecimento; e entre grupos de tamanhos de semente foram ajustados modelos lineares mistos (LMM), onde o fator linha foi considerado o fator aleatório e espécie foi considerado o fator fixo.

Para análise *post hoc* dos modelos, para que comparações par-a-par fossem feitas, utilizamos a função “lsmmeans” (preditores marginais a partir dos fatores) do pacote “lsmmeans” (LENTH, 2016). Todos os modelos foram analisados segundo Zuur et al. (2009), verificando a dispersão do modelo, evitando superdispersão de dados e dados inflados por valores zero (*overdispersion* e *zero-inflation*). Em todos os testes foi adotado o nível de significância de 5%. Todos as análises foram feitas por meio do programa estatístico R (R Development Core Team, 2012).

Como discutido na Introdução, o **enriquecimento efetivo** ocorrerá apenas quando as espécies introduzidas deixarem descendentes no local, dessa forma este trabalho não se propõe a mensurar se a área em restauração foi ou não plenamente enriquecida. O que se pretendeu avaliar nesta dissertação foi se a **ação de enriquecimento**, feita por diferentes maneiras, e monitorada por um ano, resultou, ou não, no que se denominou de **enriquecimento inicial**.

Para avaliar a efetividade do enriquecimento inicial, serão consideradas as seguintes situações:

1. Enriquecimento inicial efetivo: Se, ao final de um ano, os indivíduos introduzidos emergiram, se estabeleceram e cresceram no período avaliado, então a espécie tolera o meio onde foi inserida e, portanto, houve o enriquecimento inicial desejado.

2. Enriquecimento inicial falho: Se não houve emergência, ou os indivíduos não se estabeleceram ao final de 1 ano, então pode-se afirmar que não houve o enriquecimento inicial e que a ação de introdução falhou.

3. Enriquecimento inicial estacionário: Se as plântulas emergiram, se estabeleceram, mas não cresceram ou tiveram decréscimo em altura ou incremento menor que 1 cm indica que elas não toleram o meio em que se encontram e estão apenas resistindo a ele. Nesses casos, ao final de um ano, as plântulas estão presentes, mas elas não cresceram, todavia, não se pode afirmar que elas nunca virão a fazê-lo, mesmo porque esta situação é muito comum em florestas nativas. Em cada ponto dentro da floresta, a disponibilidade de luz, de água e de nutrientes pode variar ao longo dos anos e, talvez, no futuro, elas possam vir a tolerar novas condições, passando a crescer e se desenvolver. Assim, não se pode julgar em definitivo se elas irão ou não chegar ao enriquecimento inicial efetivo, mas pode-se afirmar, que na escala de um ano, elas estão presentes, mas permanecem sem crescer. Adotou-se

crescimento de até 1 cm considerando um possível erro na medição por interferência na serapilheira, por exemplo.

Portanto, dentro da mesma espécie, os indivíduos serão enquadrados em três categorias: **enriquecimento inicial falho**, **com enriquecimento inicial estacionário** e **com enriquecimento inicial efetivo**. Avaliou-se, de forma descritiva, a porcentagem de indivíduos de cada espécie para cada método que se enquadra em cada situação. Para classificar os indivíduos nas situações de enriquecimento inicial efetivo ou estacionários, foi calculada a diferença entre a altura final menos a altura inicial de cada indivíduo que se estabeleceu após um ano para ambas as técnicas.

Foram avaliados os custos das sementes, plântulas e mudas de 280 cm³ (tubetão). Importante ressaltar que não foram avaliados aqui custos de mão de obra, transporte e insumos. Os preços das plântulas e mudas foram estimados com base em informações passadas por Nave², responsável pelo viveiro Bioflora, situado em Piracicaba (SP) e, para os custos das sementes de cada espécie, foram utilizados os preços pagos pelas sementes utilizadas neste experimento e adquiridas de diversos coletores da região. Os custos foram avaliados tanto para introdução de um propágulo (custo unitário), quanto por hectare. Para avaliação dos custos da ação de enriquecimento por hectare (ha), foi utilizado um espaçamento de 6mX6m, mas considerando diferentes situações: mesmo número de indivíduos para todas as espécies (40 indivíduos por espécie); introdução de 70% de indivíduos do grupo das espécies secundárias iniciais e 30% clímaxes (39 indivíduos para cada espécie secundária inicial e 42 indivíduos para cada espécie clímax) e introdução de 70% do indivíduos do grupo das clímaxes e 30% secundárias iniciais (98 indivíduos para cada espécie climax e 17 indivíduos para cada espécie secundária inicial). O espaçamento de 6m X 6m foi escolhido, conforme proposto por TNC (2015).

Com base nos custos e no estabelecimento inicial de cada espécie para as técnicas estudadas, foram realizadas simulações de quantos propágulos seriam necessários e de quanto custaria para se ter o número desejado de indivíduos estabelecidos após um ano. As simulações foram feitas tanto para o estabelecimento inicial de um indivíduo após um ano, quanto por hectare, para as situações já descritas. Com isso foi possível analisar o custo-

² André Gustavo Nave, eng. agrônomo, doutor em Recursos Florestais (área de concentração: silvicultura e manejo florestal) (ESALQ/USP); Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) - ESALQ/USP.

efetividade de cada espécie, ou seja, foi possível comparar o custo do propágulo com seu desempenho em campo, a fim de comparar as diferentes espécies e diferentes técnicas.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização da área em estudo

4.1.1 Umidade do solo

Não houve diferença significativa entre a umidade gravimétrica nas três linhas de enriquecimento (1,2 e 6) ($F_{2,22} = 0,61$; $p = 0,55$) no mês de março, mostrando uma homogeneidade entre borda e interior da área em restauração. O teor de água no solo variou entre 11,48 a 14,91% (Figura 11).

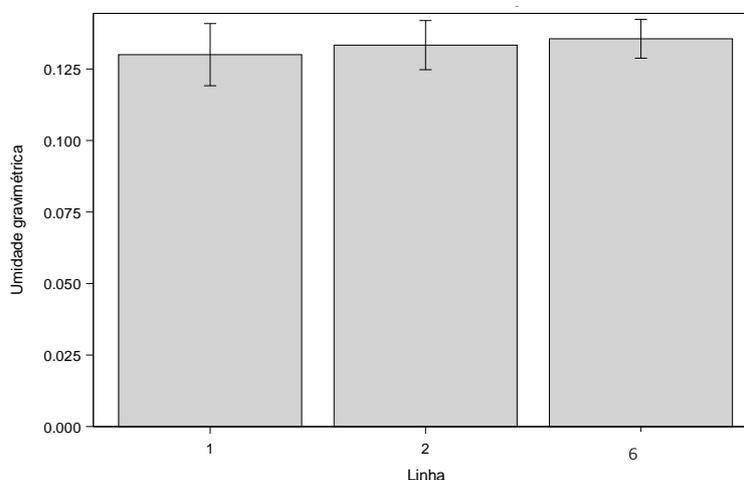


Figura 11 - Valores de umidade gravimétrica média das três linhas de enriquecimento, realizadas no mês de março de 2018, em área em restauradas de 16 anos de idade (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP). Cada linha vertical representa o intervalo de confiança.

Esses valores são similares à média de umidade gravimétrica encontrada por Bertacchi et al. (2012) no mês de março em uma floresta em restauração com 10 anos de idade situada em Santa Bárbara do Oeste, SP (cerca de 12,5%). De acordo com os resultados do trabalho citado e do estudo desenvolvido por Pardi (2014), que compararam a umidade em áreas de restauração de diferentes idades, quanto mais velho o plantio de restauração maior é a capacidade de armazenamento de água pelo solo. A umidade do solo em área em restauração de 55 anos, estudada por Bertacchi (2012), chegou a mais de 30% no mês de março. Isso ocorre, principalmente, porque florestas mais antigas, no geral, apresentam maiores teores de matéria orgânica no solo e cobertura do dossel. A matéria orgânica no

solo retém elevada quantidade de água, mantendo o solo mais úmido e a cobertura de dossel mantém a área sombreada, evitando a perda de água no solo.

Além da umidade aumentar proporcionalmente com o aumento da complexidade da floresta, estudos também indicam que a borda de florestas apresenta menor umidade de solo do que seu interior (KAPOs, 1989; JOSE et al., 1996; BERGÈS et al., 2013), pois a matriz pouco permeável a qual a área florestada está inserida permite que haja uma maior radiação solar nas bordas desta floresta, aumentando assim as temperaturas, o que contribui para a redução da umidade do ar e do solo nas bordas em relação ao interior (CHEN; FRANKLIN; SPIES, 1993). No entanto, na área em restauração estudada, a umidade do solo variou muito pouco entre as três linhas de enriquecimento, sugerindo que em uma situação de menor complexidade estrutural, como é o caso de uma floresta em restauração de 16 anos, o efeito de borda de uma forma geral tende a ser menor. Ademais, a distância entre a primeira e a sexta linha de enriquecimento inicial é menor do que 30 m, o que pode também ter contribuído para a ausência de diferenças significativas entre a umidade nas diferentes linhas.

Muitos dos estudos citados referem-se a florestas amazônica com matizes de pastagem onde esse ressecamento pode ocorrer, mas bordas em outros locais e formações florestais podem não seguir o mesmo padrão.

O período em que foi realizado o estudo também pode ter afetado a ausência de diferenças significativas entre as linhas, pois março foi um mês com excesso de chuva (Figura 17 e 19). Desta maneira, os resultados mostram apenas que na estação chuvosa a capacidade de campo entre as linhas foi semelhante. Se as coletas fossem realizadas no início ou meio da estação seca, as diferenças da umidade do solo entre as linhas poderiam ser diferentes.

A área em restauração em estudo está inserida em um plantio de eucalipto, mas, na época em que as coletas de solo foram realizadas, as árvores comerciais haviam sido cortadas há, aproximadamente, oito meses e mudas de eucalipto haviam sido plantadas na seqüência. As árvores de eucalipto ali presentes até julho de 2017 interceptavam significativamente a luz que entrava na floresta em restauração, que é separada do eucaliptal apenas por uma estrada de cerca de cinco metros de largura (Figura 3), amenizando assim o ressecamento do solo. Dessa forma, muito provavelmente, as

diferenças de umidade entre as linhas da borda e do interior seriam ainda menores com a presença dos eucaliptos.

Apesar da diferença da umidade não ter sido significativa mesmo com a colheita do eucalipto, pequenas diferenças numéricas podem representar, em termos biológicos, importantes diferenças de respostas das espécies vegetais, dependendo das exigências hídricas de cada espécie considerada, aspecto que aqui não se tem dados para poder discutir.

4.1.2. Radiação fotossinteticamente ativa

A porcentagem média de radiação fotossinteticamente ativa transmitida nos pontos amostrais situados abaixo do dossel da área em restauração estudada foi de 30% (SE=0,92). Houve diferença significativa entre as linhas de enriquecimento ($\chi^2= 62.96$; gl=2; $p<0,001$), sendo que a linha 1 é diferente da linha 2 ($p=0,03$) e da linha 6 ($p=0.0002$), mas as linhas 2 e 6 não apresentam diferenças significativas (Figura 1). As porcentagens médias de radiação fotossinteticamente ativa transmitida de cada linha (1, 2 e 6) foram, respectivamente, 44,08% (SE=1,93), 27,11% (SE=1,07) e 18,82% (SE=1,05).

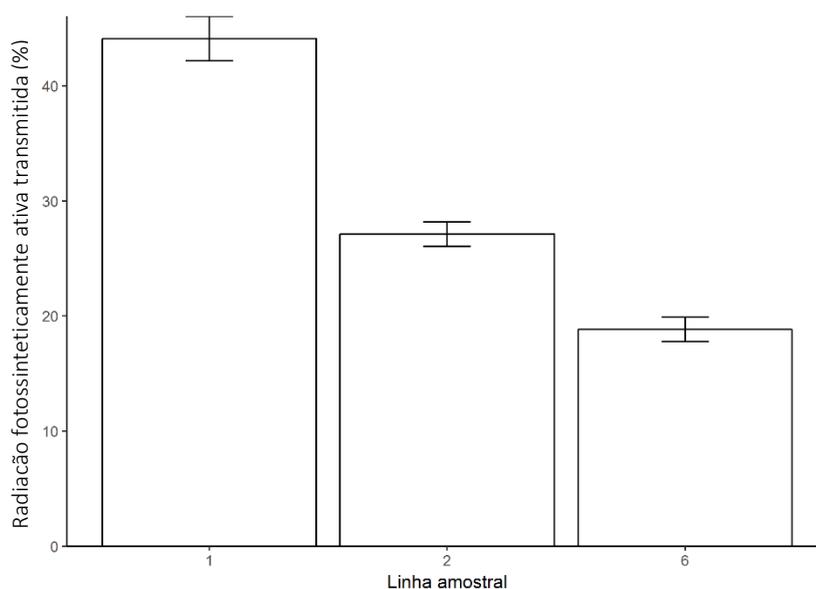


Figura 12 – Porcentagem média da radiação fotossinteticamente ativa transmitida abaixo do dossel das 3 linhas de enriquecimento da área em restauração estudada (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, agosto de 2017). Cada linha vertical representa o erro padrão (SE).

As diferenças de radiação encontradas entre as linhas foram observadas no inverno, período do ano em que na região de estudo a elevação máxima diária do Sol é a mais baixa (variando de cerca de 45° no início do inverno para 66° no início da primavera), sugerindo que essas diferenças podem ainda ser maiores no verão, quando o Sol alcança a máxima elevação diária (90°), como descreve Gandolfi (2000, figuras 41, 73 e 103) entre áreas de clareira e sub-bosque. Além da elevação do Sol, também a decidualidade pode ser um outro fator que faz com que as diferenças observadas no inverno, entre o interior e a borda da floresta, possam ser provavelmente menores do que aquelas observadas no verão.

Durante o inverno, e mesmo no início da primavera, muitas espécies de árvores no dossel da Floresta Estacional Semidecidual apresentam-se decíduas ou semidecíduas, o que permite uma maior penetração de luz solar no interior dessas florestas, elevando aí, tanto a radiação difusa de fundo, quanto o número e a duração dos “sunflecks” no sub-bosque. Portanto, o sub-bosque nesse período tende a ser mais iluminado e assim os padrões de luz aí existentes podem ser mais próximos daqueles observados na borda da floresta. Já no verão, as espécies apresentam-se totalmente enfolhadas, reduzindo drasticamente a chegada de luz no chão das florestas dessa formação florestal, sendo provavelmente muito maiores as diferenças entre borda e o interior (GANDOLFI et al., 2007 e 2009).

As medidas aqui obtidas sugerem diferenças entre os microsítios amostrados, com maior penetração de luz na região do sub-bosque encontrada próxima à borda. Esse maior nível de irradiância pode por um lado facilitar o processo fotossintético e, por consequência, favorecer o crescimento das plantas introduzidas nesse local, quando simultaneamente houver água no solo e maiores níveis de luz. Em contrapartida, no inverno, esse efeito de borda pode vir a ser negativo, pois eventualmente pode se ter a maior penetração de radiação associada a menor disponibilidade de água, resultando em um ambiente mais estressante para as plantas introduzidas.

Para uma interpretação mais adequada da importância desse fator para as espécies de plântulas, mais medidas seriam necessárias, mas é possível concluir que, pelo menos no inverno, existiam diferenças entre as linhas. Se, no entanto, o grau dessas diferenças aumenta ou diminui ao longo do ano, pode-se apenas inferir.

Outros trabalhos encontraram diferenças significativas de cobertura de dossel entre borda e interior em florestas remanescentes (LAURANCE, 1991; OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000), mas há poucos trabalhos que comparam interior e borda de áreas em restauração.

Além das clareiras de decíduidade das Florestas Estacionais Semidecíduais e do efeito de borda, essa floresta em restauração é também influenciada pela matriz em que está inserida – o cultivo de eucalipto. O eucalipto é colhido a cada sete anos e plantado novamente, fazendo com que haja uma mudança brusca na paisagem a cada ciclo, assim como transformações lentas com o crescimento das árvores comerciais. Quando os propágulos foram introduzidos na área em restauração, os eucaliptos estavam altos mas, em julho de 2017, eles foram cortados, aumentando ainda mais a penetração de radiação na área em restauração em um período quando, normalmente, há pouca disponibilidade de água e clareiras de decíduidade.

4.2. Emergência, estabelecimento inicial e crescimento das plântulas oriundas da semeadura direta e introdução de plântulas

4.2.1 Emergência e estabelecimento inicial

4.2.1.1. Diferentes técnicas

O estabelecimento inicial das plantas para as duas técnicas testadas foi significativamente diferente para todas as espécies estudadas ($F_{1,84}=41,99$; $gl=6$; $p<0,0001$). Com a técnica de semeadura direta, houve uma probabilidade de estabelecimento das plântulas após um ano de 8,62%, ao passo que utilizando-se a introdução de plântulas a probabilidade foi de 25,71%, aproximadamente três vezes maior (Figura 13).

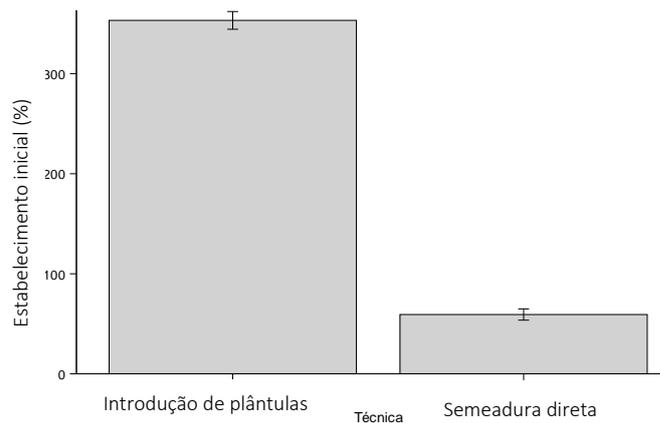


Figura 13 - Porcentagem acumulada de estabelecimento inicial das técnicas de introdução de plântulas e semeadura direta (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2017). As barras verticais representam o intervalo de confiança. (Este gráfico foi construído com a soma das porcentagens médias das sete espécies, sendo 700% o máximo de estabelecimento inicial).

Verificou-se que os valores arbitrários considerados para estimar a quantidade de propágulos necessários (sementes e plântulas) para se obter o número desejado de indivíduos estabelecidos após um ano (item 3.5) se mostraram inadequados. Considerou-se que um terço das sementes (33,33%) e metade das plântulas (50%) introduzidos se estabeleceriam após um ano, contudo, apenas *H. courbaril*, quando introduzida via plântula, obteve mais de 50% dos indivíduos estabelecidos (Tabela 4).

Todas as espécies apresentaram uma maior porcentagem de estabelecimento inicial de indivíduos por meio da técnica de introdução de plântulas (Tabela 4) e, utilizando-se ambas as técnicas, nenhuma das espécies resultou em um estabelecimento inicial nulo, mostrando que ambos os procedimentos são possíveis.

Considerando-se emergência a porcentagem de plântulas que emergiram ao longo de um ano; estabelecimento inicial a porcentagem de indivíduos vivos após um ano em relação ao total de propágulos inseridos na área amostral; e plantas sobreviventes a porcentagem de indivíduos vivos em relação às plantas que emergiram (no caso da semeadura direta), a tabela 4 traz esses valores para as sete espécies estudadas.

Tabela 4 - Porcentagem de emergência, estabelecimento inicial e sobrevivência (\pm erro padrão-SE) para as duas técnicas testadas (semeadura direta e introdução de plântulas) após 12 meses de implantação; grupo ecológico (GE) de cada espécie: secundária inicial (SI) ou clímax (CL) e peso da semente (PS): pequeno (P), médio (M) ou grande (G) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2017). As espécies estão ordenadas por grupo ecológico e ordem alfabética.

Espécies/ Técnica	% Emergência	% estabelecimento após 1 ano da implantação		% de plantas sobreviventes após emergência após 1 ano da implantação	GE	PS
	Semeadura direta	Semeadura direta	Introdução de plântula	Semeadura direta		
<i>E. involucrata</i>	25,93% (0,04)	11,85% (22,65)	15,56% (27,84)	40,74% (0,09)	ST	M
<i>H. courbaril</i>	35,56% (0,04)	27,04% (27,36)	65,56% (39,63)	75,75% (0,07)	ST	G
<i>A. graveolens</i>	8,89% (0,03)	3,70% (2,46)	11,11% (2,46)	45,00 % (0,16)	SI	P
<i>C. tomentosum</i>	33,33% (0,04)	8,89% (16,51)	27,78% (29,30)	29,68% (0,08)	SI	G
<i>C. gonocarpum</i>	22,22% (0,04)	3,70% (10,59)	10,00% (22,86)	16,66% (0,07)	SI	M
<i>L. pacari</i>	5,19% (0,02)	0,74% (4,97)	12,22% (28,52)	16,66% (0,17)	SI	P
<i>P. nitens</i>	12,59% (0,03)	4,44% (11,46)	37,78% (35,60)	36,66% (0,12)	SI	M

As espécies que apresentaram uma maior diferença entre as técnicas foram *L. pacari* e *P. nitens*, com porcentagens de estabelecimento inicial cerca de 16,4 e 8,5 vezes maiores para introdução de plântulas respectivamente. As demais espécies obtiveram taxas de estabelecimento inicial entre 1,3 e 3,0 vezes maiores para introdução de plântulas.

Apesar do estabelecimento inicial dos indivíduos oriundos da semeadura direta ter sido menor do que 10% para a maioria das espécies, a porcentagem de plantas sobreviventes após a emergência durante o período monitorado foi maior que aquelas oriundas da introdução de plântulas (Tabela 4), sugerindo que a germinação e a emergência representam etapas críticas para o estabelecimento inicial na técnica de semeadura direta e que melhorias nas técnicas nesses aspectos talvez possam otimizar esses processos ecológicos em campo.

Muitos estudos relatam pequena emergência de sementes em experimentos que utilizam a semeadura direta para restauração (ISERNHAGEN, 2010; SOUZA; ENGEL, 2018) ATONDO-BUENO et al., 2018). Em uma revisão de 120 estudos realizados em diferentes ecossistemas (PALMA; LAURANCE, 2015), os autores verificaram que a falta de

germinação ou mortalidade das sementes foi registrada como causa de mortalidade em metade dos experimentos analisados.

Em florestas tropicais, a quantidade de sementes produzidas é muito grande em comparação com o número de mudas estabelecidas (HARPER, 1977) e isso se deve tanto a fatores que comprometem a sobrevivência das sementes, quanto das plântulas (HOLL, 2002). A germinação e sobrevivência da semente são afetadas por diversos fatores, como predação, ataque de patógenos, perda da viabilidade e senescência, assim como microssítios desfavoráveis à germinação, como estrutura de solo, níveis de luz insuficientes, disponibilidade de água e nutrientes. A predação de sementes é relatada em muitos trabalhos como uma causa crítica para o fracasso do estabelecimento (MOLOFSKY; AUGSPURGER, 1992; SELTZER et al., 2015), mas acredita-se que a predação afeta a abundância de uma população de plantas apenas quando a disponibilidade de sementes for limitada, como em habitats perturbados ou em estágios iniciais de sucessão (TURNBULL et al., 2000; CLARK et al., 2007) ou mesmo florestas em restauração jovens com um intenso histórico de uso do solo, como a área em restauração alvo deste estudo. Contudo, apesar de evidências de que a germinação e emergência representaram etapas críticas para o estabelecimento inicial das plantas semeadas no presente trabalho, são necessários mais estudos com as espécies utilizadas aqui para investigar as possíveis causas.

