

CARLOS DELANO CARDOSO DE OLIVEIRA

**FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL EM RESTAURAÇÃO:
COMPARAÇÃO COM ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA E MANEJO
ADAPTATIVO**

Botucatu

2020

CARLOS DELANO CARDOSO DE OLIVEIRA

**FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL EM RESTAURAÇÃO:
COMPARAÇÃO COM ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA E MANEJO
ADAPTATIVO**

Tese apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp Campus
de Botucatu, para obtenção do título de
Doutor em Ciência Florestal.

Orientadora: Dra. Giselda Durigan

Botucatu

2020

O48f

Oliveira, Carlos Delano Cardoso de

Floresta Estacional Semidecidual em restauração :
comparação com ecossistemas de referência e manejo
adaptativo / Carlos Delano Cardoso de Oliveira. -- Botucatu,
2020

119 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu

Orientadora: Giselda Durigan

1. Restauração florestal. 2. Florestas tropicais. 3.
Competição. 4. Desbaste. 5. Dinâmica de vegetação. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL EM RESTAURAÇÃO: COMPARAÇÃO
COM ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA E MANEJO ADAPTATIVO

AUTOR: CARLOS DELANO CARDOSO DE OLIVEIRA

ORIENTADORA: GISELDA DURIGAN

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIA FLORESTAL,
pela Comissão Examinadora:

Prof.^a Dr.^a GISELDA DURIGAN (Participação Virtual)
Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal - Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal do Estado de São Paulo

Prof.^a Dr.^a VERA LEX ENGEL (Participação Virtual)
Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu - UNESP

Prof.^a Dr.^a NATALIA GUERIN (Participação Virtual)
Pós-Doutoranda - Ciência Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu

Prof. Dr. EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA (Participação Virtual)
Ciências Florestais / Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz

Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN (Participação Virtual)
Biologia Animal e Vegetal / Universidade Estadual de Londrina

Botucatu, 02 de dezembro de 2020

A Deus por seu infinito amor.
Aos meus pais, Tadeu e Maria José, e à minha irmã Izabela, por seu amor e apoio.
À minha esposa Bruna, por seu amor e por tornar minha vida tão especial.
Ao meu sobrinho e afilhado Túlio, pequenino e já amante da natureza.
Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e amor, por estar sempre comigo e iluminar meus caminhos.

Aos meus pais, Carlos Tadeu e Maria José, por seu puro amor, carinho, confiança, dedicação e apoio.

À minha irmã Izabela, por ser um grande exemplo em minha vida, por seu amor, seus conselhos e apoio incondicional.

À minha esposa Bruna, por seu amor, ternura, carinho, confiança, companheirismo, paciência, amizade e por me fazer me sentir especial, realizado e extremamente feliz.

Ao meu sobrinho e afilhado Túlio, por trazer mais alegria a amor para minha vida.

À minha orientadora Dra. Giselda Durigan, profissional exemplar e extremamente competente, por seus ensinamentos, disponibilidade, apoio, dedicação, paciência, solicitude, confiança e por contribuir significativamente para o meu desenvolvimento acadêmico/científico. Muito obrigado!

Ao meu supervisor na Universidade da Flórida, Dr. Jack Putz, também profissional exemplar e muito competente, por seus ensinamentos, disponibilidade, receptividade e simpatia.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela manutenção dos programas de pós-graduação e pela concessão das bolsas de estudos no Brasil e exterior (CAPES-Print).

Aos doutores Diego Podadera, Edson Vidal, José Marcelo Torezan, José Raimundo Passos, Maria Teresa Toniato, Natalia Guerin, Vera Lex e Zezé Zakia, pela disponibilidade em participar da banca e por contribuírem para melhoria da qualidade desse trabalho.

Aos companheiros do Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal da Floresta Estadual de Assis (Instituto Florestal), pelos auxílios, discussões, colaborações, trabalhos de campo e tantas outras experiências compartilhadas que tornaram o ciclo do doutorado muito especial.