Comparando com a técnica de introdução de plântulas, é evidente que a semeadura direta possui a desvantagem das plantas ainda não terem passado pelo filtro da germinação e emergência da plântula, o que em parte explica sua menor performance quanto ao estabelecimento inicial, mas as plântulas introduzidas nesse experimento talvez pudessem apresentar um desempenho melhor do que se obteve, pois, por dificuldades operacionais, elas apenas foram introduzidas no campo no fim da estação chuvosa, ou seja, talvez a eficiência do enriquecimento via plantio pudesse ser maior que o aqui observado se essa introdução tivesse sido feita durante o início da estação chuvosa (outubro/março). Além disto, as plântulas introduzidas também possuem outras desvantagem, em relação às plântulas oriundas da semeadura, como a mudança de ambiente durante o plantio que, normalmente, representa uma etapa crítica (PALMIOTTO, 1993), assim como o sistema radicular que, como sugerido em outros autores (MATTEI; ROSENTHAL, 2002), não é tão desenvolvido quanto as originadas pela semeadura direta.

Atondo-Bueno et al. (2018) obtiveram resultados semelhantes quando compararam técnicas de enriquecimento (semeadura direta e plantio de mudas) de um fragmento de floresta secundária no México. Os autores encontraram uma grande diferença no estabelecimento inicial das plantas entre as duas técnicas (8,8% vs. 97%). Além de terem encontrado uma porcentagem de estabelecimento inicial dos indivíduos semeados muito similar ao presente trabalho, o artigo citado também encontrou que a porcentagem de plantas emergentes que permaneceram vivas não foi tão pequena (22%).

Palma; Laurance (2015), na revisão já citada, também verificaram que o plantio de mudas apresentou sucesso significativamente maior que a semeadura direta, sendo que a sobrevivência das mudas foi cerca de três vezes maior (62%) do que das plantas oriundas da semeadura (18%). Além disso, essa revisão de artigos mostrou uma sobrevivência significativamente maior das mudas mais velhas em comparação com as plântulas.

Quando comparamos a sobrevivência do plantio de mudas dos artigos supracitados e de outros estudos com a introdução de plântulas realizada neste trabalho, verifica-se que a técnica tradicional (plantio de mudas) de fato assegura um estabelecimento inicial significativamente maior (BARBOSA et al., 2013; PALMA; LAURANCE, 2015; MANGUEIRA, 2017; ATONDO-BUENO et al., 2018;).

Em relação à introdução de plântulas, Barbosa et al. (2013) avaliaram a influência do tamanho do recipiente utilizado (bandeja com células de 9 cm³, tubete de 56cm³ e tubetão de 290 cm³) para a produção de plântulas e mudas no estabelecimento e crescimento inicial (após um ano) das plantas introduzidas em uma área a pleno sol e verificaram que, de forma geral, a taxa de mortalidade foi positivamente relacionada ao tamanho dos recipientes utilizados, ou seja, quanto maior o recipiente, maior o número de plantas mortas. Os autores obtiveram uma significativa diferença entre as taxas de mortalidade das mudas oriundas dos diferentes recipientes, sendo 14% para tubetão; 43,9% para tubetinho e 81,7% para bandeja. Todavia, divergem também os custos de introdução em cada caso, sendo maior no caso de mudas maiores.

Bomfim et al. (2009) também testou a sobrevivência de mudas transplantadas de recipientes de diferentes tamanhos, mas, diferentemente de Barbosa et al. (2013), as plantas do estudo tinham a mesma idade de viveiro (seis meses). Os autores demonstraram que quanto maior o recipiente que as mudas foram produzidas, maior a taxa de sobrevivência e crescimento iniciais, independente do tempo de viveiro.

Embora a pleno sol, os resultados encontrados nesses trabalhos ressaltam que tanto o tempo de viveiro, quanto o tamanho do recipiente utilizado para a produção de mudas afetam o estabelecimento inicial das plantas, sendo possível supor que estes fatores talvez possam ter sido importantes para determinar os valores de estabelecimento inicial verificados neste trabalho.

4.2.1.2. Diferentes espécies

A probabilidade de emergência de plântulas (semeadura direta) é distinta entre algumas espécies ($\chi^2=70.8$; $gl=6$; $p<0,001$). Contudo, não há diferenças significativas entre a emergência de *A. graveolens* e *L. pacari*, que foram as espécies com as menores médias de emergência; *E. involucrata* e *C. gonocarpum* que tiveram emergência intermediária em relação às outras e *H. courbaril* e *C. tomentosum*, que obtiveram os maiores valores de emergência após um ano (Figura 14 e Tabela 4).

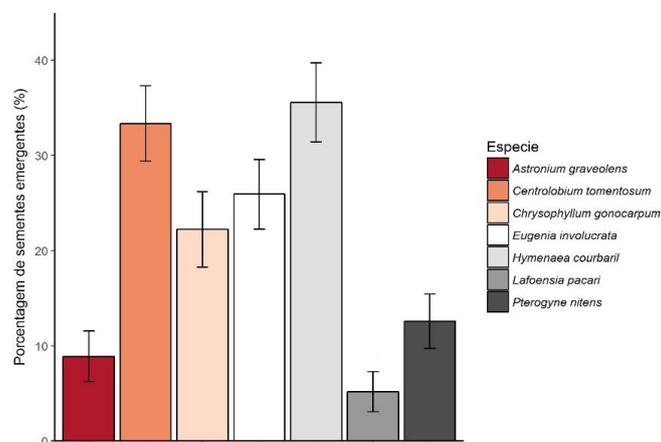


Figura 14 - Variação na emergência de plântulas após 12 meses das espécies estudadas, introduzidas em área em restauração de 14 anos (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a dezembro de 2017). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média e o erro padrão.

Em relação ao estabelecimento inicial dos indivíduos oriundos da semeadura direta, também houve diferenças significativas entre algumas espécies ($\chi^2=80,08$; $gl=6$; $p<0,001$), sendo que *H. courbaril* apresentou a maior probabilidade média de se estabelecer após um ano e diferiu de todas as outras espécies. Em contrapartida, *A. graveolens*, *C. tomentosum*, *C. gonocarpum*, *L. pacari* e *P. nitens* mostraram as menores probabilidades médias de se

estabelecerem e não apresentaram diferenças significativas entre si. A porcentagem de estabelecimento inicial de *E. involucrata* não diferiu significativamente de *P. nitens* e *C. tomentosum*, mas é diferente das demais espécies estudadas (Figura 15a).

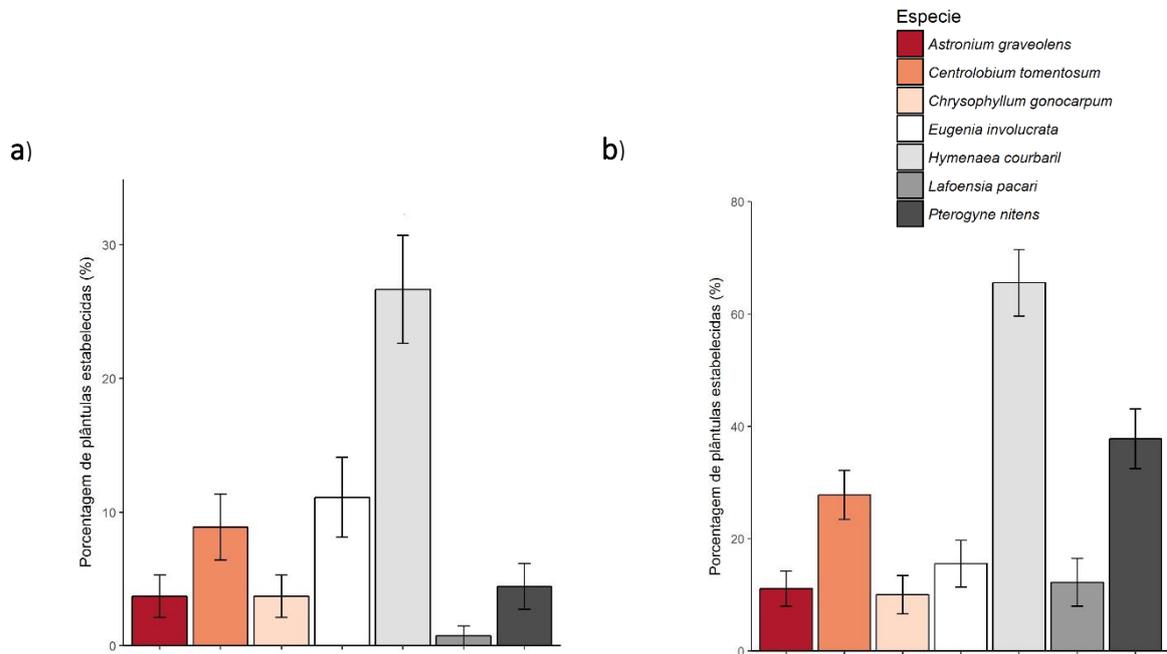


Figura 15 - Variação no estabelecimento após 12 meses de plântulas das espécies estudadas introduzidas por meio da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) em área em restauração (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2018). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média e o erro padrão.

Assim como para a semeadura direta, a probabilidade de estabelecimento inicial das plântulas introduzidas se mostrou diferente entre algumas espécies ($\chi^2=116,97$; $gl=6$; $p<0,001$), mas *A. graveolens*, *C. gonocarpum* e *L. pacari* mostraram as menores probabilidades médias de se estabelecerem após um ano e não apresentaram diferenças significativas entre si. *C. tomentosum* e *E. involucrata* também não mostraram diferenças significativas, assim como *C. tomentosum* e *P. nitens* (Figura 15b).

Hymenaea courbaril foi a espécie com maior porcentagem de emergência e estabelecimento inicial para ambas as técnicas experimentadas. Este resultado corrobora com outros estudos que verificaram uma performance destoante de *H. courbaril* em relação a outras espécies estudadas (GERHARDT, 1996; MANGUEIRA, 2017). Ceccon et al. (2016) recomenda a semeadura direta de *H. courbaril* pela sua alta germinação e moderada probabilidade de sucesso em se estabelecer. Contudo, trabalhos que utilizaram plantio de

mudas como técnica para a referida espécie obtiveram taxas de sobrevivência bem maiores para esta espécie, como Scaloppi (2017) que encontrou uma porcentagem de estabelecimento após cerca de 3 anos de 98%, utilizando mudas com cerca de quatro meses de viveiro e outros (GERGARDT, 1996).

Lafoensia pacari e *Astronium graveolens* representam as espécies com as menores taxas de estabelecimento inicial para ambas as técnicas. Barbosa et al. (2013), compararam a mortalidade das mudas oriundas de diferentes tamanhos de recipientes dessas mesmas espécies e obtiveram porcentagens de sobrevivência similares a este trabalho para as plântulas transplantadas de bandejas de *A. graveolens* (15%). As plantas dessa espécie produzidas em recipientes maiores obtiveram maiores sobrevivência (67,5% e 92,5%). Estudos que utilizaram o plantio de mudas como técnica observaram taxas de sobrevivência maiores do que 70% para *A. graveolens* tanto em condições de sombreamento quanto a pleno sol (PIOTTO et al., 2004; SANTOS, 2014; PAUL; WEBER, 2016).

P. nitens foi uma das espécies com maior taxa de estabelecimento inicial para a introdução de plântulas, mas menos de 5% das sementes se estabeleceram como plântulas após um ano quando semeadas. Souza; Engel (2018) também verificaram baixa emergência dessa espécie após seis meses de semeadura, apesar de ter sido realizado a pleno sol.

Pereira et al. (2013) verificaram aumento na porcentagem de emergência de *P. nitens* com a quebra da dormência da semente. No referido trabalho, emergência para as sementes não tratadas foi em torno de 12,5%, enquanto com a quebra da dormência foi cerca de 22,5% após um ano e nove meses. Apesar de ter sido um estudo realizado em uma área originalmente ocupada por cerrado senso estrito, a quebra da dormência das sementes dessa espécie talvez também pudesse vir a aumentar a emergência das sementes numa situação semelhante à do presente estudo.

Trabalhos que utilizaram a técnica de plantio de mudas de *P. nitens* obtiveram altas taxas de estabelecimento inicial, como Nunes et al. (2015) em plantio de mudas em área degradada em Juramento (MG) que encontrou taxas de sobrevivência de 65% e Scaloppi (2017) que encontrou taxas de sobrevivência maiores que 90% em uma área de pasto abandonado em São Carlos (SP). No entanto, todos esses experimentos foram realizados a pleno sol, condição bastante diferente do presente estudo, na qual espécies secundárias iniciais comumente tem um melhor desempenho do que na sombra.

4.2.1.3. Emergência e estabelecimento inicial ao longo dos meses e relação com a pluviosidade e balanço hídrico

Neste item, foi realizada a relação da emergência das plântulas, oriundas da semeadura direta e do número de indivíduos mortos, oriundos da técnica de introdução de plântulas, com a pluviosidade total mensal durante os período de experimento. O balanço hídrico foi relacionado apenas com a mortalidade dos indivíduos oriundos da técnica de introdução de plântulas, pois esse indicador climatológico mostra a disponibilidade de água no solo superficial em relação à evapotranspiração potencial do local, aspecto não muito adequado para ser relacionado com a germinação da semente e emergência das plântulas, pois estas podem ser afetadas, positiva ou negativamente, diretamente pela chuva ou pela umidade retida na serapilheira, aspectos melhor ilustrados pela pluviosidade.

Houve emergência de apenas 20,5% (194) das plântulas durante os meses de avaliação em relação ao total de sementes introduzidas em campo (945). Desta porcentagem de emergência, 82,5% emergiram nos primeiros seis meses após a semeadura (de meados de dezembro de 2016 até início de junho de 2017), apenas 4,6% emergiram nos meses mais secos (meados de junho, julho e agosto até meados de setembro de 2017) e 12,9% emergiram de meados de setembro a dezembro de 2017, segunda estação chuvosa (Figura 16 e Figura 17). Apenas duas das espécies utilizadas neste experimento possuem dormência, o que explica a emergência ter ocorrido em sua maioria nos primeiros meses após plantio.

A maior parte das espécies tiveram um pulso inicial de emergência do momento da semeadura (dezembro de 2016) até o primeiro mês de avaliação (fevereiro de 2017). Contudo, *L. pacari* e, especialmente, *E. involucrata* obtiveram poucos indivíduos emergentes até fevereiro, e, ao longo dos meses posteriores, maio e julho, respectivamente, suas plântulas foram emergindo cada vez mais (Figura 16). Este comportamento quanto à emergência verificado na espécie climáce de sub-dossel pode estar relacionado à posição de seus cotilédones (abaixo do solo), considerando que é a única espécie hipógea. *H. courbaril* e *C. gonocarpum* tiveram muitas plântulas que emergiram até fevereiro, em relação ao total de indivíduos emergentes de cada espécie, mas ainda tiveram alguns indivíduos emergentes até junho (Figura 16).

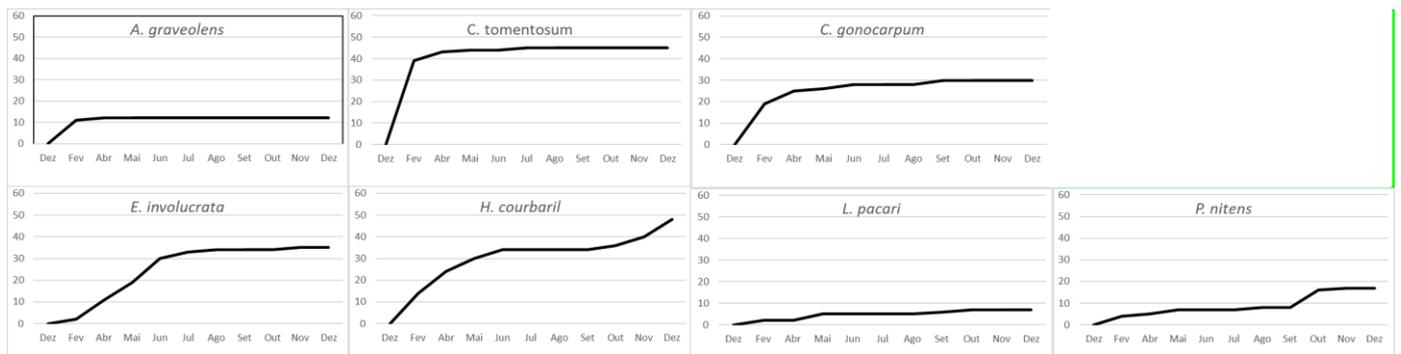


Figura 16 - Número de plântulas que emergiram de cada espécie durante os meses de avaliação (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a dezembro de 2017).

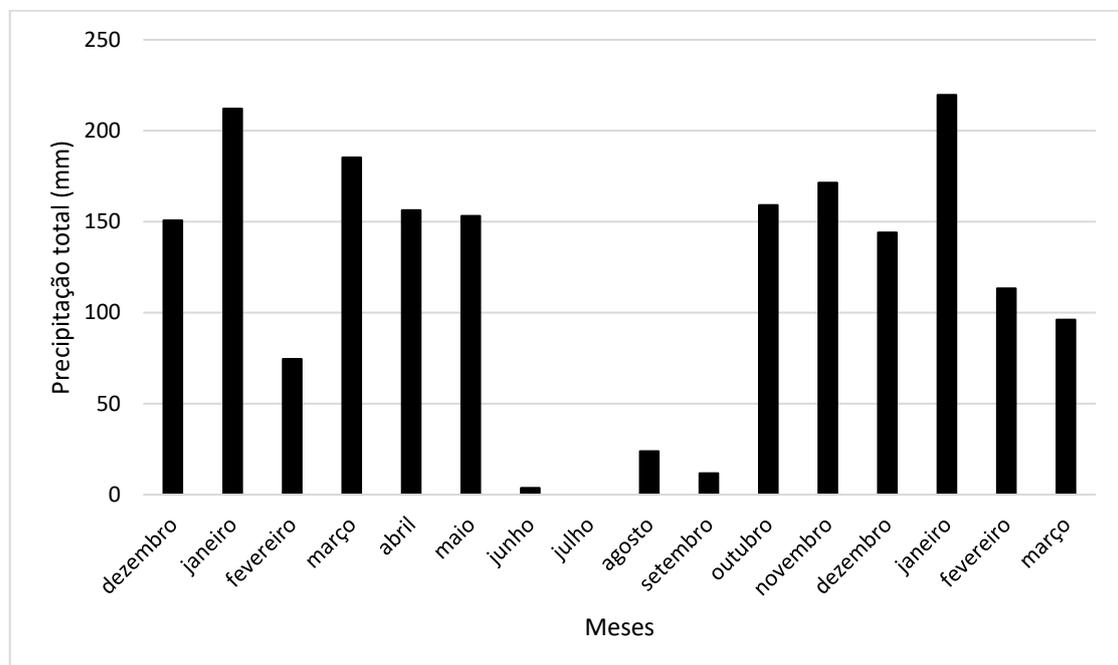


Figura 17 – Pluviosidade total (mm) no município de Mogi Guaçu (SP) durante os meses de experimento – dezembro de 2016 a março de 2018 (Fonte: CIIAGRO, 2018).

A. graveolens e *L. pacari* obtiveram os menores números de plântulas emergentes ao longo de um ano (Tabela 4). *L. pacari*, apesar de possuir a menor porcentagem de emergência, ainda manteve algumas de suas sementes viáveis por um longo período, pois houve um indivíduo emergente em outubro, enquanto as plântulas de *A. graveolens* emergiram apenas até abril. Claramente, não é possível quantificar as sementes predadas desta ou de outras espécies mas, é possível sugerir que as sementes de *A. graveolens* apresentaram uma menor viabilidade, diferente das outras espécies sem dormência

estudadas que mostraram algumas sementes viáveis por um período mais longo, apesar de ter sido uma das espécies com maior germinação durante a produção das plântulas na casa de vegetação (item 3.3).

H. courbaril e *P. nitens* apresentam dormência tegumentar (CARVALHO, 2003). Estas sementes são envoltas por um revestimento duro, impermeável à água, que impede a germinação imediata em condições naturais. A ação de microorganismos, mudanças na temperatura e intemperismo são fatores que podem deixar essas sementes permeáveis, possibilitando que ocorra a germinação e emergência (VAZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993). Dessa maneira, essas espécies possuem a capacidade de esperar para germinar em condições mais adequadas. Do total de indivíduos de *H. courbaril* e *P. nitens* que emergiram durante o tempo de avaliação, 29,2% e 52,9%, respectivamente, tiveram a emergência entre os meses de outubro e dezembro de 2017 (Figura 16) que representa o segundo período mais chuvoso (Figura 17) .

Em relação ao período de mortalidade dos indivíduos oriundos da introdução de plântulas, houve uma maior mortalidade no primeiro mês após o plantio (35,87%) (Figura 18), corroborando com outros trabalhos que também verificaram uma maior mortalidade nos primeiros estágios de estabelecimento e desenvolvimento das plantas (PALMIOTTO, 1993; BARBOSA et al., 2013; NUNES et al., 2015). Barbosa et al. (2013) também encontraram que, para o plantio de plântulas de aproximadamente dois meses e meio de viveiro e produzidas em bandejas, o primeiro mês após o plantio está relacionado a uma maior mortalidade. O período logo após o plantio é bastante crítico principalmente por conta da mudança ambiental em que a planta foi submetida quando introduzida no campo, além dos danos que podem ser causados durante a remoção do recipiente e transferência para o campo.

Mais de 60% dos indivíduos plantados das espécies de sementes mais leves (*L. pacari* e *A. graveolens*) morreram no primeiro mês após o plantio. Em relação ao número total de indivíduos mortos ao longo de um ano dessas espécies, esse valor representa em torno de 70% (Figura 18). Para as espécies de sementes de peso intermediário *C. gonocarpum* e *E. involucrata*, o primeiro mês também foi crítico, pois entre 30 e 40% dos indivíduos introduzidos morreram no primeiro mês após o plantio e esse valor, em relação a apenas os indivíduos mortos de cada uma dessas espécies ao longo de um ano, representa mais de 40%. Os números de plântulas mortas no primeiro mês de avaliação de *P. nitens* e *C.*

tomentosum também foram expressivos, representando um pouco mais de 30% em relação ao total de indivíduos que morreram destas espécies em um ano mas, diferentemente das outras. Essas espécies não tiveram suas maiores mortalidades no primeiro mês, mas sim de meados de julho a meados de agosto (Figura 18). *H. courbaril* não apresentou indivíduos mortos no primeiro mês.

Não houve indivíduos mortos entre meados de abril até meados de junho, sendo que abril e maio foram meses com mais de 150 mm de pluviosidade, mas, em junho, iniciou-se a estação seca (Figura 17).

Outro período crítico para o estabelecimento dos indivíduos foi a época seca. Um número expressivo de plantas (27,62%) morreu entre meados de junho a início de setembro, que representa o período mais seco do ano (Figura 17). Outros estudos de enriquecimento têm verificado que a dessecação é a principal causa de mortalidade (GERHARDT, 1996; MANGUEIRA, 2017; ATONDO-BUENO et al., 2018).

As espécies que tiveram um maior porcentagem de indivíduos mortos durante a estação seca (meados de junho a meados de setembro) foram *H. courbaril*, *P. nitens* e *C. tomentosum* com, respectivamente, mais de 61%, 53% e 46% de plântulas mortas nestes meses, em relação ao total de indivíduos mortos em um ano (Figura 18).