À Dra. Vera Lex, por seus conselhos, disponibilidade, apoio e confiança.

À Dra. Claudia Romero e colegas de laboratório no Departamento de Biologia da Universidade da Flórida, por sua receptividade, simpatia e por enriquecerem tanto a experiência que tive nos EUA.

Aos meus amigos, pelo companheirismo, apoio, paciência e conselhos, e aos colegas que fiz em Botucatu e Gainesville, por compartilharem momentos e experiências.

Ao Lucas, Marcelinho e Jackson, irmãos da família Oxi é Nós, e à querida mascotinha Pitú, por fazerem da vida em república uma das experiências mais enriquecedoras que já vivi.

À Giselda Durigan, Thaís Mazzafera Haddad, João Barbosa da Silva, Valter Pereira da Silva, Ana Maria Dias Lopes, Celso Anibal Yaguana Puglla e Sebastião da Silva Leite Neto, pelo precioso auxílio nos trabalhos de campo.

Ao Dr. Marcio Suganuma, por fornecer os dados utilizados no capítulo 1 e por sua disponibilidade em ajudar.

Ao companheiro de Engenharia Florestal (UFLA), Sidney Velloso, pela produção dos mapas e por sua disponibilidade em ajudar.

Aos meus parentes, por torcerem por mim, por compartilharem momentos e por sempre estarem dispostos a ajudar.

Às pessoas que fizeram parte da minha vida e já partiram, pelos ensinamentos e momentos compartilhados.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Faculdade de Ciências Agrônômicas, pela oportunidade de cursar o doutorado e viver essa experiência fantástica.

À Universidade da Flórida, pela eficiência e disponibilização de estrutura impecável para realização do meu estágio de doutorado no exterior.

Aos docentes, funcionários, servidores e demais pessoas que, de alguma forma, contribuíram para que esta etapa fosse concluída.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradeço

RESUMO

A restauração ecológica tem como objetivos restabelecer a estrutura e a composição do ecossistema que foi degradado e assegurar a sustentabilidade ecológica do ecossistema em reconstrução. Para isso, é necessário restabelecer características do ecossistema essenciais para a sucessão ecológica, como a distribuição de indivíduos de espécies arbóreas em classes de tamanho. Em sítios onde há alta densidade de indivíduos arbóreos e excesso de biomassa, o desbaste tem sido utilizado como ferramenta de manejo adaptativo. Nesse contexto, esta pesquisa, conduzida em região de Floresta Estacional Semidecidual – a formação vegetal mais severamente devastada da Floresta Atlântica, teve como objetivos: (i) verificar se a distribuição de indivíduos em classes de tamanho em florestas restauradas assemelha-se àquela observada em ecossistemas de referência e (ii) verificar se o desbaste estimula a regeneração natural sob as árvores plantadas. Buscando atingir o primeiro objetivo, comparamos a densidade de indivíduos, categorizados em cinco classes de diâmetro e altura, entre plantios antigos de restauração florestal ($n=11$), com idade superior a 16 anos, e ecossistemas de referência ($n=9$) na mesma região. Os resultados mostraram que florestas restauradas diferem estruturalmente das florestas de referência, apresentando maior densidade de árvores com DAP superior a 20 cm e falta de indivíduos nas classes $1 \leq \text{DAP} < 5$ cm e $5 \leq \text{DAP} < 10$ cm, caracterizando competição assimétrica. Isso indica a necessidade de manejo adaptativo para redução da competição. Para avaliar os efeitos do desbaste, foi instalado, em 2012, um experimento em mata ciliar plantada em 1990, cuja área basal (AB) encontrava-se acima da média das florestas de referência da mesma região. O experimento compreendeu três tratamentos (com cinco repetições): 1) alta área basal (AB) residual (controle, sem desbaste); 2) média AB residual; e 3) baixa AB residual. Avaliamos as perdas pelo desbaste e comparamos os efeitos dos tratamentos na dinâmica estrutural, diversidade e composição de espécies nas classes de tamanho $\text{DAP} < 1$ cm (plântulas) e $1 \leq \text{DAP} < 5$ cm (juvenis). Para essas análises, amostramos a comunidade antes e imediatamente após o desbaste, e depois de um, dois, cinco e oito anos. Comparamos ainda o incremento anual absoluto e relativo em AB entre os tratamentos. A porcentagem de indivíduos em regeneração natural mortos pelo desbaste foi menor que a mortalidade natural nas parcelas controle ao longo de um ano. O tratamento baixa AB residual gerou respostas mais expressivas quando comparado aos demais tratamentos, aumentando a densidade de plântulas, o número de recrutas em todas as classes de tamanho e o número de indivíduos que ingressaram nas classes subsequentes. Em geral, os efeitos do desbaste foram mais evidentes nos dois primeiros anos e diminuíram ao longo do tempo, o que indica a necessidade de manejo periódico e/ou mais intenso. A riqueza e a composição de espécies em regeneração natural não diferiram entre os tratamentos, assim como os incrementos em AB para a comunidade como um todo, independentemente da área basal remanescente. O desbaste ocasionou perdas irrisórias por danos mecânicos, sem prejuízos à dinâmica, diversidade e composição de espécies do sub-bosque.