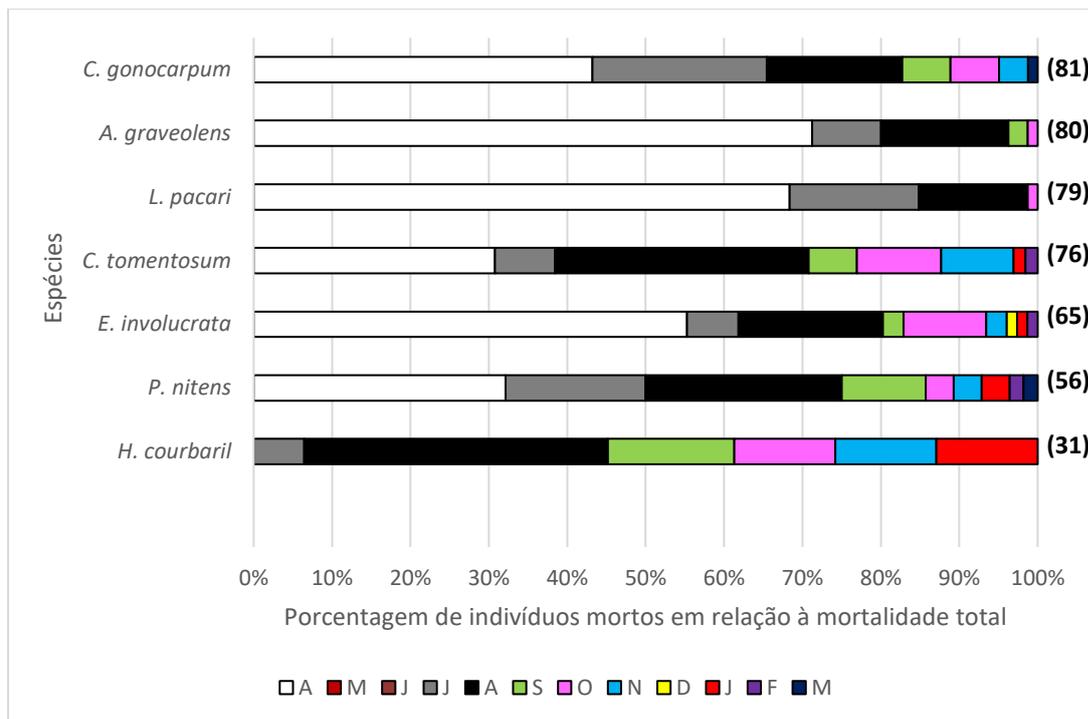


Figura 18 - Porcentagem de indivíduos mortos em relação a mortalidade total de cada espécie após um ano. O número absoluto de indivíduos mortos de cada espécie é apresentado em frente de cada barra (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de março de 2017 a março de 2018).

Apesar da mortalidade ter se concentrado no primeiro mês após o plantio e nos meses de menor precipitação (junho a meados de setembro), ainda houve um número expressivo de indivíduos mortos de meados de setembro a meados de novembro ou até janeiro para algumas espécies. *H. courbaril*, por exemplo, apresentou mais de 38% de seus indivíduos mortos distribuídos entre os meses de setembro e janeiro (Figura 19). *C. tomentosum* também apresentou um número expressivo de indivíduos mortos (25,81%), em relação a mortalidade em um ano, nos meses entre setembro e novembro. Essa mortalidade pode ser devido ao maior déficit hídrico mostrado entre os meses de setembro e início de novembro (Figura 19). Apesar da pluviosidade total dos meses de outubro e novembro terem sido maiores do que 150 mm, quando há um longo período de escassez de água, demora um tempo para a recarga no solo ser realizada. O déficit hídrico iniciou em junho e permaneceu até início de janeiro, com maiores valores em outubro. O gráfico de balanço hídrico apresentado mostra a variação sazonal de deficiência e excedentes hídricos ao longo do período analisado no solo superficial (30 cm) (Figura 19).

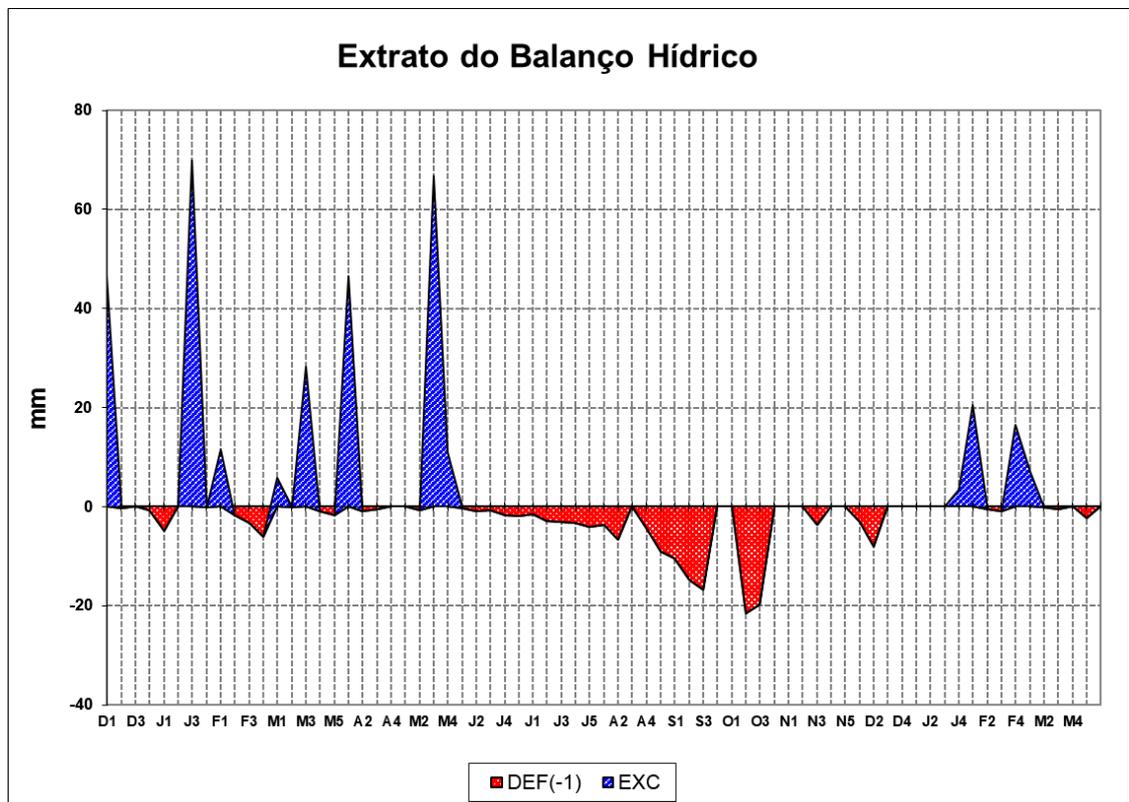


Figura 19 - Balanço hídrico do período do estudo (dezembro de 2016 a março de 2018) do município de Mogi- Guaçu com base nos dados de temperatura e precipitação do CIAGRO e considerando capacidade de campo de 30 cm (DEF; déficit hídrico, EXC: excedente hídrico).

Apesar de não ter sido quantificado, foram observadas em campo plantas sofrendo pelo estresse hídrico (Figuras 20).

a)



b)



Figura 20 - Plântulas de jatobá com folhas secas devido ao estresse hídrico. (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, junho de 2017).

A revisão realizada por Palma, Laurance (2015) elenca a dessecação como a principal causa de mortalidade nos plantios de restauração. Os autores também citam outros fatores importantes, como: composição do substrato, interação entre espécies, herbivoria, competição, ataque de patógenos, tamanho da plântula, sombreamento etc.

Pode-se concluir que os dois períodos mais críticos para as plântulas introduzidas a campo com cerca de dois meses e meio de viveiro e produzidas em bandejas de hortaliças são o primeiro mês após o plantio e os períodos mais secos. No ano em que foi realizado o plantio, houve altas taxas de precipitação até o mês de maio, ou seja, as plântulas tiveram cerca de três meses para se adaptarem ao novo ambiente e se desenvolverem até o início da estação seca, o que pode não ter sido suficiente, considerando que foram introduzidas muito pequenas para o campo. A realização do plantio no início da estação chuvosa talvez possa aumentar as chances de sobrevivência das plântulas. Em relação ao grande número de plantas que morreram após o plantio, especialmente as espécies de sementes pequenas, a produção em recipientes maiores ou que danifiquem menos as raízes no momento da transferência para campo e o aumento do tempo de viveiro destas plantas poderiam ser estratégias que aumentariam a efetividade da técnicas de introdução de plântulas. Regas

mais frequentes após o plantio também poderiam aumentar as chances de sobrevivência da plântula.

Além disso, não foi realizada a aclimação das plântulas introduzidas em campo antes da realização do plantio. Apesar da plântula ter sido introduzida em um ambiente menos estressante, em comparação a um plantio a pleno sol, aclimatar esta planta ao ambiente que foi introduzida poderia melhorar o desempenho da mesma em campo. A produção destas plântulas também poderia ser aprimorada com a realização de uma adubação adequada para a formação de um torrão bem agregado pois, mesmo pequena, uma plântula com raízes melhor formadas poderia ter um melhor desempenho em campo. Considerando também que os resultados encontrados podem ter sido afetados pela variação na biomassa de raiz tanto entre espécies, como entre indivíduos da mesma espécie existente quando estas plântulas foram introduzidas em campo, a padronização de massa seca de raiz também poderia melhorar o desempenho das plântulas introduzidas.

4.2.2. Crescimento

As alturas médias das plântulas das diferentes espécies após um ano da introdução em campo não tiveram variação significativa entre as técnicas, com exceção de *H. courbaril* que apresentou diferença significativa, com maior altura média quando introduzidas por meio de plântulas. Em relação às outras espécies, apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas entre as técnicas, as alturas médias após um ano seguiram a mesma tendência mostrada para *H. courbaril* (com exceção de *E. involucrata* (a única espécie de sub-dosque), que apresentaram alturas médias um pouco maiores para a introdução de plântulas (Tabela 5).

Tabela 5 - Porcentagem média de altura final (\pm erro padrão) das espécies estudadas para ambas as técnicas, altura média inicial (cm) e crescimento médio (\pm erro padrão) para a técnica de introdução de plântulas após 12 meses; grupo ecológico de cada espécie (GE): secundária inicial (SI) ou clímax (CL) e peso da semente (PS): pequeno (P), médio (M) ou grande (G) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a março de 2018).

Espécies/Técnica	Altura média final (cm)		Altura média Inicial (cm)	Crescimento médio (cm/ano)	Grupo ecológico	Peso da semente
	Semeadura direta	Introdução de plântula	Introdução de plântula	Introdução de plântula		
<i>E. involucrata</i>	8,17 (1,05)	7,21 (1,08)	5,37	1,84 (0,96)	CL	M
<i>H. courbaril</i>	24,33 (3,76)	34,76 (3,42)	21,03	13,73 (1,21)	CL	G
<i>A. graveolens</i>	11,20 (3,00)	12,20 (1,27)	6,01	6,12 (1,47)	SI	P
<i>C. tomentosum</i>	14,09 (1,83)	14,50 (1,26)	9,04	5,46 (1,35)	SI	M
<i>C. gonocarpum</i>	6,00 (1,30)	6,38 (0,81)	5,19	1,19 (0,58)	SI	G
<i>L. pacari</i>	19,00	20,50 (5,84)	6,59	13,91 (3,99)	SI	P
<i>P. nitens</i>	9,33 (4,02)	12,39 (1,78)	6,32	6,07 (0,81)	SI	M

Essa comparação de alturas médias entre as técnicas apresenta um problema, pois, apesar das plantas oriundas das duas técnicas apresentarem o mesmo tempo de campo, elas possuem idades diferentes. Os dois grupos de plantas (introduzido em campo por meio de semeadura e de plântula) foram semeados no mesmo período (campo e viveiro), mas foram introduzidas em campo em momentos distintos. Desta maneira, as plantas oriundas da introdução de plântulas apresentam uma vantagem de dois meses e meio em relação às oriundas da semeadura direta, fato que pode ter afetado a altura média mais elevada das plântulas introduzidas. Outro fator que deve ser levado em consideração é que, apesar dos indivíduos de ambas as técnicas terem sido semeados no mesmo período, alguns indivíduos semeados em campo emergiram meses após a semeadura ou na segunda estação chuvosa, apresentando muito menos tempo de desenvolvimento que aqueles introduzidos como plântula.

Durante as medições, verificou-se, para ambas as técnicas, decréscimo na altura das plântulas, por várias vezes, muito provavelmente, por conta da dessecação e herbivoria (Tabelas 6 e 7). Apesar de não ter sido quantificada, muito provavelmente, a herbivoria afetou o pequeno crescimento e também o estabelecimento inicial das plântulas (Figura 21). O controle de formigas poderia ter amenizado estes efeitos.

a)



b)



Figura 21 - Plântulas sofrendo com a herbivoria - parte da folha comida **(a)** e rebrotando **(b)** (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, junho de 2017).

Além da herbivoria, esse decréscimo em altura observado pode ser devido a outras razões, como perda de gema apical, quebra por dano mecânico, murcha, entre outros.

Para a semeadura direta, a altura média das espécies analisadas apresentou diferenças significativa entre si, com exceção de *E. involucrata* e *C. gonocarpum* que apresentam alturas similares (Figura 22a). Para a introdução de plântulas, estas duas espécies também não apresentam diferenças significativas para o crescimento, assim como o trio de secundárias iniciais *A. graveolens*, *C. tomentosum* e *P. nitens* que apresentam crescimentos similares (Figura 22b).

Os resultados de altura das plântulas oriundas da semeadura direta são referentes a indivíduos emergentes em diferentes períodos, o que dificulta a comparação entre espécies. Assim como para o estabelecimento inicial, a espécie climax de dossel demandante de luz *H. courbaril* foi a espécie com maior crescimento em altura para ambas as técnicas. *L. pacari* também obteve um bom desempenho em comparação às demais, mas como há poucos indivíduos vivos da espécie, esses resultados são pouco consistentes.

As espécies que menos cresceram após um ano foram a secundária inicial *C. gonocarpum* e a climax de sub-dossel *E. involucrata*, para ambas as técnicas (Figura 23). Das espécies estudadas, essas representam as únicas esciófilas, fator que pode ter afetado o desempenho. Além disso, são as únicas espécies com frutos tipo baga e sementes

recalcitrantes. A recalcitrância representa uma característica desfavorável à semeadura direta, uma vez que, além das sementes serem sensíveis à dessecação, não toleram armazenamento sob baixas temperaturas, dificultando sua conservação por períodos prolongados e restringindo a utilização destas sementes ao período após a colheita.

Vale ressaltar também que *E. involucrata* é a única com germinação hipógea, ou seja, os cotilédones permanecem abaixo da superfície, tendo em vista que o hipocótilo não se desenvolve, mas sim o epicótilo, característica que pode também estar relacionada com seu baixo incremento em altura. Pardi (2017) também encontrou pequenas taxas de crescimento em enriquecimento de *E. involucrata* em áreas de restauração.

Para ambas as técnicas, o tempo influenciou o crescimento. Para a semeadura direta, as variações de crescimento ao longo dos meses não apresentaram diferenças significativas entre as espécies, ou seja, o crescimento das espécies analisadas variou uniformemente, ao passo que, para a introdução de plântulas, a variação do crescimento diferiu entre algumas espécies (*H. corbaril* e *L. pacari* apresentam maiores inclinações que as demais). As espécies *L. pacari* e *P. nitens* oriundas da semeadura direta foram excluídas desta análise por conta do baixo número de indivíduos vivos (*L. pacari*) e ausência de indivíduos na primeira avaliação (*P. nitens*).

Houve maior crescimento para todas as espécies nos meses com maiores índices pluviométricos (Figura 17, Tabelas 6 e 7). A maior parte das espécies mostraram alturas médias estacionadas, com aumento muito pequeno ou decréscimo entre meados de junho e meados de setembro (Tabelas 6 e 7) e esse período analisado representa os meses mais secos (Figura 17).

Tabela 6 - Altura média dos indivíduos semeados das sete espécies nos meses de avaliação (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP abril a dezembro de 2017).

Espécies	Altura média (cm)								
	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>H. courbaril</i>	21,56	21,80	19,86	21,96	21,15	21,62	24,72	25,55	24,33
<i>E. involucrata</i>	6,27	6,26	5,22	4,43	4,59	5,20	6,94	7,06	8,17
<i>A. graveolens</i>	4,40	5,43	6,14	6,33	6,33	7,17	9,67	9,80	11,20
<i>C. tomentosum</i>	10,57	10,95	9,74	9,25	9,25	9,38	12,47	14,00	14,90
<i>C. gonocarpum</i>	5,20	5,71	5,07	4,64	4,64	4,88	6,20	5,20	6,00
<i>L. pacari</i>	---	7,00	10,00	8,00	8,00	8,00	15,00	18,00	19,00
<i>P. nitens</i>	4,50	9,67	8,00	8,00	8,00	8,67	7,42	8,00	9,33

Tabela 7 - Altura média dos indivíduos introduzidos das sete espécies nos meses de avaliação (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, março de 2017 a março de 2018).

Espécies	Altura média (cm)												
	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
<i>H. courbaril</i>	21,04	22,78	22,94	22,83	22,78	22,04	22,35	26,33	28,51	29,3	32,6	34,08	34,76
<i>E. involucrata</i>	5,46	5,25	5,44	5,25	5,28	4,52	4,56	6,74	6	6,88	7,07	7,07	7,21
<i>A. graveolens</i>	6,01	6,79	7,06	6,79	7,42	6,54	7	11,1	9,4	10,1	11,8	12,1	12,2
<i>C. tomentosum</i>	9,04	9,99	9,67	10,01	9,75	8,41	8,08	12,61	12,26	12,7	13,6	13,84	14,5
<i>C. gonocarpum</i>	5,29	4,89	4,71	4,85	4,59	4,26	3,94	6,31	5,5	6,2	6,5	6,2	6,38
<i>L. pacari</i>	6,34	7,36	7,39	7,36	8,04	8,83	8,75	13,27	15	16,18	20,1	20,82	20,5
<i>P. nitens</i>	6,66	6,81	7,23	6,83	7,39	8,04	8,86	10,28	10,03	10,61	11,6	11,71	12,39

Outros estudos de enriquecimento também relataram o menor crescimento em períodos de menor precipitação (ROZZA et al. 2006; YEONG et al., 2016; MANGUEIRA, 2017). Segundo Baker et al. (2003), a disponibilidade de água é um fator limitante nas taxas de crescimento. O estresse hídrico pode inibir o crescimento celular, pois quando a transpiração é maior que a absorção, ocorre a redução do potencial hídrico e do turgor celular. Além disso, a planta responde ao estresse hídrico com o fechamento dos estômatos, o que altera as trocas gasosas, impedindo a entrada de CO₂, o que reduz a taxa fotossintética (LAWLOE; CORNIC, 2000

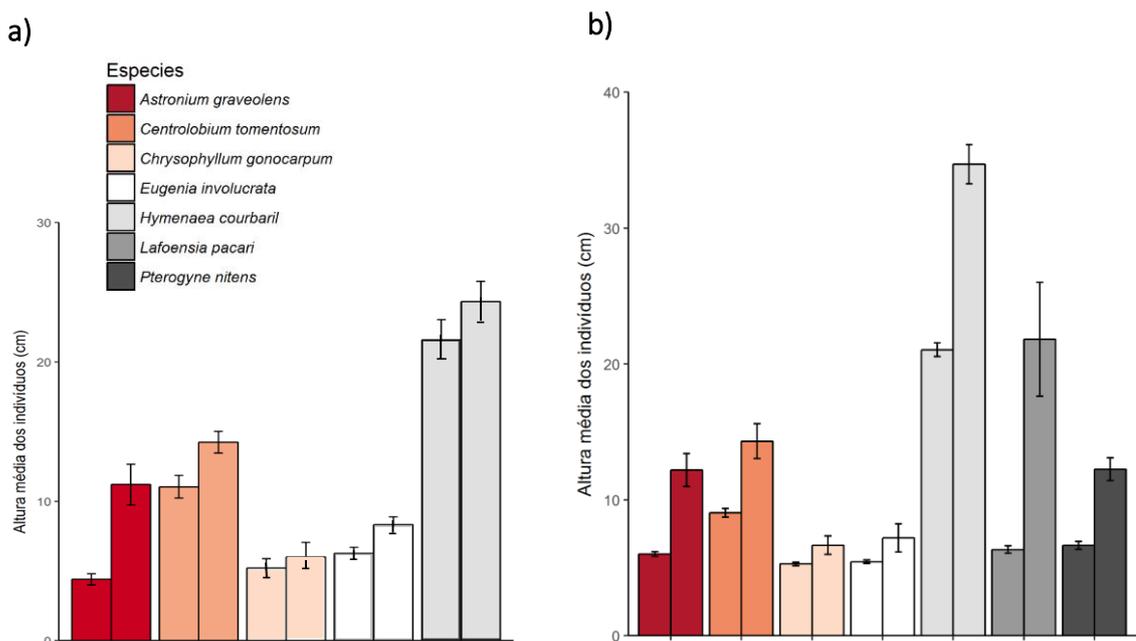


Figura 22 - Alturas médias iniciais e finais das plântulas das espécies estudadas introduzidas por meio da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a março de 2018). Cada barra representa o mês de avaliação. As barras e linhas verticais representam, respectivamente, a média e o erro padrão de cada mês.

4.3. *Peso da semente*

Estudos têm co-relacionado um maior sucesso no estabelecimento inicial com sementes grandes e mais pesadas (MOLES; LEISHMAN, 2008; WANG et al., 2011; COLE et al., 2011; TUNJAI; ELLIOTT, 2012; PEREIRA et al., 2013; HOSSAIN et al. 2014; PALMA; LAURANCE, 2015; CECCON et al., 2016; MANGUEIRA, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018). Sementes grandes contêm maior quantidade de reservas, o que favorece a sobrevivência e o crescimento de suas plântulas durante o estabelecimento inicial, especialmente em condições desfavoráveis como o estresse hídrico. Acredita-se que as mudas provenientes de sementes grandes tendem ser mais altas ou mais pesadas que as de sementes pequenas, o que pode propiciar melhor acesso a recursos como água, luz e nutrientes, além de uma vantagem competitiva. Ademais, a maior quantidade de reservas nas sementes faz com que estas mudas sejam capazes de suportar maiores períodos de sombra, defoliação, escassez de água e nutrientes (CAMARGO et al., WESTOBY et al., 2002).

Contudo, é evidente que todas as espécies nativas são importantes nos ecossistemas a qual elas pertencem e as ações de restauração ecológica têm como um de seus objetivos a manutenção da biodiversidade. Dessa maneira, apesar da importância de identificar padrões no desempenho das diferentes espécies, a fim de melhorar as técnicas de restauração, sementes com diferentes tamanhos, pesos ou com diferentes atributos funcionais são importantes e devem ser utilizadas.

A probabilidade de emergência média foi proporcional ao peso da semente ($\chi^2=45,98$; $gl=2$; $p<0,001$), isto é, o número de plântulas oriundas de sementes mais pesadas que emergiram foi significativamente maior do que para as espécies de semente com peso intermediário e mais leves (Figura 23).

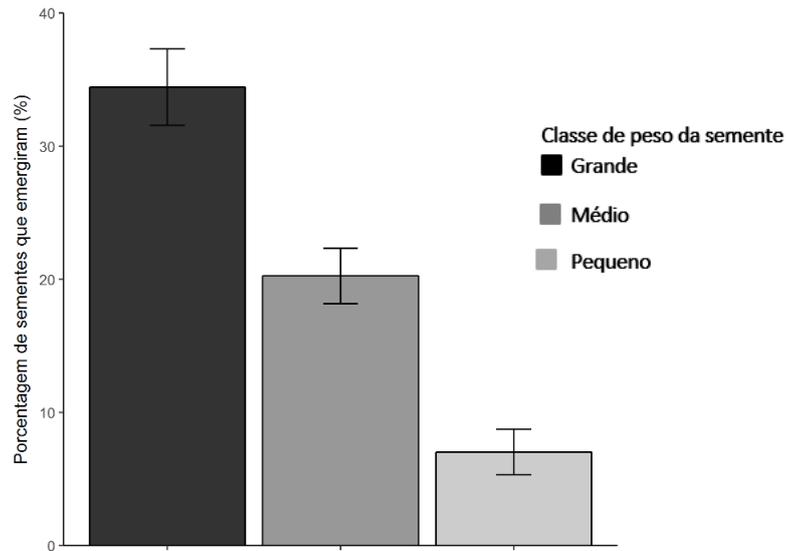


Figura 23 - Variação na emergência após 12 meses por peso de semente (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a dezembro de 2017). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média e o erro padrão.

O mesmo ocorreu com o estabelecimento inicial de plântulas tanto para a semeadura direta ($\chi^2=45,98$; $gl=2$; $p<0,001$), quanto para a introdução de plântulas ($\chi^2=62,96$; $gl=2$; $p<0,001$) (Figura 24). No entanto, o maior estabelecimento inicial do grupo das espécies de sementes mais pesadas foi fortemente influenciado por apenas uma espécie (*H. courbaril*). *C. tomentosum*, que apresenta sementes ainda mais pesadas que de *H. courbaril*, apresentou taxas de estabelecimento inicial menores que *E. involucrata* para a técnica de semeadura direta e menores do que *P. nitens* para a técnica de introdução de plântulas que se tratam de espécies de sementes médias pela classificação realizada (Figura 25). *C. gonocarpum*, que representa a semente mais pesada do grupo das sementes de peso médio, também apresentou valores que nos fazem questionar a relação positiva entre o peso da semente e a melhor performance, pois apresentou valores de estabelecimento inicial similares aos mostrados pelas sementes mais leves (Figura 25). Para obtenção de resultados mais conclusivos, seria necessário um maior número de espécies dentro das categorias.

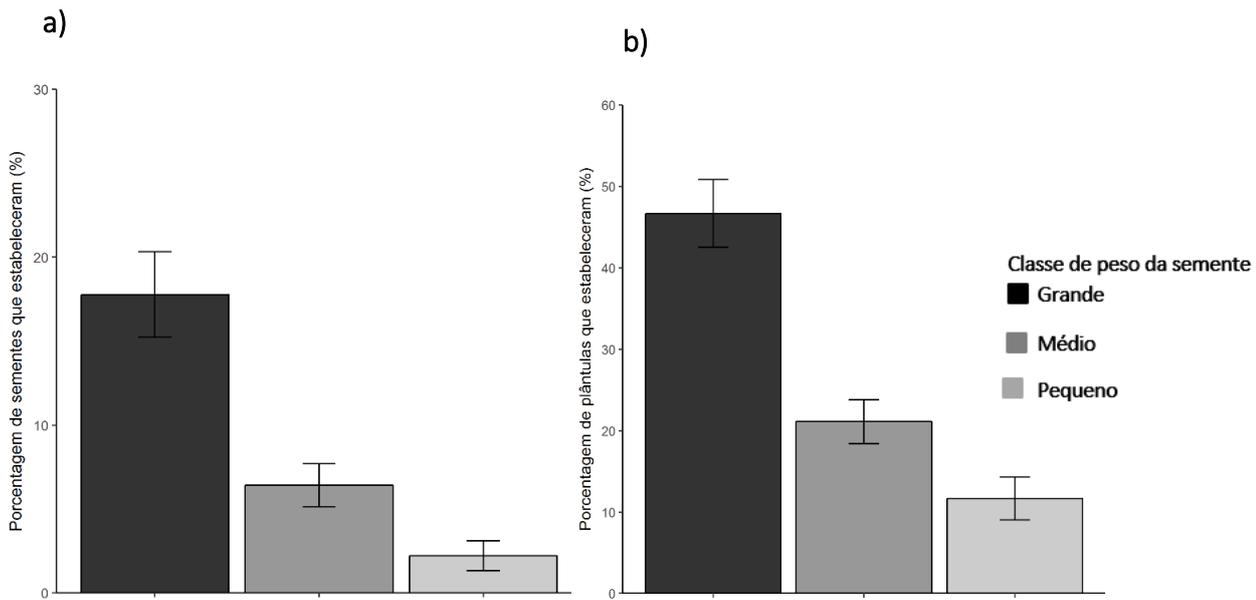


Figura 24 - Variação no estabelecimento após 12 meses por peso de semente, introduzidas por meio da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) em área em restauração (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a março de 2018). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média e o erro padrão.

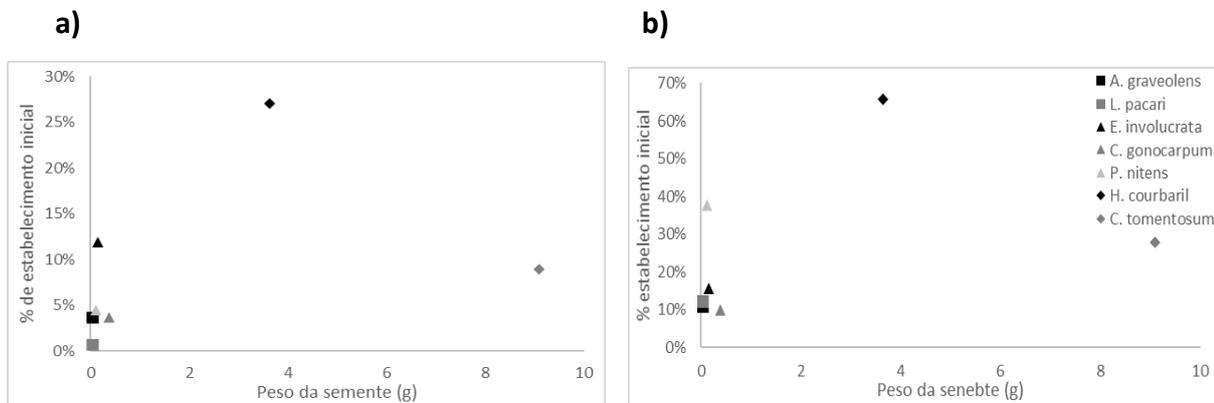


Figura 25 - Diagrama de dispersão mostrando a relação do peso da semente com a porcentagem de estabelecimento inicial das espécies oriundas da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b), de cada espécie estudada (Parque Floresta São Marcelo, dezembro de 2016 a dezembro de 2017).

No caso da altura média final das plantas pertencentes a cada grupo, o grupo de sementes mais pesadas também obtiveram o maior desempenho, mas o grupo das sementes com menor peso tiveram incremento em altura maior do que o grupo das espécies de semente de peso médio (Figura 26 e 27). Como já comentado no item 4.2.2, as espécies com semente de peso intermediário que tiveram menor incremento em altura foram C.

gonocarpum e *E. involucrata* que são as únicas que apresentam frutos carnosos (tipo baga), sementes recalcitrantes e são esciófilas, características que também podem ser relacionadas com o desempenho das espécies.

Os resultados de correlação entre altura média final e peso da semente são pouco conclusivos, pois, principalmente as espécies mais leves tiveram muito poucos indivíduos vivos após um ano, tornando o resultado para este grupo pouco consistente.

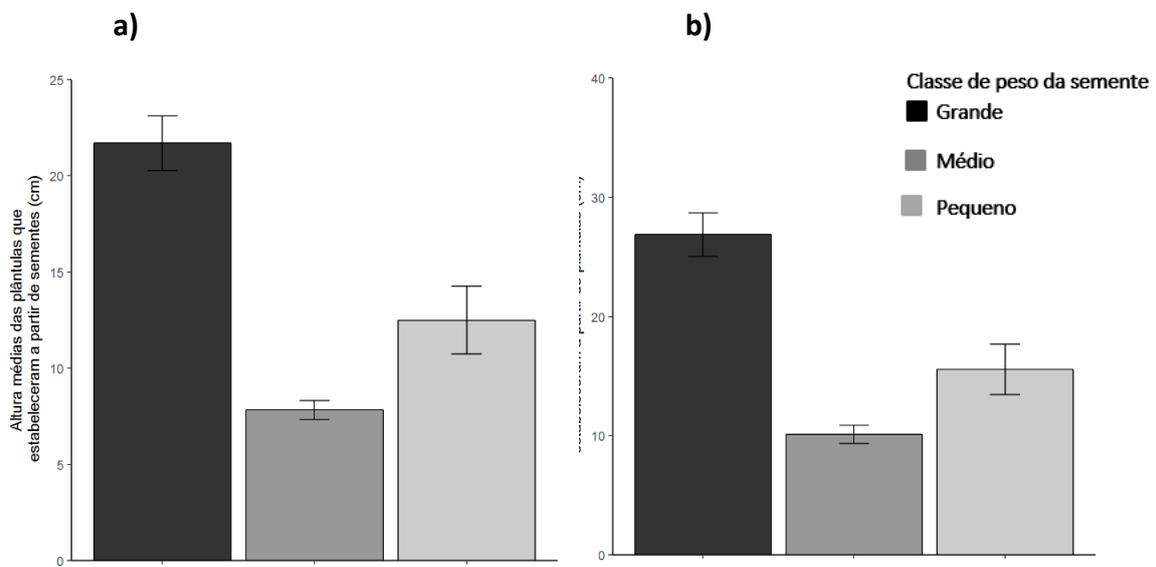


Figura 26 – Variação na altura média após 12 meses por peso de semente, introduzidas por meio da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) em área em restauração (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP). Cada barra e linha vertical representam, respectivamente, a média e o erro padrão.

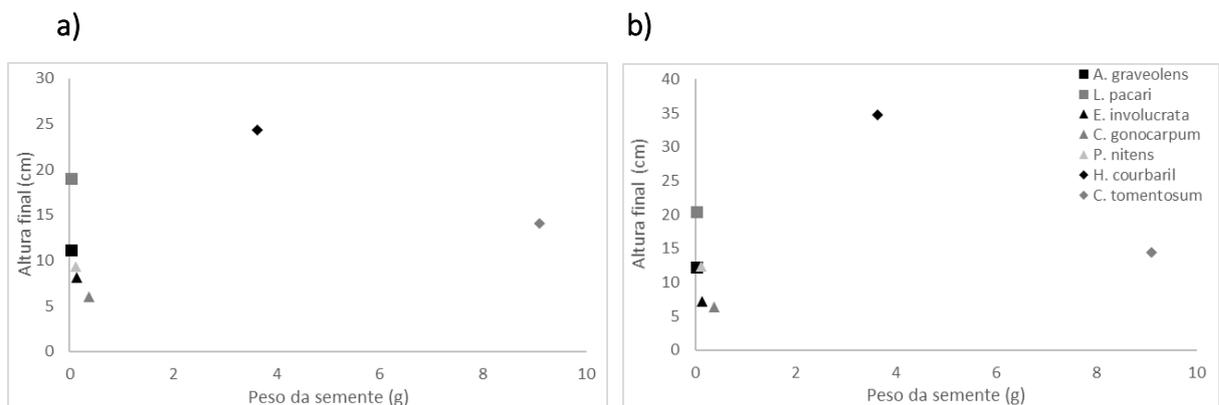


Figura 27 - Diagrama de dispersão mostrando a relação do peso da semente com a altura final das espécies oriundas da semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) (Parque Floresta São Marcelo, março de 2017 a março de 2018).

Pode-se concluir que a hipótese de que quanto maior o peso da semente, maior seu desempenho em campo ficou clara apenas para a emergência, onde as duas espécies de sementes pesadas emergiram mais do que as espécies de sementes com peso intermediário, e as espécies com sementes mais leves obtiveram as menores porcentagens de emergência (menos do de 10%). Em relação ao estabelecimento inicial, as sementes mais pesadas e com peso intermediário, com exceção de *C. gonocarpum*, tiveram maiores números de plântulas estabelecidas após um ano do que as sementes pequenas.

Além disso, para a técnica de introdução de plântulas, como discutido no item 4.2.1.3, as plântulas de sementes mais pesadas resistiram mais ao plantio do que as plântulas de semente com peso intermediário e que as plântulas de sementes mais leves que sofreram muito no primeiro mês em campo. A maior quantidade de reservas e a maior altura das plântulas com sementes mais pesadas podem ter contribuído para a maior resistência nesse período crítico. A resistência das plantas ao período mais seco não se mostrou tão proporcional ao peso da semente quanto verificado no primeiro mês após o plantio, muito provavelmente, porque, nesse período, não havia mais tanta reserva para aquelas plantas com sementes maiores.

Quanto ao crescimento, os grupos das sementes mais pesadas e mais leves tiveram maiores valores de altura média após um ano do que o grupo das sementes com peso intermediário. A maior altura das sementes grandes pode ser relacionada, evidentemente, com a maior quantidade de reservas nas sementes mas, quanto as sementes pequenas, o maior incremento em altura pode estar mais relacionado ao grupo sucessional ao qual pertencem (secundárias iniciais) e às características da própria espécie.

4.4. Correlação entre o estabelecimento inicial e o crescimento e às diferentes linhas de enriquecimento

Como já comentado, adjacente à floresta em restauração há um carreador que separa esta área do cultivo de eucalipto. Na época da realização do enriquecimento, as árvores de eucalipto estavam altas, mas, em julho, elas foram colhidas. Os eucaliptos, presentes nos primeiros meses de vida das plantas, muito provavelmente, reduziam o efeito de borda, como aumento da temperatura, umidade do ar e do solo e aumento da radiação

na borda. Com o corte das árvores, esses efeitos, possivelmente, foram agravados, apesar de não terem sido verificadas diferenças significativas para umidade do solo entre interior e borda na avaliação realizada cerca de 8 meses após a colheita do eucalipto.

Além disso, duas das áreas amostrais situam-se em uma porção mais ao norte (Figura 2) e, dessa forma, antes da colheita do eucalipto, em muitos períodos ao longo do dia e em diferentes estações, havia a projeção da sombra da floresta em restauração sobre a rua e o eucaliptal, mantendo assim a borda sombreada. Apenas no bloco 03, em uma posição mais ao Sul, havia uma situação diversa pois, nesse caso, era a sombra do eucalipto que se projetava sobre a floresta em restauração. A borda do bloco 03, portanto, nos primeiros meses de vida após as plantas serem introduzidas, recebia maior irradiação que os demais blocos e isso pode ter se refletido no estabelecimento inicial destes indivíduos, pois o bloco 03 foi o que apresentou, em valores absolutos, menos indivíduos vivos para ambas as técnicas aqui estudadas (Figura 25).

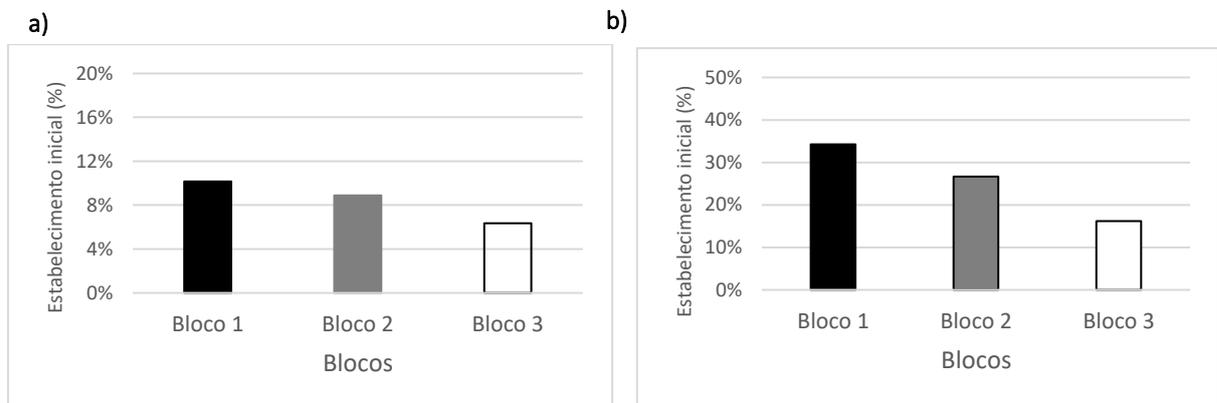


Figura 28 – Porcentagem de estabelecimento inicial médio nos 3 diferentes blocos de enriquecimento para semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b). (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2018).

Tanto para a semeadura direta, como para a introdução de plântulas, houveram mais plantas estabelecidas após um ano na linha de enriquecimento situada no interior da floresta em restauração (Figura 29).

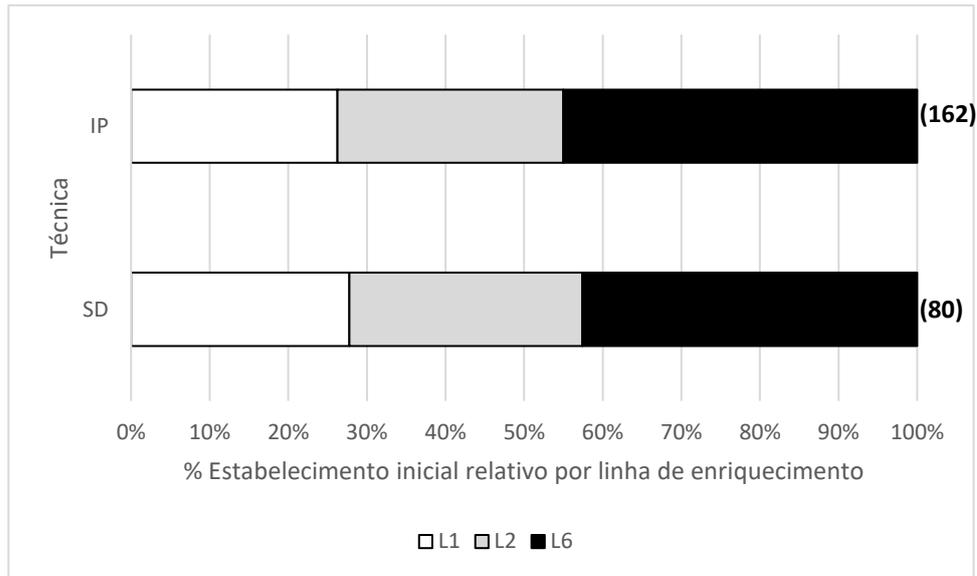


Figura 29 – Porcentagem de estabelecimento inicial nas diferentes linhas de enriquecimento (L1; L2; L6) em relação ao total que se estabeleceu na floresta em restauração para a semeadura direta (SD) e introdução de plântulas (IP) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2018). O número entre parêntese em frente a cada barra é referente ao total de indivíduos estabelecidos após um ano.

Contudo, não houve diferenças significativas no estabelecimento inicial entre as linhas para nenhuma espécie introduzida por meio de semente. Importante ressaltar que apenas *E. involucrata*, *H. courbaril* e *C. gonocarpum* foram analisadas estatisticamente, pois as demais espécies não apresentaram, após um ano, indivíduos em todas as linhas. No entanto, algumas espécies responderam de maneiras distintas aos três microssítios estudados (Tabela 8a).

Para a técnica de introdução de plântulas, houve diferenças significativas entre as linhas para as duas espécies clímaxes: *H. courbaril* ($\chi^2=24,31$; gl=2; $p<0,001$) e *E. involucrata* ($\chi^2=7,27$; gl=2; $p<0,02$), com maiores números de indivíduos vivos após um ano na linha situada na sexta entrelinha do plantio original da floresta. Apesar de não ter existido diferenças significativas, algumas espécies responderam de maneiras distintas aos três microssítios estudados (Tabela 8 b).

Tabela 8 – Porcentagem de estabelecimento inicial de cada espécie estudada nas linhas de enriquecimento para a técnica de semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b); grupo ecológico de cada espécie (Parque Florestal São Marcelo, dezembro de 2016 a março de 2018).

Espécies	% de estabelecimento inicial			GE
	Linha 1	Linha 2	Linha 6	
<i>H. courbaril</i>	8,15%	7,41%	11,11%	Cl
<i>E. involucrata</i>	2,96%	2,22%	5,93%	Cl
<i>C. tomentosum</i>	0,00%	4,44%	4,44%	Si
<i>P. nitens</i>	2,22%	0,00%	2,22%	Si
<i>C. gonocarpum</i>	2,22%	0,74%	0,74%	Si
<i>A. graveolens</i>	0,00%	2,22%	1,48%	Si
<i>L. pacari</i>	0,00%	0,00%	0,74%	Si

Espécies	% de estabelecimento inicial			GE
	Linha 1	Linha 2	Linha 6	
<i>H. courbaril</i>	11,11%	23,33%	31,11%	Cl
<i>P. nitens</i>	12,22%	14,44%	11,11%	Si
<i>C. tomentosum</i>	10,00%	6,67%	11,11%	Si
<i>E. involucrata</i>	3,33%	2,22%	10,00%	Cl
<i>L. pacari</i>	3,33%	2,22%	6,67%	Si
<i>A. graveolens</i>	5,56%	2,22%	3,33%	Si
<i>C. gonocarpum</i>	4,44%	2,22%	3,33%	Si

As porcentagens de estabelecimento inicial das populações formadas por *H. courbaril*, *E. involucrata*, *C. tomentosum* e *L. pacari* foram maiores na linha de enriquecimento situada no interior da área em restauração via ambas as técnicas, ao contrário de *C. gonocarpum* que mostrou melhor desempenho na linha mais próxima a borda. Os indivíduos de *A. graveolens* se estabeleceram em maior quantidade na linha 2 por meio da semeadura direta e na linha 1 por meio da introdução de plântulas e *P. nitens* apresentou mais indivíduos vivos após um ano nas linhas 1 e 6 quando introduzida por meio de semente e na linha 2 por meio de plântula.

Com isso, é possível sugerir que as espécies clímaxes estudadas (*H. courbaril* e *E. involucrata*) apresentam maiores chances de se estabelecerem no interior de uma floresta em restauração jovem do que em sua borda, ao passo que as espécies secundárias iniciais apresentam respostas distintas quanto ao estabelecimento inicial. Apesar de algumas espécies secundárias iniciais terem mostrado melhor desempenho em alguma das linhas, as diferenças de estabelecimento inicial nos três microssítios são muito pequenas.

H. courbaril apresentou maior número de indivíduos na linha de enriquecimento situada no interior do plantio de restauração. Este local, de acordo com os registros de radiação mostrados no item 5.1.2, apresenta menor radiação do que as demais linhas de enriquecimento. Souza; Válio (2001) também compararam o estabelecimento inicial de plântulas de *H. courbaril* oriundas da semeadura direta entre borda e o interior de um

fragmento de Floresta Estacional Semidecidual e, ao contrário do aqui observado, encontraram maiores valores de estabelecimento, após cerca de 8 meses, de plantas de *H. courbaril* na borda (38,9%) do que no interior (16,2%).