Palavras-chave: Classes de tamanho. Competição assimétrica. Densidade. Desbaste. Estrutura florestal. Regeneração natural. Restauração florestal.

ABSTRACT

Ecological restoration aims at reestablishing structure and composition of a degraded ecosystem and ensuring the ecological sustainability of the ecosystem under reconstruction. For this, it is necessary to reestablish ecosystem characteristics essential for ecological succession, such as the distribution of individuals in tree size classes. In sites where there is high density of tree and excess biomass, thinning has been used as an adaptive management tool. In this context, this research, conducted in the region of Seasonal Semideciduous Forest - the most severely devastated vegetal formation of the Atlantic Forest, aimed to: (i) verify whether the distribution of individuals in tree size classes in restored forests resembles that observed in reference ecosystems and (ii) verify whether thinning stimulates natural regeneration under planted trees. In order to achieve the first goal, we compared density of individuals, categorized into five diameter and height classes, between old forest restoration plantations ($n = 11$), aged over 16 years, and reference ecosystems ($n = 9$) in the same region. The results showed that the restored forests differ structurally from the reference forests, presenting higher density of trees with a DBH larger than 20 cm and a lack of individuals in classes $1 \leq \text{DBH} < 5$ cm and $5 \leq \text{DBH} < 10$ cm, featuring asymmetric competition. It indicates the need for adaptive management to reduce competition. In order to assess the effects of thinning, an experiment was carried out in 2012 in a riparian forest planted in 1990, whose basal area (BA) was above the average of reference forests in the same region. The experiment comprised three treatments (with five replicates): 1) high residual BA (control, without thinning); 2) medium residual BA; and 3) low residual BA. We evaluated losses due to thinning and compared the effects of treatments on structural dynamics, diversity and composition in the size classes $\text{DBH} < 1$ cm (seedlings) and $1 \leq \text{DBH} < 5$ cm (saplings). For these analyses, we sampled the community before and immediately after thinning, and after one, two, five and eight years. We also compared absolute and relative annual increase in BA between treatments. The percentage of individuals in natural regeneration killed by thinning was lower than the natural mortality in control plots over a year. The more intense thinning generated more expressive responses when compared to the other treatments, increasing the density of seedlings, the number of recruits in all size classes and the number of individuals who entered the subsequent classes. In general, effects of thinning were more evident in the first two years and decreased over time, what indicates the need for periodic and/or more intense management. Species richness and composition in natural regeneration did not differ between treatments, as did increments in BA for the community as a whole, independently of residual basal area. Thinning caused negligible losses due to mechanical damage, without harm to the dynamics, diversity, and composition of species of the understory.

Keywords: Size classes. Asymmetric competition. Density. Thinning. Forest structure. Natural regeneration. Forest restoration.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	15
REVISÃO DE LITERATURA	19
Ecologia da restauração: a ciência dando suporte à prática.....	19
Princípios da restauração ecológica	20
Plantio de mudas como técnica de restauração florestal	22
Ecosistemas e modelos de referência	23
O sucesso na restauração ecológica	25
Indicadores para o monitoramento da restauração ecológica.....	26
Interações interespecíficas em comunidades vegetais	29
Manejo adaptativo.....	30
Desbaste como prática de manejo.....	31
CAPÍTULO 1 - ÁRVORES DO DOSSEL EM EXCESSO: UMA AMEAÇA À SUSTENTABILIDADE DE FLORESTAS TROPICAIS RESTAURADAS	33
1.1 INTRODUÇÃO	35
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
1.2.1 Região do estudo	38
1.2.2 Amostragem.....	40
1.2.3 Análise dos dados.....	41
1.3 RESULTADOS.....	42
1.4 DISCUSSÃO	46
1.4.1 A distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho difere entre as florestas naturais primárias, secundárias e degradadas?	47
1.4.2 As florestas restauradas se encaixam na ampla gama estrutural de florestas nativas da região?.....	48
1.4.3 Perspectivas para pesquisa e implicações para o manejo.....	51
REFERÊNCIAS	54
CAPÍTULO 2 - O DESBASTE ESTIMULA A REGENERAÇÃO NATURAL ARBÓREA SOB FLORESTA TROPICAL RESTAURADA.....	61
2.1 INTRODUÇÃO	63
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	65
2.2.1 Área de estudo.....	65
2.2.2 Desenho experimental e amostragem	67

2.2.3 Análise dos dados	71
2.3 RESULTADOS	73
2.4. DISCUSSÃO	81
REFERÊNCIAS	87
CONSIDERAÇÕES FINAIS	95
REFERÊNCIAS.....	97
APÊNDICE A – Descrição das áreas amostradas no Capítulo 1	108
APÊNDICE B – Detalhes dos modelos estatísticos ajustados no Capítulo 1 .	111
APÊNDICE C – Caracterização da cobertura do dossel na área amostrada no Capítulo 2	113
APÊNDICE D – Espécies presentes área amostrada no Capítulo 2	114
APÊNDICE E – Detalhes dos contrastes realizados na análise de dinâmica do Capítulo 2	116

INTRODUÇÃO GERAL

A mobilização para restauração de ecossistemas tem crescido rapidamente em todo o mundo (CHAZDON et al., 2017) e ambiciosas iniciativas para restauração ecológica têm sido firmadas em diferentes escalas (STRASSBURG et al., 2020). O Bonn Challenge, uma iniciativa global, estabeleceu como meta a restauração de 150 milhões de hectares até 2020 e 350 milhões até 2030 (BONN CHALLENGE, 2019). Para alcance dessa meta, iniciativas regionais também têm surgido. Na África, a AFR100 objetiva a restauração de 100 milhões de hectares até 2030 (AFR100, 2019). Na América Latina e Caribe, a iniciativa 20x20 almejava a restauração de 20 milhões de hectares até 2020 (INITIATIVE 20x20, 2019). Recentemente, a Organização das Nações Unidas (ONU) definiu a década 2021-2030 como a Década da Restauração de Ecossistemas, com o intuito de estimular e dar escala à restauração de ecossistemas degradados no mundo todo (UNITED NATIONS, 2019). Esse aumento na demanda pela restauração de ecossistemas é consequência da elevada degradação ambiental (SUDING, 2011), sobretudo para reverter a perda de biodiversidade (REY-BENAYAS et al., 2009), aumentar o sequestro de carbono (CHAZDON et al., 2016) e mitigar as mudanças climáticas (GRISCOM et al., 2017), contribuindo para ao alcance de alguns dos objetivos do desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 2020).