Esses resultados, no entanto, podem ter uma razão diversa, pois uma condição de borda em uma floresta secundária circundada por uma área de cultivo agrícola, como no caso do estudo citado, pode apresentar níveis de radiação mais altos do que no seu interior, mas esses podem ser muito menos intensos do que na borda de floresta em restauração. Por outro lado, os níveis de luz no interior de uma floresta secundária podem ser mais baixos do que os que se observa no interior de uma floresta jovem em restauração, devido à maior altura do dossel, maior profundidade das copas, maior estratificação, à presença de um sub-bosque mais denso etc. (vide figuras 4a e 4b). Esses níveis, embora muito baixos, como, por exemplo, a irradiância externa no sub-bosque das florestas tropicais úmidas medidas por Gandolfi (2000) (entre 1 a 6%), tendem a ser toleráveis pelas espécies clímaxes, mas ainda assim, podem ser mais restritivas ao crescimento das plântulas do que no interior de uma floresta em restauração.

Resultados similares foram encontrados por Gergardt (1996) que plantou mudas de *H. courbaril* em florestas secundárias semidecíduas e decíduas com mais de 25 anos e comparou a sobrevivência em áreas em que foi realizado o desbaste de plantas do sub-bosque e poda de árvores (25 a 45% de luz) e áreas sem o desbaste (5-10% de luz). A autora verificou que a sobrevivência das plantas de *H. courbaril* é positivamente afetada pelo desbaste na floresta semidecídua. No entanto, a mesma autora realizou outro estudo (GERHARDT, 1993) comparando a sobrevivência de plantas de *H. courbaril* em áreas de pastagens em várias condições de abandono e uma floresta secundária e não encontrou diferenças significativas entre os ambientes para o estabelecimento inicial, apenas para a altura. Por fim, um quarto estudo que realizou uma semeadura direta (SOUZA, ENGEL, 2018) em uma área a pleno sol também situada no interior de São Paulo e pertencente à fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, encontrou valores de estabelecimento inicial um pouco mais baixos aos valores encontrados neste estudo (22,7%), sugerindo que a fisionomia de uma floresta em restauração de mais de 10 anos pode facilitar o estabelecimento inicial das plantas da referida espécie.

E. involucrata também apresentou maiores números de plantas vivas nas linhas de enriquecimento com menores níveis de radiação. Este resultado corrobora com o que foi

encontrado por Pardi (2014) que comparou a sobrevivência de mudas desta mesma espécie plantadas em um plantio inicial de restauração (a pleno sol); plantadas à sombra para o enriquecimento de florestas em processo de restauração de 5 e 10 anos de idade e plantadas à sombra para o enriquecimento de um fragmento florestal degradado e, após 15 meses do plantio, verificou uma sobrevivência de 100% das plantas inseridas no fragmento, 90% nas áreas de restauração e 50% no plantio inicial.

Para a altura média, utilizando a técnica de semeadura direta, tanto *H. courbaril*, quanto *E. involucrata* apresentaram diferenças significativas entre as linhas 1 e 2. Contudo, *E. involucrata* apresentou maiores alturas na linha 1 e *H. courbaril* nas linhas 2. Além de *E. involucrata*, *P. nitens* e *C. gonocarpum* também apresentaram maiores alturas na linha 1, enquanto, *C. tomentosum*, *L. pacari* e *A. graveolens* cresceram mais na linha 6 (Tabela 9a). Importante ressaltar que as três últimas espécies não apresentaram indivíduos na linha 1, não sendo possível avaliar o incremento em altura neste microssítio de luz para estas espécies.

Utilizando a técnica de introdução de plântulas, não foram encontradas diferenças significativas entre as linhas para nenhuma espécie, quanto a altura média. Mas, houve maior altura na linha 1 para as espécies *H. courbaril*, *L. pacari*, *P. nitens* e *C. gonocarpum* e na linha 2 para as espécies *A. graveolens*, *C. tomentosum* e *E. involucrata* (Tabela 9b). Nenhuma espécie apresentou maior altura média final na linha 6 por meio da técnica de introdução de plântulas.

Tabela 9 – Altura média final de cada espécie estudada nas diferentes linhas de enriquecimento para a técnica de semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b); grupo ecológico de cada espécie (GE) (Parque Florestal São Marcelo, dezembro de 2016 a março de 2018).

a)

Espécies	Altura media final (cm)			GE
	L1	L2	L6	
<i>H. courbaril</i>	19,27	27,10	25,53	Cl
<i>C. tomentosum</i>	0,00	12,50	16,00	Si
<i>L. pacari</i>	0,00	0,00	19,00	Si
<i>A. graveolens</i>	0,00	10,33	12,50	Si
<i>P. nitens</i>	10,67	0,00	8,00	Si
<i>E. involucrata</i>	10,50	6,00	8,13	Cl
<i>C. gonocarpum</i>	6,33	5,00	6,00	Si

b)

Espécies	Altura media final (cm)			GE
	L1	L2	L6	
<i>H. courbaril</i>	36,10	33,86	34,82	Cl
<i>C. tomentosum</i>	14,33	15,83	13,40	Si
<i>L. pacari</i>	35,67	18,50	16,00	Si
<i>A. graveolens</i>	11,80	16,00	10,33	Si
<i>P. nitens</i>	13,91	12,15	10,60	Si
<i>E. involucrata</i>	3,67	10,50	7,67	Cl
<i>C. gonocarpum</i>	8,25	5,00	5,67	Si

Dessa forma, é possível concluir que, via introdução de plântulas, os indivíduos de todas as espécies apresentam maior desempenho, quanto à altura final, nas linhas situadas próximas à borda do plantio em restauração (L1 e L2), onde há maior irradiância, sendo que algumas das espécies mostraram melhor performance na primeira linha, enquanto outras na segunda e, via sementeira direta, *E. involucrata* e *C. gonocarpum* apresentam maiores alturas na borda da área em restauração, enquanto *H. courbaril* apresenta melhor desempenho na segunda linha de enriquecimento.

H. courbaril, quando introduzida por meio de plântula, obteve maiores alturas na linha com maior radiação, mas quando sementeiras apresentaram maiores alturas na linha com radiação intermediária. A sementeira direta realizada por Gerhard (1993) encontrou maior incremento em altura em áreas com maiores níveis de luz (áreas de pastagem abandonada) em comparação com área de floresta secundária. Ademais, o trabalho de Souza; Engel (2018), já citado, que realizou a sementeira em área aberta, encontrou valores de crescimento maiores que o achado neste estudo (44.5 cm vs. 24,33 cm), sugerindo que a maior radiação facilita o crescimento inicial das plantas da espécie.

Guzmán; Cordero (2013) avaliaram o desempenho de mudas de diferentes espécies, incluindo *H. courbaril* e *A. graveolens* em clareiras de diferentes tamanhos (pequena – 9% de radiação; média – 24% de radiação e grande – 52% de radiação) de um remanescente florestal na Costa Rica e, para ambas as espécies, os autores encontraram máxima taxa fotossintética nas grandes clareiras e maiores taxas de crescimento relativo em grandes e médias clareiras para *H. courbaril* e em clareiras médias para *A. graveolens*. Segundo os autores, ambas as espécies possuem uma alta plasticidade fenotípica.

O estudo de Santos (2014) também encontrou maiores valores de crescimento em altura em maiores níveis de luz para *A. graveolens*. A autora encontrou grande diferença no crescimento (após 27 meses de plantio) de mudas introduzidas em áreas a céu aberto e florestas em restauração de diferentes idades (125 cm a céu aberto vs. 47 cm em áreas em restauração), situadas em Tarumã (SP), em região de Floresta Estacional Semidecidual.

E. involucrata e *C. gonocarpum* foram as espécies que apresentaram as menores médias de crescimento para as duas técnicas. Pardi (2014) também encontrou baixos valores de crescimento para mudas de *E. involucrata* inseridas em áreas de restauração. A autora encontrou maior incremento em altura das mudas plantadas a pleno sol (cerca de 35 cm) do

que na área em restauração de 10 anos (cerca de 4 cm) e no plantio de restauração de 5 anos e fragmento, que ambos apresentaram redução de altura.

Estudos que avaliaram o crescimento de mudas de *C. gonocarpum* (FRAGOSO et al., 2016) e *L. pacari* (VICENTIN, 2015) em pleno sol após um ano encontraram valores de incremento em altura média muito superiores (124 e 125 cm respectivamente) ao encontrado neste estudo que foi realizado abaixo do dossel de um plantio de restauração.

Evidentemente, a luz não é o único fator que determina as diferenças do estabelecimento inicial, altura e crescimento entre os locais de plantio, mas representa um aspecto importante que deve ser melhor avaliado.

4.5. Estudo das comunidades formadas pelo enriquecimento

Se considerarmos os indivíduos estabelecidos após um ano oriundos de cada técnica como comunidades e as plantas das diferentes espécies como populações, torna-se possível analisar a porcentagem que cada espécie utilizada neste experimento representou (Tabela 6).

Tabela 10 – Número de indivíduos estabelecidos (N) após um ano e densidade relativa (DR) de cada espécie para a semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b); grupo ecológico de cada espécie (Parque Florestal São Marcelo, Mogi- Guaçu, SP, dezembro de 2016 a março de 2018).

a)				b)			
Espécies	N	DR	GE	Espécies	N	DR	GE
<i>H. courbaril</i>	36	45,00%	CL	<i>H. courbaril</i>	59	36,42%	CL
<i>E. involucrata</i>	15	18,75%	CL	<i>P. nitens</i>	34	20,99%	SI
<i>C. tomentosum</i>	12	15,00%	SI	<i>C. tomentosum</i>	25	15,43%	SI
<i>P. nitens</i>	6	7,50%	SI	<i>E. involucrata</i>	14	8,64%	CL
<i>A. graveolens</i>	5	6,25%	SI	<i>L. pacari</i>	11	6,79%	SI
<i>C. gonocarpum</i>	5	6,25%	SI	<i>A. graveolens</i>	10	6,17%	SI
<i>L. pacari</i>	1	1,25%	SI	<i>C. gonocarpum</i>	9	5,56%	SI
Total	80	100,00%		Total	162	100,00%	

A observação dessas tabelas permite concluir que não houve diferença na riqueza final obtida nas duas comunidades formadas a partir de diferentes técnicas, ou seja, a riqueza de espécies em ambas as técnicas foi de sete espécies arbóreas. Por outro lado,

mesmo com a inserção de um menor número de propágulos, a técnica de introdução de plântulas em comparação com a semeadura direta, após 12 meses, produziu uma comunidade maior (número total de indivíduos estabelecidos).

A estrutura das duas comunidades formadas também apresenta outras divergências importantes. As três espécies mais abundantes na semeadura direta congregaram 78,75% dos indivíduos, enquanto que na comunidade formada via introdução de plântulas, as espécies com maior estabelecimento inicial representaram 72,84%, indicando uma maior equabilidade na segunda comunidade. *H. courbaril*, em ambas comunidades foi a espécie mais abundante, mas com maior dominância na semeadura direta (45% vs. 36,42%) (Tabela 11).

As espécies de sementes mais pesadas (*H. courbaril* e *C. tomentosum*) estiveram entre as espécies com maiores densidades relativas para ambas as técnicas. Verificou-se que a *E. involucrata* apresentou uma densidade relativa maior na comunidade formada pela semeadura direta do que pela introdução de plântulas, ocupando nela a segunda posição em abundância. Essa espécie apresentou uma alta taxa de emergência e alta porcentagem de plantas sobreviventes após emergência em relação a maioria das espécies semeadas (Tabela 4), ao passo que as plântulas introduzidas dessa espécie tiveram uma alta mortalidade ao longo de um ano, sugerindo que, após a emergência, as plantas sobrevivem mais quando semeadas do que quando plantadas.

Ao contrário de *E. involucrata*, as espécies *P. nitens* e *L. pacari* representam maiores porcentagens na comunidade formada pela introdução de plântulas do que pela semeadura direta. As taxas de plantas sobreviventes após a emergência de ambas as espécies para a semeadura direta são similares às taxas de plantas sobreviventes após um ano via introdução de plântulas (Tabela 4), mas ambas as espécies obtiveram pequenas taxas de emergência, mostrando que a pior performance utilizando a semeadura direta para ambas as espécies, muito provavelmente, se deve a baixa emergência das plântulas ou germinação das sementes. Contudo, *L. pacari* apresentou pequenas taxas de plantas sobreviventes para ambas as técnicas, ao contrário de *P. nitens* que teve poucas plantas mortas durante o período, embora grande parte das sementes dessa última espécie emergiram no início da segunda estação chuvosa, quase 10 meses após a semeadura, não tendo passado ainda por etapas críticas para o estabelecimento.

Se analisarmos a comunidade em termos de grupos ecológicos, pode-se concluir que ambos os grupos utilizados permaneceram e sustentaram as mesmas espécies, embora em proporções distintas (Tabela 11). Ambas as espécies clímaxes (*H. courbaril* e *E. involucrata*) produziram maiores densidades de indivíduos pela técnica de semeadura direta (45,00% vs. 36,42%; 18,75% vs. 8,64%).

Mesmo havendo apenas duas espécies clímaxes e cinco espécies secundárias iniciais, a comunidade formada pela semeadura direta apresentou maior número de indivíduos e maior densidade relativa de espécies clímaxes do que secundárias iniciais (51 vs. 29; 63,75% vs. 36,25%), enquanto a comunidade formada pela técnica de introdução de plântulas, apresentou mais indivíduos de espécies secundárias iniciais do que clímaxes (89 vs. 73; 54,94% vs. 45,06%).

As espécies secundárias iniciais são cruciais para ajudar a garantir a etapa de Consolidação em muitos projetos de restauração em que elas são escassas ou inexistentes, pois são as espécies que vão compor o novo dossel quando as espécies que compõem o dossel inicial, em geral pioneiras, forem morrendo. Já as clímaxes de dossel, como *H. courbaril*, serão parte do dossel da maturação, que substituirá o dossel formado predominantemente pelas secundárias iniciais apenas depois de várias décadas. As espécies clímaxes de e sub-bosque e sub-dossel, como a *E. involucrata*, são importantíssimas para a comunidade, especialmente para a fauna, mas não para manter o dossel.

É muito importante entender o objetivo da ação de enriquecimento e a quantidade de indivíduos de cada espécie que se pretende obter por hectare, a fim de planejar o grupo de espécies a serem introduzidas, o espaçamento e distribuição mais adequados na área alvo do enriquecimento e a técnica a ser utilizada. O objetivo do enriquecimento depende muito da situação em que a floresta em restauração se encontra, como a falta de espécies secundárias iniciais para garantir que um novo dossel se forme até a morte das espécies presentes no dossel inicial, a falta de espécies clímaxes para garantir a maturação desta floresta ou mesmo a introdução de espécies de sub-bosque para atrair a fauna e criar microclima favorável para o estabelecimento de espécies mais tolerantes a sombra, ou espécies dispersas por um determinado animal, a fim de aumentar indiretamente a chuva de sementes de espécies promovidas por esse animal, trazendo mais sementes de outras florestas e, por consequência, aumentando a diversidade genética.

Outra forma de se apreciar os resultados é analisar as comunidades formadas por linha, ou seja, observar as seis comunidades que se formaram nas seis impanlatadas (Tabela 11).

Tabela 11 - Número de indivíduos estabelecidos após um ano e densidade relativa de cada espécie por linha de enriquecimento para a semeadura direta (a) e introdução de plântulas (b) (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a março de 2018).

a)

Espécies	L 1		L 2		L 6		GE
	N	DR	N	DR	N	DR	
<i>H. courbaril</i>	11	52,40%	10	43,50%	15	41,70%	CL
<i>E. involucrata</i>	4	19,00%	3	13,00%	8	22,20%	CL
<i>C. tomentosum</i>	0	0,00%	6	26,10%	6	16,70%	SI
<i>P. nitens</i>	3	14,30%	0	0,00%	3	8,30%	SI
<i>A. graveolens</i>	0	0,00%	3	13,00%	2	5,60%	SI
<i>C. gonocarpum</i>	3	14,30%	1	4,30%	1	2,80%	SI
<i>L. pacari</i>	0	0,00%	0	0,00%	1	2,80%	SI
Total	21	100%	23	100%	36	100%	
DR entre as linhas	26,20%		28,70%		45,00%		
Riqueza	4		5		7		

b)

Espécies	L 1		L 2		L 6		GE
	N	DR	N	DR	N	DR	
<i>H. courbaril</i>	10	22,20%	21	43,70%	28	40,60%	CL
<i>P. nitens</i>	11	24,40%	13	27,10%	10	14,50%	SI
<i>C. tomentosum</i>	9	20,00%	6	12,50%	10	14,50%	SI
<i>E. involucrata</i>	3	6,70%	2	4,20%	9	13,00%	CL
<i>L. pacari</i>	3	6,70%	2	4,20%	6	8,70%	SI
<i>A. graveolens</i>	5	11,10%	2	4,20%	3	4,30%	SI
<i>C. gonocarpum</i>	4	8,90%	2	4,20%	3	4,30%	SI
Total	45	100%	48	100%	69	100%	
DR entre as linhas	27,80%		29,60%		45,59%		
Riqueza	7		7		7		

Considerando que nesta ação de enriquecimento estamos buscando maior equabilidade entre as espécies, maior riqueza de espécies e maior densidade de indivíduos, seria ideal que a densidade relativa de cada espécie estudada em cada comunidade fosse similar entre si (em torno de 14%), que a comunidade fosse composta pelas sete espécies introduzidas e que houvesse um maior número de indivíduos por espécies, a fim de garantir a permanência e perpetuação das espécies ao longo dos anos.

Com o objetivo de analisar como seriam as comunidades formadas por ambas as técnicas se todas as sementes e plântulas fossem introduzidas em uma única linha ou se as sementes fossem introduzidas em apenas duas linhas, com densidades diferentes, foram realizadas simulações de 9 situações para cada uma das técnicas (Tabela 12), utilizando os dados apresentados na Tabela 11. Evidentemente, tratam-se de resultados que, provavelmente, não se repetiriam de forma idêntica na prática, pois, como já visto, são muitos os fatores que interferem no estabelecimento inicial de uma plântula. Contudo, esta simulação possibilita analisar qual desses microssítios melhor possibilitaria que as comunidades apresentassem maior densidade total, maior riqueza, menor dominância e a melhor equabilidade.

Tabela 12 – Comunidades de plântulas formadas após um ano via semeadura direta (a e b) e via introdução de plântulas (c e d) por meio da combinação das três linhas de enriquecimento (L1+L2+L6) (situação real) e por meio de nove situações hipotéticas: sementes e plântulas introduzidas apenas na linha 1 (3*L1) (a; c); sementes e plântulas introduzidas apenas na linha 2 (3*L2) (a; c); sementes e plântulas introduzidas apenas na linha 6 (3*L6) (a; c); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 1 e um terço introduzidas na linha 2 (2*L1+L2) (b; d); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 1 e um terço introduzidas na linha 6 (2*L1+L6) (b; d); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 2 e um terço introduzidas na linha 1 (2*L2+L1) (b; d); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 2 e um terço introduzidas na linha 6 (2*L2+L6) (b; d); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 6 e um terço introduzidas na linha 1 (2*L6+L1) (b; d); dois terços das sementes e plântulas introduzidas na linha 6 e um terço introduzidas na linha 2 (2*L6+L2) (b; d).

a)	L1+L2+L6		3*L1		3*L2		3*L6	
	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR
<i>H. courbaril</i>	36	45,00%	33	52,38%	30	43,48%	45	41,67%
<i>E. involucrata</i>	15	18,75%	12	19,05%	9	13,04%	24	22,22%
<i>C. tomentosum</i>	12	15,00%	0	0,00%	18	26,09%	18	16,67%
<i>P. nitens</i>	6	7,50%	9	14,29%	0	0,00%	9	8,33%
<i>A. graveolens</i>	5	6,25%	0	0,00%	9	13,04%	6	5,56%
<i>C. gonocarpum</i>	5	6,25%	9	14,29%	3	4,35%	3	2,78%
<i>L. pacari</i>	1	1,25%	0	0,00%	0	0,00%	3	2,78%
Total	80	100%	63	100%	69	100%	108	100%
Riqueza	7		4		5		7	

b)	2*L1 + L2		2*L1 + L6		2*L2 + L1		2*L2 + L6		2*L6 + L1		2*L6 + L2	
	N	DR										
<i>H. courbaril</i>	32	49,23%	37	47,44%	31	46,27%	35	42,68%	41	44,09%	40	42,11%
<i>E. involucrata</i>	11	16,92%	16	20,51%	10	14,93%	14	17,07%	20	21,51%	19	20,00%
<i>C. tomentosum</i>	6	9,23%	6	7,69%	12	17,91%	18	21,95%	12	12,90%	18	18,95%
<i>P. nitens</i>	6	9,23%	9	11,54%	3	4,48%	3	3,66%	9	9,68%	6	6,32%
<i>A. graveolens</i>	3	4,62%	2	2,56%	6	8,96%	8	9,76%	4	4,30%	7	7,37%
<i>C. gonocarpum</i>	7	10,77%	7	8,97%	5	7,46%	3	3,66%	5	5,38%	3	3,16%
<i>L. pacari</i>	0	0,00%	1	1,28%	0	0,00%	1	1,22%	2	2,15%	2	2,11%
Total	65	100%	78	100%	67	100%	82	100%	93	100%	95	100%
Riqueza	6		7		6		7		7		7	

c)	L1+L2+L6		3*L1		3*L2		3*L6	
	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR
<i>H. courbaril</i>	59	36,42%	30	22,22%	63	43,75%	84	40,58%
<i>P. nitens</i>	34	20,99%	33	24,44%	39	27,08%	30	14,49%
<i>C. tomentosum</i>	25	15,43%	27	20,00%	18	12,50%	30	14,49%
<i>E. involucrata</i>	14	8,64%	9	6,67%	6	4,17%	27	13,04%
<i>L. pacari</i>	11	6,79%	9	6,67%	6	4,17%	18	8,70%
<i>A. graveolens</i>	10	6,17%	15	11,11%	6	4,17%	9	4,35%
<i>C. gonocarpum</i>	9	5,56%	12	8,89%	6	4,17%	9	4,35%
Total	162	100%	135	100%	144	100%	207	100%
Riqueza	7		7		7		7	

d)	2*L1 + L2		2*L1 + L6		2*L2 + L1		2*L2 + L6		2*L6 + L1		2*L6 + L2	
	N	DR										
<i>H. courbaril</i>	41	29,71%	48	30,19%	52	36,88%	70	42,42%	66	36,07%	77	41,40%
<i>P. nitens</i>	35	25,36%	32	20,13%	37	26,24%	36	21,82%	31	16,94%	33	17,74%
<i>C. tomentosum</i>	24	17,39%	28	17,61%	21	14,89%	22	13,33%	29	15,85%	26	13,98%
<i>E. involucrata</i>	8	5,80%	15	9,43%	7	4,96%	13	7,88%	21	11,48%	20	10,75%
<i>L. pacari</i>	8	5,80%	12	7,55%	7	4,96%	10	6,06%	15	8,20%	14	7,53%
<i>A. graveolens</i>	12	8,70%	13	8,18%	9	6,38%	7	4,24%	11	6,01%	8	4,30%
<i>C. gonocarpum</i>	10	7,25%	11	6,92%	8	5,67%	7	4,24%	10	5,46%	8	4,30%
Total	138	100%	159	100%	141	100%	165	100%	183	100%	186	100%
Riqueza	7		7		7		7		7		7	

Analisando as comunidades formadas pela semeadura direta, verificou-se que aquela situada mais ao interior da floresta em restauração apresenta menor dominância, melhor equabilidade, maior riqueza de espécies e maior densidade em comparação às demais. Contudo, *C. gonocarpum* e *A. graveolens* tiveram um maior número de indivíduos estabelecidos nas comunidades formadas nas linhas 1 e 2, respectivamente. Dessa maneira, como há uma heterogeneidade de respostas para algumas espécies aos diferentes microssítios, a combinação de diferentes microssítios pode representar a configuração mais adequada. As duas comunidades formadas pelas combinações de apenas duas linhas, com predominância de sementes introduzidas na linha 6 (Tabela 12b - situações 2*L6+L1 e 2*L6+L2), por exemplo, apresentam maior número de indivíduos, menor dominância e melhor equabilidade que a situação real, mas a linha 1 ou 2 não seriam enriquecidas e, por consequência, *C. gonocarpum* ou *A. graveolens* poderiam não mostrar suas melhores

respostas. Portanto, o restaurador poderia dar preferência para o microssítio que favoreceu o estabelecimento inicial do maior número de espécies, contanto que não deixasse de enriquecer outros microssítios de luz, como a própria borda, clareiras grandes, médias e pequenas e, para isso, uma 11ª situação talvez pudesse ser a mais adequada, onde todos os microssítios fossem enriquecidos mas, no interior da floresta, fossem introduzidos maior densidade de propágulos.