No Brasil, a restauração ecológica também tem ganhado destaque. A Política de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg) tem como um dos seus objetivos estimular a recuperação de pelo menos 12 milhões de hectares até 2030 (BRASIL, 2017). Com o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (BRASIL, 2014) como seu principal instrumento, a Proveg visa o cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa – Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e prevê a recuperação de todos os tipos de vegetação nativa em Áreas de Preservação Permanente (APP), Reserva Legal (RL) e Áreas de Uso Restrito.

Devido à sua intensa degradação, que teve início na colonização do Brasil em 1500 (DEAN, 1996) e culminou na sua reduzida cobertura remanescente (REZENDE et al., 2018), a Mata Atlântica tem sido um dos principais alvos da restauração ecológica no Brasil (PINTO et al., 2014; RODRIGUES et al., 2009). A restauração ecológica da Mata Atlântica teve início com o reflorestamento dos morros da Tijuca na segunda metade do século XIX, devido a uma crise no abastecimento de água na

cidade do Rio de Janeiro (DRUMMOND, 1988). Com o passar do tempo, outras iniciativas surgiram (KAGEYAMA, 1992; NOGUEIRA, 2010; PULITANO; DURIGAN; DIAS, 2004) e a restauração da Mata Atlântica passou por diversas fases (RODRIGUES et al., 2009). Em 2009, foi lançado o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, uma iniciativa para viabilizar a restauração de 15 milhões de hectares de áreas desmatadas e degradadas nesse bioma até 2050 (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2019). Em estudo que avaliou a restauração da Floresta Atlântica, Crouzeilles et al. (2019) estimaram de 673.510–740.555 ha de florestas em restauração nesse bioma entre 2011 e 2015.

Apesar dos avanços na prática e nas pesquisas em restauração de ecossistemas no Brasil (DE OLIVEIRA; ENGEL, 2017) e no mundo (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013), muitos aspectos ecológicos precisam ser melhor compreendidos e as técnicas aprimoradas para que os objetivos da restauração possam ser alcançados. Entre os aspectos pouco estudados e ainda não compreendidos está a distribuição de indivíduos em classes de tamanho em florestas em restauração. A distribuição de indivíduos de espécies arbóreas em classes de tamanho com base no diâmetro do tronco tem sido estudada em florestas tropicais nativas (ALVES et al., 2010; SELLAN et al., 2017), mas pouco se sabe sobre a distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho em florestas em restauração ou restauradas. A distribuição de indivíduos em classes de tamanho fornece informações importantes para avaliação da estrutura florestal (CARVALHO; NASCIMENTO, 2009). Além disso, esta análise revela detalhes sobre processos demográficos importantes, como o crescimento, recrutamento e mortalidade (COOMES; ALLEN, 2007). Portanto, diferenças nas distribuições de tamanho entre ecossistemas de referência e florestas restauradas podem indicar diferentes trajetórias de desenvolvimento da estrutura, fornecendo uma medida indireta para prever a estabilidade das florestas ao longo do tempo.

O plantio de mudas de espécies arbóreas tem sido a técnica mais utilizada na restauração ecológica de florestas (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Essa técnica proporciona a rápida formação de fisionomia florestal, o que minimiza a ocorrência de espécies invasoras (MANTOANI; TOREZAN, 2016), além de catalisar a sucessão ecológica (HOLL; AIDE, 2011). Para que ocorra a rápida cobertura do solo, o plantio de mudas é usualmente realizado em alta densidade (HOLL, 2012). Apesar dos benefícios, a elevada densidade de plantio pode acentuar a competição por recursos no futuro e, potencialmente, causar alterações na distribuição dos indivíduos em

classes de tamanho. Técnicas de manejo adaptativo podem ser utilizadas para minimizar a competição, readequar a estrutura florestal e induzir a retomada da trajetória sucessional de florestas em restauração (PRACH et al., 2019).

O desbaste tem sido aplicado para o manejo de povoamentos florestais e tem mostrado resultados positivos, como aceleração do crescimento (DWYER; FENSHAM; BUCKLEY, 2010; SWINFIELD et al., 2016), aumento na abundância de indivíduos (OLSON et al., 2014) e da cobertura do sub-bosque (JONES et al., 2015). A remoção parcial das árvores plantadas por meio de desbaste pode reduzir a competição e assim desencadear a regeneração de espécies lenhosas e auxiliar o processo de sucessão em florestas tropicais (PODADERA et al., 2015). Portanto, a utilização do desbaste como técnica de manejo adaptativo pode contribuir para o desenvolvimento de comunidades vegetais em restauração.

A comunidade de plantas em regeneração natural é considerada um bom indicador de sucesso da restauração, uma vez que a ocorrência de muitos indivíduos naturalmente regenerantes mostra que a vegetação possui uma intensa dinâmica (SANSEVERO et al., 2011). Além disso, a regeneração natural é sensível ao desbaste (PUETMANN et al., 2016), já que a competição por luz e outros recursos está relacionada ao estabelecimento, crescimento e sobrevivência de indivíduos regenerantes (BERTACCHI et al., 2016; DUPUY; CHAZDON, 2008). Assim, o conhecimento dos fatores atuantes sobre a dinâmica dos ecossistemas, sua interação com a regeneração natural e a utilização de ferramentas que auxiliem na regeneração dos ecossistemas em restauração são fundamentais para o alcance do sucesso dessas práticas.

Embora um ecossistema deva ser considerado “restaurado” apenas quando todos os seus atributos fundamentais forem similares àqueles de um modelo de referência (GANN et al., 2019), neste estudo nós nos referimos às florestas estudadas, ainda em processo de restauração, como “florestas restauradas” para simplificação e melhor fluidez do texto. Nesse contexto, o presente estudo foi realizado com os seguintes objetivos: (i) verificar se a distribuição de indivíduos entre classes de tamanho em florestas restauradas se assemelha à observada em florestas naturais de referência e (ii) verificar se o desbaste das árvores plantadas pode estimular a regeneração natural sob plantio de restauração florestal. Estudos anteriores recentes apontam que o excesso de biomassa no dossel desses plantios pode prejudicar o recrutamento de árvores jovens pela competição (SUGANUMA; DURIGAN, 2015) e buscou-se, na

primeira etapa desse estudo, quantificar esse impacto e compreender os fatores envolvidos. Na segunda etapa, foi conduzido um experimento de manejo adaptativo baseado nos resultados observados na primeira etapa, visando identificar a intensidade de desbaste que proporcionaria os melhores resultados em termos de reestruturação do sub-bosque em um plantio de restauração. Além de contribuir para o avanço da ecologia de florestas tropicais e ecologia da restauração, este estudo tem potencial de contribuir para o manejo de florestas restauradas com fins de sua exploração sustentável (BRANCALION; VIDAL; KLAUBERG, 2012). A exploração sustentável de ecossistemas restaurados já é prevista na legislação ambiental vigente no Brasil relativa às Reservas Legais, mas esta pesquisa pode desmistificar o senso comum de que Áreas de Preservação Permanente (APP) não podem ser manejadas.