A introdução de espécies em um só local, apesar de ser operacionalmente mais fácil, especialmente se for na borda, pode não assegurar a permanência das espécies introduzidas a longo prazo, tanto por acontecimentos naturais (pex. queda de árvore), quanto antrópicos (pex. risco de incêndio), além de que os indivíduos da mesma espécie podem formar aglomerados ou demorar muitos anos ou décadas para se dispersarem pela área.

No caso das comunidades formadas pela introdução de plântulas, verificou-se que aquela formada na linha 6 apresentou maior densidade de indivíduos, enquanto a comunidade formada na linha 1 mostrou melhor equabilidade e menor dominância. Todas as comunidades apresentaram a mesma riqueza (sete espécies).

A maior dominância e menor equabilidade mostrada na linha 6 se deve, principalmente, ao número significativamente maior de indivíduos estabelecidos das espécies clímaces nessa comunidade. Outras espécies também mostraram maior abundância nessa linha (*C. tomentosum* e *L. pacari*), mas os valores não são significativamente diferentes às outras linhas (item 4.5). *A. graveolens* e *C. gonocarpum* apresentaram maior número de indivíduos na comunidade formada pela linha 1, enquanto *P. nitens* pela linha 2. Desta maneira, assim como para as comunidades formadas pela semeadura direta, houve uma heterogeneidade de respostas das espécies aos diferentes microssítios de luz, com maior densidade de indivíduos na linha 6 e menor dominância na linha 1. Portanto, a comunidade formada pela combinação dos três microssítios de luz (situação real) soma as melhores respostas de cada espécie, mostrando-se a melhor alternativa para o enriquecimento.

As simulações que cobinam o plantio de duas vezes mais plântulas na linha de enriquecimento 6 e um terço das plântulas na linha 1 ou na linha 2 ($2*L6+L1$ e $2*L6+L2$), apesar de não representarem a situação mais adequada, mostram uma menor dominância em relação ao plantio apenas na linha 6 e uma maior densidade de indivíduos do que o plantio apenas na linha 1, ilustrando que o plantio preferencial no microssítio de

enriquecimento que assegura maior estabelecimento das plântulas, não deixando de enriquecer outros locais, pode ser a alternativa mais adequada.

Como discutido no item 4.5, as linhas mais próximas à bordadura da floresta (linhas 1 e 2), via introdução de plântulas, foram os microssítios que proporcionaram maior altura final aos indivíduos de todas as espécies. A maior altura está relacionada à maiores chances de estabelecimento, reforçando que, apesar da importância de se priorizar os microssítios que facilitem um maior estabelecimento inicial, a introdução em vários locais pode assegurar a permanência das espécies introduzidas.

Além disso, o efeitos do ano, isto é, as variações interanuais de temperatura, taxas de precipitação e distúrbios naturais ou antrópicos que fazem cada ano único, podem criar resultados diferentes na composição, distribuição e densidade de espécies, mesmo quando os esforços de restauração forem idênticos nos diferentes anos, limitando assim a capacidade de se fazer generalizações (STUBLE et al., 2017) e reforçando a importância da ação de enriquecimento ser realizada em vários microssítios, pois um local adequado para uma determinada espécie em um ano úmido, pode ser ruim em um ano seco. Em outras palavras, como o efeito ano é imprevisível, a introdução de propágulos nos mais variados microssítios podem aumentar as chances de sucesso do enriquecimento em qualquer ano.

Considerando que o enriquecimento florístico de áreas em processo de restauração trata-se da introdução de espécies da formação vegetal desejada que estão ausentes na área, a riqueza tende a ser o principal critério de avaliação das ações de enriquecimento. Contudo, é fundamental que a espécie introduzida possua densidade de indivíduos suficiente para garantir a permanência ao longo do tempo e que não haja uma grande dominância de uma só espécie, embora é sabido que, na natureza, poucas espécies tem maior densidade e muitas espécies estão presentes em um hectare com um ou dois indivíduos.

4.6. Custo-efetividade do enriquecimento inicial

A tabela 13 mostra os padrões de enriquecimento inicial efetivo, enriquecimento inicial estacionário e enriquecimento inicial falho para cada método. A maioria das sementes e plântulas introduzidas tiveram um enriquecimento inicial falho, ou seja, não se

estabeleceram após um ano e os valores para essa categoria variaram entre 73,33% e 88,90% para semeadura direta e entre 34,44% e 62,22% introdução de plântulas.

As espécies se comportaram de forma diferente para cada técnica dentro das categorias analisadas, com maiores porcentagens de enriquecimento inial efetivo via introdução de plântulas para todas as espécies, com exceção de *E. involucrata* que apresentou maior porcentagem de indivíduos na situação de enriquecimento inicial efetivo para a semeadura direta (7,41% vs. 5,56%). Com isso, é possível inferir que o sucesso do enriquecimento é fortemente influenciado pelo método escolhido.

Todas as espécies, via ambas as técnicas, apresentaram enriquecimento inicial efetivo maior que zero. Contudo, *L. pacari* apresentou apenas um indivíduo vivo ao final de um ano, o que impossibilita que ocorra reprodução, considerando que trata-se de uma espécie alógama e, por consequência, não haverá o enriquecimento efetivo para esta espécie via semeadura direta.

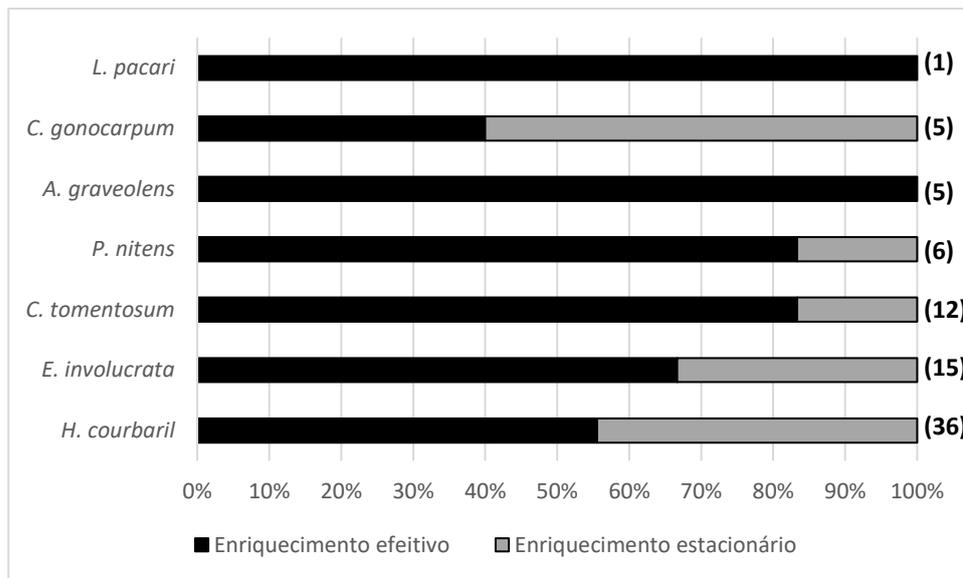
Tabela 13 – Porcentagem de enriquecimento inicial efetivo, enriquecimento inicial estacionário e enriquecimento inicial falho para a semeadura direta e introdução de plântulas (Parque Florestal São Marcelo, Mogi-Guaçu, SP, de dezembro de 2016 a março de 2018).

Espécie	Semeadura direta			Introdução de Plântulas		
	Efetivo	Estacionário	Falho	Efetivo	Estacionário	Falho
<i>E. involucrata</i>	7,41%	3,70%	88,89%	5,56%	10,00%	84,44%
<i>H. courbaril</i>	14,81%	11,85%	73,33%	61,11%	4,44%	34,44%
<i>A. graveolens</i>	3,70%	0,00%	96,30%	7,78%	3,33%	88,89%
<i>C. tomentosum</i>	7,41%	1,48%	91,11%	15,56%	12,22%	72,22%
<i>C. gonocarpum</i>	1,48%	2,22%	96,30%	5,56%	4,44%	90,00%
<i>L. pacari</i>	0,74%	0,00%	99,26%	10,00%	2,22%	87,78%
<i>P. nitens</i>	3,70%	0,74%	95,56%	30,00%	7,78%	62,22%

Quando comparamos o desempenho de cada espécie entre as técnicas, apenas para as situações de enriquecimento inicial efetivo e estacionário, isto é, utilizando porcentagens relativas ao total de indivíduos estabelecidos de cada espécie (Figura 30), verificou-se que algumas espécies se comportaram de forma distinta entre as técnicas. *H. courbaril* apresentou uma alta porcentagem de indivíduos inseridos no grupo de enriquecimento estacionário via semeadura direta, mas essa porcentagem foi relativamente pequena para a introdução de plântulas. Isso se deve, muito provavelmente, àquelas plantas que emergiram

apenas na segunda estação chuvosa e, por isso, cresceram muito pouco. *E. involucrata* e *C. tomentosum*, por outro lado, tiveram, relativamente, uma maior porcentagem de plântulas inseridas no grupo de enriquecimento inicial estacionário para a introdução de plântulas.

a)



b)

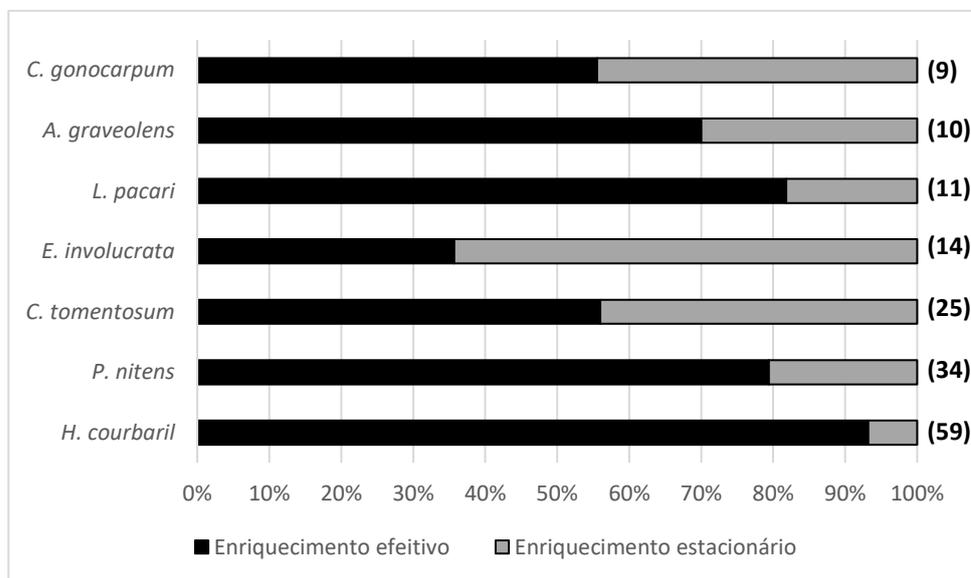


Figura 30 - Porcentagem de enriquecimento inicial efetivo e enriquecimento inicial estacionário, utilizando porcentagens relativas ao total de indivíduos estabelecidos de cada espécie para semeadura direta e introdução de plântulas (Parque Florestal São Marcelo, dezembro de 2016 a março de 2018).

O pequeno incremento em altura (Tabela 5), crescimento estacionário ou mesmo decréscimo em altura (Tabela 13) observados em indivíduos pertencentes a todas as espécies representam uma preocupação em relação à permanência dessas espécies ao longo do tempo.

Via semeadura direta, as espécies climáces *H. courbaril* e *E. involucrata* foram as únicas com mais de 10% de estabelecimento inicial após um ano, ou seja, foram as espécies com maior efetividade no que tange o estabelecimento. Ambas as espécies obtiveram altas taxas de plantas sobreviventes após emergência ao longo dos meses avaliados (Tabela 4). No entanto, apesar de uma porcentagem relativamente favorável de indivíduos estabelecidos, *E. involucrata* foi uma das espécies com menores alturas finais (Tabela 5), o que pode comprometer as chances de estabelecimento a longo prazo da espécie. Contudo, é importante considerar que, na natureza, há populações que se mantêm como banco de plântulas por longos períodos e também que as espécies emergentes, de dossel, de subdossel e de sub-bosque possuem diferentes velocidade de crescimento.

Além do menor incremento em altura, *E. involucrata* apresenta sementes recalcitrantes, característica desfavorável para a semeadura direta, pois a semente contém alto teor de água quando dispersas, o que pode reduzir a viabilidade das sementes em condições de armazenamento.

Apesar de *C. tomentosum* ter apresentado menores porcentagens de estabelecimento inicial, via semeadura direta, do que *E. involucrata*, ambas apresentaram a mesma porcentagem de indivíduos inseridos na situação de enriquecimento inicial efetivo, pois *E. involucrata* apresentou mais indivíduos com crescimento menor que 1 cm do que *C. tomentosum*.

Via introdução de plântulas, *H. courbaril*, *C. tomentosum* e *P. nitens* foram as únicas espécies com estabelecimentos após um ano maiores que 20%, apresentando maior efetividade no que tange o estabelecimento inicial. No entanto, *C. tomentosum* apresentou muitos indivíduos com crescimento menor que 1 cm e *P. nitens*, apesar da maioria das plantas terem sido enquadradas na situação de enriquecimento efetivo (Tabela 13), cresceram muito pouco ao longo de 1 ano (crescimento médio de 5,11 cm).

Dessa maneira, das espécies com melhor desempenho para as duas técnicas, apenas *H. courbaril* apresentou um crescimento em altura e estabelecimento inicial mais favoráveis. A fim de melhorar a performance dessas espécies com potencial para as técnicas de baixo

custo testadas, poderiam ser experimentadas ações como controle de formiga e adubação. Ademais, são necessários mais estudos para entender como estas espécies se desempenham a longo prazo e estudos experimentais que explorem os fatores que limitam o estabelecimento inicial de plantas de espécies diferentes, tanto aqueles que afetam a germinação da semente, a emergência, quanto os que limitam a sobrevivência e crescimento das plântulas.

A introdução de propágulos em maior quantidade e em diferentes meses da estação chuvosa poderia melhorar a efetividade destas técnicas menos custosas, pois podem aumentar, em números absolutos, as chances tanto de emergência, quanto de estabelecimento dos indivíduos de todas as espécies.

Em florestas tropicais, as árvores da maioria das espécies produzem muitas sementes para a obtenção de poucas plântulas estabelecidas após um ano, a curva de sobrevivência de espécies arbóreas se caracterizam pela curva tipo III, com mortalidade bastante elevada no início da vida, mas com alta sobrevivência dos indivíduos que permanecem (FENNER, 1987), portanto, tanto para a semeadura, quanto para introdução de plântulas, a inserção de mais propágulos pode ser uma estratégia eficiente, desde que os custos não ultrapassem o plantio de mudas que, em geral, apesar de ser mais custoso, garante maior efetividade.

A implantação da ação enriquecimento no início da estação chuvosa poderia reduzir o número de indivíduos mortos durante a estação seca, pois as plântulas teriam mais tempo para se desenvolver e ficar mais resistentes para suportar o estresse hídrico. Plantas maiores, em geral, possuem melhor acesso à recursos como água, luz e nutrientes, além de apresentarem vantagem competitiva.

A Tabela 14 mostra os custos para se introduzir uma semente, uma plântula e uma muda e os custos para se enriquecer 1 hectare de diversas maneiras. Foi utilizado um espaçamento 6m X 6m com, mas considerando diferentes situações: mesmo número de indivíduos para todas as espécies (40 indivíduos por espécie); introdução de 70% do indivíduos do grupo das espécies secundárias iniciais e 30% clímaxes (39 indivíduos para cada espécie secundária inicial e 42 indivíduos para cada espécie clímax) e introdução de 70% do indivíduos do grupo das espécies clímaxes e 30% secundárias iniciais (98 indivíduos para cada espécie clímax e 17 indivíduos para cada espécie secundária inicial).

As situações de enriquecimento com espaçamento 6m X 6m, mas com números de indivíduos diferenciados por grupo ecológico ilustram duas condições distintas de área em

restauração: (i) área em restauração com formação do segundo dossel comprometida (Fase de Consolidação) pela pequena quantidade ou distribuição e diversidade inadequadas de espécies secundárias iniciais, necessitando de enriquecimento com espécies tolerantes ao sombreamento e crescimento rápido (secundárias iniciais); (ii) área em restauração com Fase de Maturação comprometida pela falta de espécies clímaxes ou pela distribuição ou diversidade inadequadas das mesmas, sendo necessário introduzir espécies deste grupo sucessional.

Tabela 14 - Estimativa de custos unitário (CU) (a) e por hectare de se introduzir semente, plântula e muda de cada espécie. Os custos por hectare foram estimados utilizando um espaçamento 6m X 6m, considerando 3 situações: mesmo número de indivíduos para todas as espécies (40 indivíduos por espécie) (a); introdução de 70% do indivíduos do grupo das secundárias iniciais e 30% clímaxes (42 indivíduos por espécie para espécies clímaxes e 39 indivíduos por espécie para espécies secundárias iniciais) (b) e introdução de 70% do indivíduos do grupo das clímaxes e 30% secundárias iniciais (42 indivíduos por espécie para espécies clímaxes e 39 indivíduos por espécie para espécies secundárias iniciais) (b). As espécies estão ordenadas por grupo funcional e por ordem decrescente de custo (Parque Florestal São Marcelo, dezembro de 2016 a março de 2018).

a)

Espécies	Semente		Plântula		Muda	
	CU (R\$)	Custo/ha (R\$) 6X6m (40 ind./sp)	CU (R\$)	Custo/ha (R\$) 6X6m (40 ind./sp)	CU (R\$)	Custo/ha (R\$) 6X6m (40 ind./sp)
<i>E. involucrata</i>	0,04	1,66	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>H. courbaril</i>	0,13	5,09	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>C. tomentosum</i>	0,32	12,73	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>L. pacari</i>	0,19	7,56	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>C. gonocarpum</i>	0,02	1,02	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>A. graveolens</i>	0,01	0,14	0,70	28,00	2,00	80,00
<i>P. nitens</i>	0,01	0,50	0,70	28,00	2,00	80,00
Total	0,72	28,70	4,90	28,00	14,00	560,00

b)

Espécies	Semente		Plântula		Muda	
	6X6m 70%SI/30%CL (R\$)	6X6m 70%CL/30%SI (R\$)	6X6m 70%SI/30%CL (R\$)	6X6m 70%CL/30%SI (R\$)	6X6m 70%SI/30%CL (R\$)	6X6m 70%CL/30%SI (R\$)
<i>E. involucrata</i>	1,74	4,06	29,40	68,60	84,00	196,00
<i>H. courbaril</i>	5,34	12,47	29,40	68,60	84,00	196,00
<i>C. tomentosum</i>	12,41	5,41	27,30	11,90	78,00	34,00
<i>C. gonocarpum</i>	7,37	3,21	27,30	11,90	78,00	34,00
<i>A. graveolens</i>	0,99	0,43	27,30	11,90	78,00	34,00
<i>P. nitens</i>	0,48	0,21	27,30	11,90	78,00	34,00
<i>L. pacari</i>	0,14	0,06	27,30	11,90	78,00	34,00
Total	26,73	21,79	165,90	128,10	474,00	366,00

Verificou-se que as sementes custam muito mais barato que as plântulas e mudas para todas as situações estudadas, o que já era esperado. Além disto, as sementes mais pesadas são mais caras que as sementes médias e pequenas (Tabela 14).

Apesar dos custos das técnicas testadas serem bem menores que os custos do plantio de mudas, as densidades de plântulas após um ano de introdução no campo para as espécies estudadas foram muito menores do que se espera para a técnica convencional (mudas). Contudo, a utilização de um número maior de propágulos pode aumentar as chances de estabelecimento a longo prazo, como já discutido.

Com base nas porcentagens de estabelecimento inicial obtidas para cada espécie por meio das duas técnicas estudadas, foi realizada uma simulação que possibilita avaliar, de forma geral, o custo-efetividade, ou seja, o número de propágulos que seriam necessários para que houvesse estabelecimento do número de indivíduos desejados de cada espécie após um ano e quanto custaria esta ação de enriquecimento (Tabela 15). Evidentemente, trata-se de uma simulação grosseira, pois existem inúmeros fatores que influenciam o estabelecimento inicial e alguns deles são correlacionados com o número de propágulos introduzidos, como por exemplo a predação.

É importante deixar claro que as porcentagens de estabelecimento inicial encontradas neste estudo e utilizadas para analisar o custo-efetividade das diferentes espécies foram afetadas pela técnica escolhida, pelo local onde os propágulos foram introduzidos e pelo efeito do ano, ou seja, se esta mesma ação de enriquecimento fosse realizada em um diferente período ou em um diferente local, provavelmente, os resultados seriam bem diferentes. Contudo, estudos como este são importantes para se poder entender a variação de respostas destas espécies em diferentes períodos e locais e, com base em uma amplitude de variação, ser possível realizar generalizações.