REVISÃO DE LITERATURA

Ecologia da restauração: a ciência dando suporte à prática

Teorias têm papel fundamental na restauração ecológica, uma vez que auxiliam no entendimento de eventos passados, presentes e na previsão de resultados futuros, além de fornecerem bases para o design, implementação e avaliação das ações de restauração (PALMER; ZEDLER; FALK, 2016). A restauração ecológica é considerada como o teste decisivo para a ecologia (BRADSHAW, 1987). Para que os profissionais atuem de forma eficaz na restauração de ecossistemas e para que suas ações sejam replicáveis, a existência de uma base conceitual ampla e atualizada é fundamental (HOBBS; HARRIS, 2001). Segundo Palmer, Zedler e Falk (2016) a proximidade entre a prática da restauração ecológica e bases teóricas robustas é essencial por três motivos: (i) aumento na necessidade e relevância da restauração ecológica requer suporte de conhecimento e inovação; (ii) a restauração permite o restabelecimento de serviços ambientais prestados pelos ecossistemas; e (iii) o fortalecimento da integração entre as teorias ecológicas e a restauração contribui para o desenvolvimento da ecologia. Assim, a ecologia pode ser considerada como a base metodológica para restauração de ecossistemas (PICKET; PARKER, 1996) e o uso de conhecimentos em ecologia para guiar as ações de manejo é necessário para que a restauração ecológica seja bem sucedida (HALLE; FATTORINI, 2004).

A ecologia da restauração é o ramo da ciência no qual as ações de restauração ecológica se baseiam (GANN et al., 2019). Trata-se de uma linha mais recente da ecologia, que é caracterizada pelo contexto em que está inserida: ecossistemas que sofreram alteração em sua composição, estrutura ou funcionamento (PALMER; ZEDLER; FALK, 2016). Esta nova ciência é definida por Halle e Fattorini (2004) como “o estudo teórico e empírico dos princípios e teorias sobre o desenvolvimento de ecossistemas degradados, ou seja, a base científica da restauração ecológica”. A ecologia da restauração pode auxiliar na elucidação de aspectos ecológicos mal esclarecidos, bem como indicar novos aspectos a serem abordados (YOUNG et al. 2005). Portanto, trata-se de uma ciência aplicada que está fortemente relacionada à vida e interesses da sociedade (CHOI, 2007).

Ecologia da restauração e restauração ecológica são conceitos distintos, mas que estão fortemente relacionados. O conhecimento envolvido na ecologia da restauração

serve como base para as práticas de restauração ecológica (PERRING et al., 2015). Por outro lado, as ações de restauração ecológica oferecem oportunidades para o teste de teorias e hipóteses (BELL; FONSECA; MOTTEN, 1997; PALMER, AMBROSE; POFF, 1997). Como exemplos desses conceitos, podem ser citadas as teorias de sucessão ecológica, um dos principais temas abordados na ecologia da restauração, e a condução da regeneração natural, uma técnica de restauração ecológica baseada na capacidade de autorrecuperação de um ecossistema.

Princípios da restauração ecológica

A restauração ecológica é definida como “a atividade intencional de auxílio ao restabelecimento da saúde, integridade e sustentabilidade de um ecossistema que foi danificado, degradado ou destruído” (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION - SER, 2004). Esse conceito foi mantido quando da proposição do documento “The International Principles and Standards for the Practice of Ecological Restoration” (GANN et al., 2019), embora este novo documento apresente extenso detalhamento das expectativas sobre os resultados das ações de restauração. A restauração pode ser entendida, também, como a condução do ecossistema a uma trajetória desejada (HOBBS; NORTON, 1996). Ações de restauração são necessárias quando o ecossistema é incapaz de suportar distúrbios e retornar, espontaneamente, à sua trajetória sucessional. Neste caso, o efeito do fator de degradação ultrapassa o limiar da resposta ecológica do ecossistema (DU TOIT; WALKER; CAMPBELL, 2004), levando-o a um estado estável degradado, que é diferente do seu estado original (FOLKE et al., 2004). Em resumo, a restauração ecológica busca levar o ecossistema degradado a uma condição funcional, produtiva, que promova proteção e conservação de recursos, que seja visualmente agradável e sustentável ao longo do tempo (HOBBS; NORTON, 1996).