Tabela 15 – Simulação de custos unitário (CU) e por hectare para se introduzir sementes (a) e plântulas (b) das espécies estudadas para a obtenção de estabelecimento inicial do número desejados de indivíduos após 12 meses. Os custos por hectare foram estimados utilizando um espaçamento 6m X 6m, considerando 3 diferentes situações: mesmo número de indivíduos para todas as espécies (40 indivíduos por espécie); introdução de 70% do indivíduos do grupo das secundárias iniciais e 30% clímaxe (42 indivíduos por espécie para espécies clímaxes e 39 indivíduos por espécie para espécies secundárias iniciais); introdução de 70% do indivíduos do grupo das clímaxes e 30% secundárias iniciais (42 indivíduos por espécie para espécies clímaxes e 39 indivíduos por espécie para espécies secundárias iniciais). As espécies estão ordenadas por grupo funcional e por ordem decrescente de custo. O número de propágulos necessários para obtenção do número de indivíduos desejados foi calculado com base na porcentagem de estabelecimento inicial apresentada na Tabela 4. As espécies estão ordenadas por grupo funcional e por ordem decrescente de custo (Parque Florestal São Marcelo, dezembro de 2016 a março de 2018).

a)

Espécies	Valores unitários		Valor por ha					
			6m X 6m (40 ind./sp.)		6m X 6m (70%Si/30%Cl)		6m X 6m (70%Cl/30%Si)	
	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)
<i>H. courbaril</i>	4	0,51	148	18,84	156	19,85	363	46,20
<i>E. involucrata</i>	9	0,37	338	14,00	355	14,71	827	34,26
<i>C. gonocarpum</i>	27	5,10	1081	204,30	1054	199,20	460	86,92
<i>C. tomentosum</i>	12	3,82	450	143,20	439	139,70	192	61,09
<i>A. graveolens</i>	27	0,69	1081	27,55	1054	26,86	460	11,72
<i>L. pacari</i>	136	0,47	5406	18,81	5271	18,34	2298	7,99
<i>P. nitens</i>	23	0,29	901	11,20	879	10,92	383	4,76
Total	234	10,74	17357	519,70	9052	409,70	4620	206,70

b)

Espécies	Valores unitários		Valores por ha					
			6m X 6m (40 ind./sp.)		6m X 6m (70%Si/30%Cl)		6m X 6m (70%Cl/30%Si)	
	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)	N	Custo (R\$)
<i>E. involucrata</i>	7	4,90	257	179,90	270	189,00	630	441,00
<i>H. courbaril</i>	2	1,40	61	42,70	64	44,84	150	105,00
<i>C. gonocarpum</i>	10	7,00	400	280,00	390	273,00	170	119,00
<i>A. graveolens</i>	9	6,30	360	252,00	352	246,40	153	107,10
<i>L. pacari</i>	9	6,30	328	229,60	320	224,00	140	98,00
<i>C. tomentosum</i>	4	2,80	144	100,80	141	98,70	62	43,40
<i>P. nitens</i>	3	2,10	106	74,20	104	72,80	45	31,50
Total	44	30,80	1656	1159,20	1641	1148,74	1350	945,00

Verifica-se que, com exceção de *C. tomentosum*, que representa a semente mais pesada dentre as espécies estudadas, mesmo precisando de um número consideravelmente maior de propágulos para obtenção do número desejado de indivíduos, a semeadura direta ainda apresenta custos bastante inferiores à introdução de plântulas e esta diferença poderia ser ainda maior se nesses cálculos fossem consideradas os custos de mão de obra, pois é sabido que estes custos são maiores para o plantio do que para a semeadura (ENGEL; PARROTA, 2001). Claramente, os preços das sementes e das plântulas variam muito por região e dentro da mesma região e, portanto, estes custos podem ser muito diferentes em outras situações. Para aquisição das sementes utilizadas no experimento, foi realizada uma cotação com diferentes coletores e escolhido os coletores com sementes mais frescas e custos mais baixos.

Quando comparamos os valores apresentados nas simulações realizadas na Tabela 15 para a semeadura direta com os custos apresentados para o plantio de mudas (Tabela 14), apenas as espécies *C. tomentosum* e *C. gonocarpum* não demonstraram vantagens econômicas em semear ao invés de plantar. Realizando essa comparação com a técnica de introdução de plântulas, seria menos custoso plantar plântulas ao invés de mudas da espécie *H. courbaril*. *P. nitens* apresentou pequenas diferenças entre o plantio de plântulas e mudas, para o custo unitário, sendo o plantio de mudas mais vantajoso, mas, para o plantio de um hectare com espaçamento 6m X 6m, torna-se mais vantajoso plantar plântulas. Isso ocorreu, pois para os cálculos de custo unitário, os valores tiveram que ser arredondados para que se considerasse a introdução de números inteiros e não fracionados, acarretando nestas diferenças.

Os resultados sugeriram forte vantagem da semeadura direta em relação às outras técnicas. É evidente que ainda há muito por fazer a fim de aprimorar essa técnica menos custosa, pois não há disponibilidade de sementes em qualidade, quantidade, e diversidade suficientes. Existe uma grande variação da época de frutificação entre as espécies, fazendo com que os coletores tenham sementes recém produzidas de determinadas espécies em períodos específicos do ano, havendo grande risco da semente comercializada estar armazenada há um longo período de tempo e/ou ter sido armazenada em condições inadequadas, fatores que reduzem muito a viabilidade deste propágulo. Neste aspecto, as sementes recalcitrantes, muito comuns nas florestas tropicais, apresentam maior desvantagem, pois perdem a viabilidade muito rapidamente. Além disto, há o risco da

semente ter sido coletada antes ou muito depois do seu amadurecimento, ou seja, são inviáveis mesmo após a coleta. A baixa disponibilidade de sementes também se deve à inexistência deste mercado em muitas regiões do país e ao desinteresse dos viveiristas na expansão da comercialização de sementes.

Contudo, já existem iniciativas de sucesso no que tange a comercialização de sementes florestais, como a Rede de Sementes do Xingu (RSX), atuante na região do nordeste mato-grossense, formada por indígenas, agricultores familiares e residentes urbanos, totalizando cerca de 350 pessoas. A RSX coleta sementes de mais de 220 espécies e já comercializou mais de 144 t de sementes desde a sua criação (2007). A iniciativa surgiu com a campanha Y Ikatu Xingu do Instituto Socioambiental (ISA) que tinha demanda de restauração em larga escala das nascentes degradadas da porção mato-grossense da bacia do rio Xingu, mas a região não contava com estrutura de viveiro suficiente. Para possibilitar a restauração, a instituição aprimorou a técnica de muvuca, que se trata da semeadura direta mecanizada de uma mistura de sementes nativas e de adubação verde. Nesta técnica são semeadas cerca de 300.000 sementes por hectare.

Evidentemente, a situação socioeconômica e ambiental da região do presente estudo é totalmente diferente da região da bacia do Xingu, assim como as formações vegetais são bastante distintas, mas é um exemplo importante para mostrar que o mercado de sementes ainda pode ser promissor. A criação de associações de coletores pode viabilizar tanto no âmbito técnico, quanto econômico, a produção e o fornecimento de sementes florestais de qualidade, pois facilita a padronização de coleta e beneficiamento, por meio de treinamentos e capacitações constantes, além de tornar os preços mais acessíveis e ser um meio de diversificar e elevar a renda das famílias da região.

A introdução de plântulas representou a técnica menos favorável quanto ao custo-efetividade. Como visto no item 4.2.1.3, os momentos críticos responsáveis pela morte da maior parte das plântulas foram o mês logo após o plantio e a estação seca. Dessa forma, ações de manejo que minimizem a mortalidade após o plantio, como irrigações pós-plantio e introdução de plântulas em diferentes períodos da estação chuvosa podem aumentar a efetividade desta técnica. O uso de recipientes maiores ou que não danifiquem a raiz no momento da transferência para campo, assim como a utilização de plântulas com um tempo maior de viveiro também podem aumentar a viabilidade da técnica.

Outro ponto muito importante de ser resgatado, discutido na introdução, é o fato de espécies de sub-bosque raramente serem introduzidas nos projetos de restauração. Apesar de não ter sido realizado um levantamento florístico na área em estudo, não foram observadas espécies residentes de sub-bosque nos locais onde foram realizadas as ações de enriquecimento. Estas espécies criam diferentes microclimas como diferentes níveis de irradiação, umidade e composição de nutrientes do solo que poderiam ter favorecido o estabelecimento inicial das plântulas das espécies estudadas aqui. Portanto, a fim de avaliar a importância das espécies de sub-bosque para o enriquecimento natural e assistido com espécies tardias de sucessão em áreas em restauração e com isso melhorar a efetividade das técnicas aqui estudadas, estudos que comparem o desempenho de espécies secundárias iniciais e clímaxes em áreas em restauração com e sem espécies de sub-bosque podem ser fundamentais.

5. CONCLUSÕES

Quanto à caracterização da área em estudo, não foram encontradas diferenças significativas entre as linhas de enriquecimento para a umidade do solo, muito provavelmente, por conta da inadequada época em que foram realizadas as coletas de solo e pela menor heterogeneidade ambiental de uma floresta em restauração jovem. Contudo, houve diferenças significativas entre as linhas para a radiação fotossinteticamente ativa transmitida no sub-bosque desta floresta, sendo que as linhas mais próximas à borda apresentaram maior irradiância em comparação à linha mais distante da borda.

Tanto a semeadura direta, quanto a introdução de plântulas se mostraram técnicas possíveis para a realização do enriquecimento inicial de uma área em restauração para todas as espécies estudadas. Apenas a espécie *L. pacari*, quando introduzida via semeadura direta, apresentou um único indivíduo vivo após um ano, o que não garante a permanência da espécie no local.

Houve diferenças significativas entre as técnicas para todas as espécies estudadas, com maior porcentagem de estabelecimento inicial utilizando a técnica de introdução de plântulas, em comparação com a semeadura direta. A comunidade formada pela introdução de plântulas também apresentou maior densidade de indivíduos, menor dominância e melhor equabilidade entre as espécies do que a comunidade formada pela semeadura direta.

As espécies que apresentaram melhor desempenho, via semeadura direta, foram, respectivamente, *H. courbaril*, *E. involucrata* e *C. tomentosum*, enquanto para a introdução de plântulas, ambas as espécies de sementes pesadas (*H. courbaril* e *C. tomentosum*) também assumiram a primeira e terceira posições, mas, ao invés de *E. involucrata*, *P. nitens*, foi a segunda espécie com melhor estabelecimento inicial para esta técnica.

A semeadura direta, apesar de ter apresentado menor porcentagem de estabelecimento inicial, apresentou menor número de indivíduos mortos após a emergência do que a introdução de plântulas para todas as espécies, com exceção de *P. nitens*.

De forma geral, a linha de enriquecimento situada no interior da área em restauração apresentou maior densidade de indivíduos em comparação às linhas da borda para ambas as técnicas, mas as únicas espécies que mostraram diferenças significativas entre as linhas foram as clímaxes *H. courbaril* e *E. involucrata*, com mais indivíduos na linha 6. Em relação à

altura, via introdução de plântulas, as linhas da borda apresentaram maiores alturas médias finais do que a linha situada no interior e, via semeadura direta, as espécies responderam de maneira diferente entre as linhas. Diante da heterogeneidade de respostas entre as espécies para ambas as técnicas, é sugerido que os propágulos sejam introduzidos em diversos micro-sítios.

A porcentagem de emergência das plântulas apresentou clara relação com o peso da semente, ou seja, as sementes classificadas como mais pesadas emergiram em maior quantidade do que as sementes de peso intermediário e as espécies de sementes leves mostraram as menores porcentagens de emergência.

O peso da semente também pode ser relacionado com a porcentagem de indivíduos mortos após o plantio, pois as espécies com sementes mais leves tiveram um número bastante significativo de plântulas que morreram no primeiro mês após a introdução de plântulas, enquanto as espécies com sementes de peso médio tiveram uma porcentagem intermediária de indivíduos mortos e as espécies de sementes mais pesadas foram as que tiveram menos indivíduos mortos neste período.

A semeadura direta apresentou melhor custo-efetividade do que a introdução de plântulas pois, mesmo precisando de uma maior densidade de propágulos para se obter o número desejado de indivíduos estabelecidos, seus custos ainda são inferiores. No entanto, ainda faltam sementes em quantidade e de qualidade no mercado, assim como conhecimentos acerca do desempenho das espécies utilizando ambas as técnicas testadas.

Portanto, tanto a semeadura direta, quanto a introdução de plântulas se mostraram técnicas viáveis para o enriquecimento inicial de uma área em restauração. Contudo, novos estudos poderiam explorar a melhoria da efetividade ecológica e econômica das mesmas por meio de introduções dos propágulos em diferentes períodos da estação chuvosa e pelo aumento da densidade de propágulos a serem introduzidos em campo, desde que ainda seja vantajoso economicamente. Trabalhos também poderiam explorar maneiras que garantam a sobrevivência das plântulas logo após o plantio, como aclimação das plântulas antes da introdução em campo e adubações adequadas para a formação de um torrão bem agregado.

REFERÊNCIAS

AERTS, R.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*, v. 11, p. 2-10, 2011.

AFR100 (the African Forest Landscape Restoration Initiative). **About**. Disponível em: <http://afr100.org/content/about-us>. Acesso em: 22 de agosto de 2018.

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

ALLARD, R.W. **Princípios do melhoramento genético das plantas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1971. 381 p.

ALVARENGA, A.A.; CASTRO, E.M.; LIMA Jr. E. de C.; MAGALHÃES, M.M. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. in southeastern Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa, v.27, n.1, p.53-57, 2003.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M. Modeling monthly mean air temperature for Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, New York, v. 110, n. 4, p.1-23, 2012.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., GONZÁLEZ-PEREZ, I.M., GARMENDIA, A., SOLÀ, M.; ESTRADA, A. The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest. Mexico. *Landscape Ecology*, Dordrecht, v. 2, p. 1717–1727, 2013.

ATONDO-BUENO. E.J.; LÓPEZ-BARRERA, F.; BONILLA-MOHENO, M.; WILLIAMS-LINERA, G.; RAMÍREZ, N. Direct seeding of *Oreomunnea mexicana*, a threatened tree species from Southeastern Mexico. *New Forests*, Dordrecht, v. 47, p. 845-860, 2016.

ATONDO-BUENO. E.J.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Cost-efficiency analysis of seedling introduction vs. direct seeding of *Oreomunnea mexicana* for secondary forest enrichment. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 409, p. 399-406, 2018.

AYRES, J. M.; DA FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H.L.; MASTERSON, L.P.P. D.; CAVALCANTI, R. B. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Maminaurá. 2005. 256p.

BAETEN, L.; JACQUEMYN, H.; VAN CALSTER, E.; VAN BEEK, R.; DEVLAE MINCK, K.; VERHEYEN; HERMY, M. Low recruitment across life stages partly accounts for the slow colonization of forest herbs. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 97, n. 1, p. 109–117, 2009.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Paulo, v.59, n.2, p.319-328, 1999.

BARNETT, J.P.; BAKER, J.B. Regeneration methods. In: DURYEA, M.L.; DOUGHERTY, P.M. (Eds.). **Forest regeneration manual**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. cap. 3, p.35-50.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JÚNIOR, N.; SILVA, P.M.S.; PLAZA, A. P. Forest recovery with native species in São Paulo State: researches identify necessary changes. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, p. 28–34, 2003.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, K.C.; BARBOSA, J.M.; FIDALGO, A.O.; RONDON, J.N.; JUNIOR, N.N.; MARTINS, S.E.; DUARTE, R.R.; CASAGRANDE, J.C.;CARLONE, N.P. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 162-164, 2007.

BARBOSA, T.C.; RODRIGUES, R.R.; COUTO, H.T.Z. DE. Tamanhos de recipientes e o uso de hidrogel no estabelecimento de mudas de espécies florestais nativas. **Hoehnea**, São Paulo, v.40, n.3, p 537-556, 2013.

BARLOW, J.; LENNOX, G.D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A.C.; NALLY, R.; MAC THOMPSON, J.R.; FERRAZ, S.F. de B., LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARRY, L.; CASTRO SOLAR, R.R.; VIEIRA, I.C.G.; ARAGÃO, L.E.O.C.; BEGOTTI, R.A.; BRAGA, R.F.; CARDOSO, T.M.; Jr, R.C. de O.; SOUZA JR, C.M.; MOURA, N.G.; NUNES, S.S.; SIQUEIRA, J.V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J.M.; VAZ-DE-MELO, F.Z.; VEIGA, R.C.S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T.A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, Washington, v.535, n.7610, p.144-147, 2016.

BETRATI, C. M.; PAOLI, A. A. S. Semente. In: APPEZZATO-DAGLÓRIA, B.; CARMELLO GUERREIRO, S. M. (Orgs.). **Anatomia vegetal**. Viçosa: UFV, 2003.

BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 3, p. 269-276, 2002.

BENNETT, A.F.; SAUNDERS, D.A. Habitat Fragmentation and Landscape Change. In: SODHI N.S., EHRLICH P.R. (Org.). **Conservation Biology for All**. Oxford: Oxford University; 2010. p. 88–106.

BERGÈS, L.; PELLISSIER, P.; AVON, C.; VERHEYEN, K.; DUPOUEY, J.L. Unexpected long-range edge-to-forest interiorenviroinmental gradients. **Landscape Ecology**, New York, v. 28, p. 439-453, 2013.

BERTACCHI, M.I.F.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; MEDEIROS, J.C.; RODRIGUES, R.R. Caracterização das condições de microsítio de áreas em processo de restauração com diferentes idades. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 895-905, 2012.

BERTACCHI, M.I.F.; AMAZONAS, N.T.; BRANCALION, P.H.S.; BRONDANI, G.E.; OLIVEIRA, A.C.S.; Pascoa, M.A.R.; RODRIGUES, R.R. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, Malden, v. 24, p. 100-108, 2016.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J.A.; DOS SANTOS, F.A.M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 269-276, 2001.

BIWOLÉ, A.B.; DAINOU, K.; FAYOLLE, A., HARDY, O.J., BROSTAU, Y.; COSTE, S.; DELION, S.; BETTI, J. L.; DOUCET, J.L. Light Response of Seedlings of a Central African Timber Tree Species, *Lophira alata* (Ochnaceae), and the Definition of Light Requirements. **Biotropica**, Washington, v. 47, p. 681-688, 2015.

BOMFIM, A.A.; NOVAES, A.B.; JOSÉ, A.R.S.; GRISI, F.A. Avaliação morfológica de mudas de madeiranova (*Pterogyne nitens* Tull.) produzidas em tubetes e sacos plásticos e de seu desempenho no campo. **Revista Floresta**, Curitiba, v.39, n.1, p.33-40, 2009.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015. 432 p.

BROKAW, N.V.L. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Org.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, San Diego, 1985. p.53-69.

BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M.A.; ARMESTO, J.J.; HALPENS, C.B. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 99, no. 1, p. 288-299, 2011.

CADOTTE, M.W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011.

CAMARGO, J.L.C.; FERRAZ, I.D.K.; IMAKAWA, A.M. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, Malden, v. 10, p.636-644, 2002.

CAMPBELL, G.S., NORMAN, J.M. The description and measurement of canopy structure. In: RUSSEL, G., MARSHALL, B., JARVIS, P. G. (Org.) **Plant canopies: their growth, form and function**. Cambridge University Press, Cambridge, 1989. p. 1-20.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1, 1039 p. (Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras).

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2006. v. 2, 627 p. (Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras).

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2008. v. 3, 593 p. (Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras).

CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CASTRO SOLAR, R.R.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A.C.; THOMSON, J.R.; LOUZADA, J.; MAUÉS, M.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V.H.F.; CHAUL, J.C. M.; SCHOEREDER, J.H.; VIEIRA, I.C.G.; MAC NALLY, R.; GARDNER, T.A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, Oxford, v. 18, p. 1108–1118, 2015.

CAVA, M.G.B.; ISERNHAGEN, I; MENDONÇA, A.H.; DURIGAN, G. Compração de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 43, n. 2, p. 301-305, 2016.

CECCON, E.; GONZALEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidence from a meta-analysis. **Land Degradation & Development**, Hoboken, v.27, p. 511–520, 2016.

CHAZDON, R.L.; FETCHER, N. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 72. p. 553-564, 1984.

CHEN, J.; FRANKLIN, J.; SPIES, T. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 63, p. 219-237, 1993.

CHEN, L.; COMITA, L.S.; WRIGHT, S.J.; SWENSON, N. G.; ZIMMERMAN, J.K.; MI, X.; HAO, Z.; YE, W.; HUBBELL, S.P.; KRESS, W.J.; URIARTE, M.; THOMPSON, J.; NYTCH, C.J.; WANG, X.; LIN, J.; MA, K. Forest tree neighborhoods are structured more by negative conspecific density dependence than by interactions among closely related species. **Ecography**, Lund, v. 41, n. 7, p. 1114–1123, 2018.

CLARK, C.J.; POULSEN, J.R.; LEVEY, D.J.; OSENBURG, C.W. Are plant populations seed limited?: a critique and meta-analysis of seed addition experiments. **The American Naturalist**, Chicago, v. 170, n. 1, p. 128-142, 2007.

COLE, R.J. Postdispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 41, p. 319–327, 2009.

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

COMITA, L.S.; QUEENBOROUGH, S.A.; MURPHY, S.J.; ECK, J.L.; XU, K.; KRISKNADAS, M.; BECKMAN, N.; ZHU, Y. Testing predictions of the Janzen-Connell hypothesis: A meta-analysis of experimental evidence for distance- and density-dependent seed and seedling survival. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 102, n. 4, p. 845–856, 2014.

CROUZEILLES, R.; CURRAN, M. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 53, p. 440–448, 2016.

CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 188, n. 1-3, p. 1-15, 2004.

DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, p. 557-568, 2002.

DENSLOW, J.S.; GOMEZ-DIAZ, A.E. Seed bank to tree-fall gaps in a neotropical rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Gaithersburg, v. 20, p. 642–648, 1990.

DENSLOW, J. . The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of Inga seedlings. **Biotropica**, Washington, v. 23., n. 3, p. 225–234, 1991.

DENSLOW, J.S. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 47-55, 1980.

DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. **Science**, Washington, v. 277, n. 5325, p.515-522, 1997.

DONATH, T. W.; HÖLZEL, N.; OTTE, A. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 6, p. 13–22, 2003.

DORNELAS, M.; MAGURRAN, A.E.; BUCKLAND, S.T.; CHAO, A.; CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; CURTIS, T.; GASTON, K.J.; GOTELLI, N.J.; KOSNIK, M.A.; MCGILL, B.; MCCUNE, J.L.; MORLON, H.; MUMBY, P.J.; ØVREAS, L.; STUDENY, A.; VELLEND, M. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 280(1750), p. 1-10, 2013.

DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Enriquecimento de florestas em processo de restauração: aspectos de epífitas e forófitos que podem ser considerados. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 507–514, 2013.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, v. 4, p. 11–13, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA; Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

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

FACELLI, J. M. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. **Ecology**, Tempe, v.75, p. 1727-1735, 1994.

FELIPPI, M.; GROSSI, F.; NOGUEIRA, A.C.; KUNIYOSHI, Y.S. Fenologia e germinação de sementes de aguai, *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichl.) Engl. **Revista Floresta**, Curitiba, v.38, n.2, p.229-243, 2008.

FENNER, M. Seedlings. **The New Phytologist**, Cambridge, v. 106 (Supplement), p. 35–47, 1987.

FERRAZ, D.K. et al. Fenologia de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 305-317, 1999.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.R.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.29, n.2, p.187-200, 2014.

FLORENTINE, S.K.; WESTBROOKE, M.E. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia. **Land Degradation and Development**, West Sussex, v.15, n.1, p.1-13, 2004.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T., DAILY, G.C.; GIBBS, H.K; HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIJ, C.J., MONFREDA, C.; PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570–574, 2005.

FOWLER, N.L. What is a safe site?: neighbor, litter, germination date, and patch effects. **Ecology**, Tempe, v.69, n.4, p.947-961, 1988.

FRAGOSO, R.O.; TEMPONI, L.G.; PEREIRA, D.C.; GUIMARÃES, A.T.B. Recuperação de área degradada no domínio floresta estacional semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciências Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, 2016.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. SOS Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/tag/fundacao-sos-mata-atlantica/>. Acesso em: 20 abr. 2017.

GANDOLFI, S. **História Natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S. **Uma Teoria sobre o Processo de Restauração Ecológica de Florestas Tropicais e Subtropicais: Proposta e Aplicação**. Tese de Livre Docência, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, SP. 105p., 2017.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H.D.F. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n.2, p. 280-284, 2009.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, RR. Permeability - impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, p.433-438, 2007.

GARCIA, L.C.; HOBBS, R.J., RIBEIRO, D.B., TAMASHIRO, J.Y., SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 19, p. 655–666, 2016.

GARWOOD, N.C. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: SWAINE, M.D (Ed.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: Unesco, p. 59-129, 1996.

GENTRY, A.H. Tropical Forest Biodiversity: Distributional Patterns and Their Conservational Significance. **Oikos**, Copenhagen, 1992.

GERHARDT, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 82, p. 33-48, 1996

GERHARDT, K. Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. **Journal of Vegetation Science**, Grangärde, v. 4, p. 95-102, 1993.

GOURLET-FLEURY, S.; BLANC, L.; PICARD, N., SIST, P.; DICK, J.; NASI, R.; SWAINE, M.D.; FORNI, E. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. **Annals of Forest Science**, Les Ulis Cedex, v. 62, p. 785-796, 2005.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, M.S. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n.10, p. 1564-1579, 2011.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.18, p. 759-774, 2002.

GUZMÁN Q.; ANTONIO, J.; CORDERO S.; ROBERTO, A. Growth and photosynthetic performance of five tree seedlings species in response to natural light regimes from the Central Pacific of Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, San Jose, v. 61, n. 3, p. 1433–1444, 2013.

HALLE, S. Present State and Future Perspectives of Restoration Ecology - Introduction. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 2, p. 304–306, 2007.

HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977.

HATTORI, D.; KENZO, T.; IRINO, K.O.; KENDAWANG, J.J.; NINOMIYA, I.; SAKURAI, K. YAMAUCHI, N. Effects of soil compaction on the growth and mortality of planted dipterocarp seedlings in a logged-over tropical rainforest in Sarawak, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 310, p. 770–776, 2013a.

HATTORI, D.; KENZO, T.; YAMAUCHI, N.; IRINO, K.O.; KENDAWANG, J.J.; NINOMIYA, I.; SAKURAI, K. Effects of environmental factors on growth and mortality of *Parashorea macrophylla* (Dipterocarpaceae) planted on slopes and valleys in a degraded tropical secondary forest in Sarawak, Malaysia. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 59, p. 218-228, 2013b.

HOLL, K.D. Effects of above- and below-ground competition of shrubs and grass on *Calophyllum brasiliense* (Camb.) seedling growth in abandoned tropical pasture. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 109, p. 187-195, 1998.

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HOLL, K. D. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 109, p. 187–195, 2002.

HOSSAIN, M.; ROY, K.; DATTA, D. Spatial and Temporal Variability of Rainfall over the South-West Coast of Bangladesh. **Climate**, Basel, v. 2, p. 28-46. 2014.

HULTÉN, H. Root deformation of forest seedlings. In: Nordie SymposiumNORDIE SYMPOSIUM, Swedish, **Proceedings...** Stocolmo: Swedish University of Agricultural Science, 1982. p.11.

ISBELL, F.; CALCAGNO, V.; HECTOR, A.; CONNOLLY, J.; HARPOLE W.S.; REICH P.B.; SCHERER-LORENZEN, M.; SCHMID, B.; TIMAN, D.; VAN RUIJVEN, J.; WEIGELT, A., WILSEY, B.J., ZAVALETA, E.S., LOREAU, M. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature**, Washington, v. 477(7363), p. 199–202, 2011.

ISERNHAGEN, I. **Uso de sementeira direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas**. 2010. 85p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 150p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **The American Naturalist**, Chicago, v. 104, p. 201–528, 1970.

JENNINGS, S.B., BROWN, N.D., SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, Oxford, v. 72, p. 59-73, 1999.

JOHNSON, D.J.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; COMITA, L.S. Abiotic niche partitioning and negative density dependence drive tree seedling survival in a tropical forest. **Proceedings of the Royal Society B- Biological Sciences**, London, v. 284, n. 1869, 2017.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, Cambridge, v. 204, n. 3, 459-473, 2014.

JORDANO, P.; PULIDO, F.; ARROYO, J.; GARCÍA-CASTAÑO, J.L.; GARCÍAFAYOS, P. Procesos de limitación demográfica. In: VALLADARES, F. (Org.). **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid. 2004. Cap. 8, p.229-248.

JORDANO, P.; GODOY, J.A. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Org.). **Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation**. CAB International, Wallingford, UK. 2002. p.305-321.

JOSE, S.; GILLESPIE, A.R.; GEORGE, S.J.; KUMAR, B.M. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 87, p. 51-62, 1996.

KANOWSKI, J.; KOOYMAN, R.M.; CATTERALL, C. P. Dynamics and restoration of Australian Tropical and Subtropical Rainforests. In: HOBBS, R.; SUDING, K. (Org.) **New models for ecosystem dynamics and restoration**. Washington: Island Press, 2009. p. 206–220.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, p. 173-185, 1989.

KOBE, R.; VRIESENDORP, C.F. Size of sampling unit strongly influences detection of seedling limitation in a wet tropical forest. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 3, p. 220-228, 2009.

KORPELAINEN, H.; ADJERS, G.; KUUSIPALO, J.; NURYANTO, K.; OTSAMO, A. Profitability of rehabilitation of overlogged dipterocarp forest: a case study from South Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 79, p. 207–215, 1995

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, M.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L.A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHA, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal., 2005. 200p.

KUPTZ, D.; GRAMS, T.E.E.; GÜNTER, S. Light acclimation of four native tree species in felling gaps within a tropical mountain rainforest. **Trees - Structure and Function**, Berlim, v. 24, p. 117-127, 2010.

LAMB, D.; STANTURF, J.; MADSEN, P. What Is Forest Landscape Restoration? In: STANTURF, J.; LAMB, D.; MADSEN, P. (Org.). **Forest Landscape Restoration - Integrating Natural and Social Sciences**. Dordrecht: Springer, 2012. p. 3–24.

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

LAMB, D.; GILMOUR, D. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 578–579, 2005.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments - application of a model for the design of nature-reserves. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 57, p. 205-219, 1991.

LE BOURLEGAT, J.M.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 465-472, 2013.

LEISHMAN, M.R.; WRIGHT, I.J.; MOLES, A.T.; WESTOBY, M. The evolutionary ecology of seed size. In: FENNER, M. (Org.). **The ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford, CABI Publishing, 2000. p. 31-57.

LENTH, R.V. **lsmeans: Least-Squares Means**. R package version 2.22, 2016. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=lsmeans>.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The Community-Level Consequences of Seed Dispersal Patterns. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, New York, v. 34, p. 549–574, 2003.

LONG, J.M. Roots system form and its relationship to growth in young planted conifers. In: ROOT FORM OF PLANTED TREES SYMPOSIUM, 8., 1978, Victoria. **Proceedings...**Victoria: MCR, 1978. p. 222-234.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. v.1. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1992. 352p.

LOWE, A. J.; BOSHIER, D.; WARD, M.; BACLES, C.F.; NAVARRO, C. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, London, v. 95, p. 255-273, 2005.

LUSK, C. H.; KELLY, C. K. Interspecific variation in seed size and safe sites in a temperate rain forest. **New Phytologist**, Cambridge, v. 158, p. 535–541, 2003.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **Conservação e Manejo de Remanescentes Florestais degradados em paisagem agrícola de elevada fragmentação**. 130p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2017.

MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, Haia, v. 107–108, n. 1, p. 299–318, 1993.

MARTINI, A. M. F.; AMORIM, P. A.; PAIXÃO, M. J. L. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 11, p. 3111 - 3128, 2007.

MATTEI, V.M. **Comparação entre semeadura direta e plantio de mudas produzidas em tubetes, na implantação de povoamentos de *Pinus taeda* L.** 149p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1993.

MATTEI, V.L.; ROSENTHAL, M.D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 649-654, 2002.

MAYFIELD, M. M. Restoration of tropical forests requires more than just planting trees, a lot more...**Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 19, p. 553–554, 2016.

MELO, F.P.L. DE; AGUIAR NETO, A.V. DE; SIMABUKURO, E.A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A.G. & BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 237–250.

MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic forest restoration pact. **Environmental Science and Policy**, 2013.

METZ, M.R.; COMITA, L.S.; CHEN, Y.Y.; NORDEN, N.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; SUN, I.F.; NOOR, N.S.B.M.; WRIGHT, S.J. Temporal and spatial variability in seedling dynamics: a cross-site comparison in four lowland tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.24, n.1, p.9-18, 2008.

METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., DIXO, M., BERNACCI, L.C., RIBEIRO, M.C., TEIXEIRA, A.M.G., PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1166–1177, 2009.

MÍQUEL, S. Morphologie fonctionnelle de plantules d'espèces forestières du Garçon. **Bulletin du Muséum National d'Histoire Naturelle**, v. 1, p. 101–121, 1987.

MOLES, A.T.; LEISHMAN, M.R. The seedling as part of a plant's life history strategy. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (Org.). **Seedling Ecology and Evolution**, Cambridge. University Press, Cambridge, 2008. p. 217–238.

MOLES, A. T.; WESTOBY, M. Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, p. 372–383, 2004.

MOLOFSKY, J.; AUGSPURGER, C.K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. **Ecology**, Tempe. v.73, n.1, p.68-77, 1992.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração**. 2012. 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; GRANCE, L.; MAIOCCO, D.; NOZZI, D. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 237–246, 1997.

MONTGOMERY, R.A.; CHAZDON, R.L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, New York, v. 131, p. 165–174, 2002.

MOREIRA DA SILVA, A.P.; SCHWEIZER, D.; MARQUES, H.R.; TEIXEIRA, A.M.C.; DOS SANTOS, V.M.N.; SAMBUICHI, R.H.R.; BADARI C.G.; GAUDARE, U.; BRANCALION, P.H. Can current native tree seedling production and infrastructure meet an increasing forest restoration demand in Brazil? **Restoration Ecology**, Malden, v. 1, p. 1, 2016.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Hoboken, v. 32, n. 4 p. 786 – 792, 2000.

MORENO-MATEOS, D.; BARBIER, E.B.; JONES, P.C., JONES, H.P., ARONSON, J.; LÓPEZ-LÓPEZ, J.; McCrackin, L.M.; MELI, P.; MONTOYA, D.; BENAYAS, J.M.R. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. **Nature Communications**, Washington, v. 8, 14163, 2017.

MULLER-LANDAU, H. C. The tolerance-fecundity trade-off and the maintenance of diversity in seed size. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 107, p. 4242–4247, 2010.

MUNZBERGOVÁ, Z.; HERBEN, T. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 1, p. 1–8, 2005.

MUSCARELLA, R.; FLEMING, T.H. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. **Biological Review**, Cambridge, v. 82, n. 4, p. 573–590, 2000.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington, v. 403, p. 853 -858, 2000.

NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**, v. 12, p. 39-45. Fev. 1998.

NAVARRO-CERRILLO, R.M; GRIFFITH, D.M; RAMÍREZ-SORIA, M.J; PARIONA, W; GOLICHER, D.; PALACIOS, G. Enrichment of big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in logging gaps in Bolivia: The effects of planting method and silvicultural treatments on long-term seedling survival and growth. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, n. 12, p. 2271–2280, 2011.

NAVE, A. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP 2005.** 218p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L.N.; HILL, S.L.L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R.A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D.J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M.J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M.L.K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D.J.; ITESCU, Y.; KATTGE, J.; KEMP, V.; KIRKPATRICK, L., KLEYER, M.; CORREIA, D.L.P.; MARTIN, C.D.; MEIRI, S.; NOVOSOLOV, M.; PAN, Y., PHILLIPS, H.R.P.; PURVES, D.W., ROBINSON, A., SIMPSON, J.; TUCK, S.L.; WEIHER, E.; WHITE, H.J.; EWERS, R.M.; MACE, G.M.; SCHARLEMANN, J.P.W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, Washington, v. 520, p. 45–50, 2015.

NUNES, Y.R.F.; FAGUNDES, N.C.A.; VELOSO, M.D.M.; GONZAGA, A.P.D.; DOMINGUES, E.B.S.; ALMEIDA, H.S.; CASTRO, G.C.; SANTOS, R.M. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de Floresta Estacional Decidual, norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 801-810, 2015.

OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 126, p. 291-307, 2000.

OYAMA, K. Seed predation by a curculionid beetle on the dioecious palm *Chamaedorea tepejilote*. **Principes**, Miami, v. 35, p. 156-160, 1991.

PALMA, A. C.; LAURANCE, S. G. W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 18, p. 561-568, 2015.

PALMIOTTO, P. A. Initial response of *Shorea* wildlings transplanted in gap and understory microsites in a lowland rain forest. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala Lumpur, v. 5, p. 403-415, 1993.

PARDI, M.M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2014. 126 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

PAUL, C.; WEBER, M. Effects of planting food crops on survival and early growth of timber trees in eastern Panama. **New Forests**, Dordrecht, v. 47, p. 53-72, 2016.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; DE SOUZA, A. L. T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Revista Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, Brasília, v. 48, n. 2, p. 148-156, 2013.

PINA-RODRIGUES, F. C. M.; COSTA, L. G. S.; REIS, A. Estratégias de estabelecimento de espécies arbóreas e o manejo de florestas tropicais. **Silvicultura**, São Paulo, v. 12, n. 42, t. 3, p. 676-684, 1992. Edição dos Anais do Congresso Florestal Brasileiro, 6., 1990, Campos do Jordão.

PIOTTO, D.; VÍQUIZ, E.; MONTANINI, F.; KANNINEN, M., Pure and mixed forest plantations with native species of the dry tropics of Costa Rica: A comparison of growth and productivity. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 190, p. 359-372, 2004.

POLISEL, R.T; IVANAUSKAS, N.M., ASSIS, M.C. DE, SHEPHERD, G.J., YAMAMOTO, K. Structure of the understory community in four stretches of Araucaria forest in the state of São Paulo, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 28, n. 1, p. 86-101, 2014.

PORTELA, R.C.Q. **Estabelecimento de plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos florestais de diferentes tamanhos**. Campinas, 2002, 90p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, 2002.

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

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R., BRANCALION, P.H.S., ISERNHAGEN, I. (Org.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Piracicaba: ESALQ, 2009. 255p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI S.; NAVE. A.G.; FARAH, F.T.; NOVAES, E.; PIROMAL, R.A.S.; ARAKI, D.F, BUFO, L.V.B. **Programa de adequação ambiental das propriedades rurais da Cia. Açucareira Vale do Rosário Fase II**. Piracicaba: LERF/ESALQ/USP, 2002. 110p. (Relatório técnico ambiental).

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração da diversidade vegetal em propriedades agrícolas. In: BARBOSA, L.M.; DOS SANTOS JUNIOR, N.A. (Org.) . **A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Instituto de Botânica/Sociedade de Botânica do Brasil, 2007. p. 553–557.

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

ROLIM, G.S.; SENTELHAS, P.C.; BARBIERI, V. Planilhas no ambiente EXCEL para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Sete Lagoas, v. 6, p. 133–137, 1998.

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

SANTOS, M.B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 2011. 115 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SANTOS, S.; VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 89–92, 2002.

SANTOS, W.L.DOS. **Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em plantio de enriquecimento de mata ciliar em restauração**. 2014. 112 p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu, 2014.

SCALOPPI, J. C. **Influência do solo e do tamanho de semente no crescimento de nove espécies arbóreas tropicais em área ripária degradada**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e de Saúde, São Carlos, 2017.

SCHULZE, E.D.; MOONEY, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. Springer Verlag, New York, 1993. 525p.

SCHUPP, E.W. Seed–seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. **American Journal of Botany**, v. 82, p. 399–409, 1995.

SCHWEIZER, D.; GILBERT, G. S.; HOLL, K. D. Phylogenetic ecology applied to enrichment planting of tropical native tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 297, p. 57-66, 2013.

SELTZER, C. E.; KREMER, C.T.; NDANGALASI, H.J.; CORDEIRO, N.J. Seed harvesting of a threatened African tree dispersed by rodents: Is enrichment planting a solution? **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 645-653, 2015.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 128p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Quantificação da Vegetação Nacional Remanescente para Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo - LEGENDA IBGE - RADAM, 2009. Disponível em <http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/tabelas/tabelas.html>. Acesso em: 01/09/2018.

SIMPSON, R.L.; LECK, M.A.; PARKER, V.T. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: M.A. Leck, V.T. Parker and R.L. (Org.). **Ecology of Soil Seed Banks**. Simpson Editors. Academic Press Inc, San Diego, 1989. p. 3-8.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. INTERNACIONAL - SER. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política, 2004. Disponível em: < <https://www.ser.org/resource/resmgr/custompages/.../SER.../ser-primer-portuguese.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2018.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agronomia "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SOUZA-JUNIOR, C.N.; BRANCALION, P.H.S. **Sementes e mudas: guia para propagação de árvores brasileiras**. São Paulo: Oficina de textos, 2016. 463p.

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

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoracion of seasonal semideciduous forests in Brazil influence of age restoration design on forest struture. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p. 185-200, 2004.

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

SPAROVEK, G.; BERNDES, G.; BARRETTO, A.G.D.O. P.; KLUG, I.L.F. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65-72, 2012.

STEFFERN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S.; FETZER, I.; BENNETT, E.; BIGGS, R.; CARPENTER, S.; VRIES, W., WIT, C.; Folke, C., GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G.; PERSSON, L., RAMANATHAN, V.; REYERS, B., SÖRLIN, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**, Washington, v. 347, p. 1–12, 2015.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

STUBLE, K.L.; FICK, S.E.; YOUNG, T.P. Every restoration is unique: testing year effects and site effects as drivers of initial restoration trajectories. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1051-1057, 2017.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Haio, v. 75, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 1, p. 132-138, 2005.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2006.

TEKLE, K.; BEKELE, T. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degrade hillslopes in Southern Wello, Ethiopia. **Biotropica**, Washington, v.32, n.1, p.23-32, 2000.

THOMAS, E. et al. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 333, p. 66–75, 2014.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance**. Publications in Climatology, New Jersey, Drexel Inst. of Technology, 1955. 104p.

TOUMEY, J.W.; KORSTIAN, C.F. **Seeding and planting in the practice of forestry**. New York: John Wiley, 1967, cap.6, p.205-218.

TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R.D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 7, n. 2, p. 27-38, 2010.

TUNJAI, P.; ELLIOTT, S. Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. **New Forests**, Dordrecht, v. 43 , n. 3, p. 319–333, 2012.

TURNBULL, L.A.; CRAWLEY, M.J.; REES, M. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. **Oikos**, Copenhagen, v. 88, p. 45-54, 2000.

TURTON, S.M.; FREIBURGER, H.J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Org.). **Tropical forest remnants**. Chicago: The University of Chicago, p. 45-54, 1997.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, p. 663-681, 1988.

UNITED NATIONS, 2014. **FORESTS: Action Statements and Action Plans**. Disponível em: <http://www.un.org/climatechange/summit/wpcontent/uploads/sites/2/2014/07/New-York-Declaration-on-Forest-%E2%80%93Action-Statement-and-Action-Plan.pdf>. Acesso em: 10 de julho de 2018.

URIARTE, M.; BRUNA, E.M.; RUBIM, P.; ANCIÃES, M.; JONCKHEERE, I. Effects of forest fragmentation on the seedling recruitment of a tropical herb: assessing seed vs. safe-site limitation. **Ecology**, Tempe, v.91, n.5, p.1317-1328, 2010.

VALDÉS-RODRÍGUEZ, O. A.; GARCÍA-DE LA CRUZ, Y.; FREY, B. R. Survival and growth of three endangered oak species in a Mexican montane cloud forest. **Annals of Forest Research**, v. 60, p. 89–100, 2017.

VAZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, p. 69-87, 1993.

VERGARA, W.; FENHAN, J.V.; SCHLETZ, M.C. **“Zero Carbon Latin America: A Pathway for Net Decarbonisation of the Regional Economy by Mid-Century”**. Vision Paper, UNEP DTU Partnership. Copenhagen: United Nations Environment Program-Danish Technical University Partnership, 2015. 91p.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p.151-167.

VIANI, R.A.G.; MELLO, F.N.A.; CHI, I.E.; BRANCALION, P.H.S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GPL news**, v., n. 12, p. 5–9, 2015.

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

VICENTIN, A. **Monitoramento de mudas em plantio para restauração ecológica em área de Floresta Ombrófila Densa**. 2015. 82 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas.** 2008. 172 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

VON ALLMEN, C.; MORELLATO, L. P. C.; PIZO, M. A. Seed predation under high seed density condition: The palm *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 20, p. 471–474, 2004.

WANG, J., REN, H., YANG, L., DANYAN, L. Factors influencing establishment by direct seeding of indigenous tree species in typical plantations and shrubland in South China. **New Forests**, Dordrecht, v. 42, p. 19–33, 2011.

WEAVER, P. L. Enrichment planting in tropical America. In: FIGUEROA COLON, J.C.; WADSWORTH, F.H.; BRANHAM, S. (Ed.). **Management of the Forests of Tropical America: Prospects and Technologies.** Rio Piedras: . Inst. Trop. For., USDA Forest Service and Univ. Puerto Rico, 1987. p. 258–278.

WESTOBY, M.; LEISHMAN, M.R.; LORD, J.R. Comparative ecology of seed size and dispersal. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 351, p. 1309-1318, 1996.

WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; MOLES, A.T.; VESK, P.A.; WRIGHT, I.J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 33, p. 125–159, 2008.

WHITE, E., TUCKER, N., MEYERS, N.; WILSON, J. Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 192, p. 409–426, 2004.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 536-538, 1989.

WHITMORE, T.C. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. In: GOMESPOMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Org.). **Rain forest regeneration and management.** Paris: UNESCO and The Part Eeon Publishing Group, 1990. p. 67–89.

WHITMORE, T.G.; BROWN, N.D. Dipterocarp seedling growth in rain forest canopy gaps during six and a half years. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 351, p. 1195–1203, 1996.

WILHELM, W.W.; RUWE, K.; SCHLEMMER, M.R. Comparison fo tree leaf area index meter ins corn canopy. **Crop Science**, v. 40, p. 1179-1183, 2000.

WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K.M.; JACKSON, L.; BERNHARDT, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S.; BUNKER, D.E.; HECTOR, A.; LOREAU, M.; PERRIGS, C. (Org.) **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing**. Oxford: University Press, 2009. p. 167-177.

WUNDERLE JR, J.M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 223-235, 1997.

YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 25, p. 957-973, 2016.

ZADWORNY, M.; JAGODZINSKI, A.M.; ŁAKOMY, P.; UFNALSKI, K.; OLEKSYN, J. et al. The silent shareholder in deterioration of oak growth: Common planting practices affect the long-term response of oaks to periodic drought. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 318, p. 133-141, 2014.

ZHU, Y.; QUEENBOROUGH; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; MA, K.P.; COMITA, L.S. Density-dependent survival varies with species life-history strategy in a tropical forest. **Ecology Letters**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 506-515, 2018.

ZUUR, A.F., LENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. Springer: New York, 2009. 574 p.