De acordo com Suding (2015), a restauração ecológica se baseia em quatro princípios: (i) aumentar a integridade ecológica, (ii) promover a sustentabilidade em longo prazo, (iii) basear-se em informações passadas e futuras e (iv) promover benefícios e envolvimento social. Para o aumento da integridade ecológica, é fundamental o restabelecimento de características essenciais ao funcionamento dos ecossistemas, como estrutura, composição de espécies e representatividade de grupos funcionais (SER, 2004). Quanto à sustentabilidade, um ecossistema é

considerado restaurado quando sua resiliência frente às perturbações é restabelecida e sua capacidade de automanutenção se assemelha àquela de um ecossistema não perturbado (CLEWELL; ARONSON, 2013), de forma que ele mantenha seu estado sem a necessidade de intervenções (HALLE; FATTORINI, 2004). Informações passadas norteiam as ações de restauração e auxiliam na previsão dos resultados futuros (HIGGS et al., 2014), enquanto informações tomadas ao longo do desenvolvimento do ecossistema auxiliam na avaliação do sucesso da restauração (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Finalmente, a restauração da integridade e funcionamento dos ecossistemas deve gerar benefícios à humanidade, principalmente no que diz respeito à provisão de serviços ecossistêmicos (DE GROOT et al., 2013). A versão mais recente dos princípios e padrões internacionais para prática da restauração ecológica (GANN et al., 2019) define como princípios que sustentam a restauração ecológica: (i) envolver as partes interessadas; (ii) basear-se em diferentes tipos de conhecimento; (iii) basear-se em ecossistemas de referência nativos e considerar as mudanças no ambiente; (iv) dar suporte ao processo de recuperação dos ecossistemas; (v) avaliar a recuperação a partir de metas e objetivos claros, e indicadores mensuráveis; (vi) buscar o mais alto nível de recuperação possível; (vii) ganhar valor cumulativo quando a restauração ecológica é aplicada em larga escala; e (viii) aplicar a restauração ecológica como parte de um continuum de atividades restaurativas.

Diferentes estratégias são utilizadas na restauração ecológica e sua seleção depende, dentre outros fatores, do potencial de regeneração natural do ecossistema e do objetivo final da restauração (HOLL; AIDE, 2011). Naqueles ecossistemas onde a degradação não afetou de forma significativa o potencial de regeneração, a restauração passiva é a estratégia mais indicada (JONES et al 2018). Nesses casos, apenas a interrupção da ação do agente de degradação pode ser suficiente para desencadear a restauração ecológica (CHAZDON, 2014; CROUZEILLES et al., 2017; HONEY-ROSÉS et al., 2018). Estudo em busca de práticas de manejo visando à recuperação de florestas ripárias mostrou que a simples remoção de gado bovino foi capaz de recuperar a vegetação (BATCHELOR et al., 2015). Por outro lado, em sítios onde a regeneração natural existe, mas é prejudicada pela ação de filtros, técnicas de restauração assistida podem ser empregadas para favorecer o estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos regenerantes. Em estudo que comparou diferentes técnicas para restauração florestal (ZAHAWI et al., 2018), a nucleação acelerou a

recuperação da mesma forma que o plantio em área total, mesmo sendo uma técnica mais econômica. Finalmente, em locais onde a resposta à remoção do agente de degradação (HOBBS; NORTON, 1996) e a regeneração natural são limitadas, o uso de técnicas de restauração ativa é preferível (CROUZEILLES et al., 2017). Técnicas de restauração ativa são aquelas que envolvem ação humana direta com intuito de acelerar e direcionar o desenvolvimento do ecossistema à trajetória sucessional adequada (HOLL; AIDE, 2011). Como exemplos de técnicas de restauração ativa, podem ser citadas a semeadura direta (COLE et al., 2011), a transposição da camada superficial do solo (FERREIRA; VIEIRA, 2017) e o plantio de mudas (HOLL; AIDE, 2011; RODRIGUES et al., 2009; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Plantio de mudas como técnica de restauração florestal

O plantio de mudas de espécies arbóreas tem sido a técnica mais utilizada na restauração florestal (HOLL, 2012; LAMB; ERSKINE; PARROTA, 2005). Essa técnica é mais indicada em sítios onde o grau de degradação é elevado (CROUZEILLES et al., 2017), a resiliência é reduzida (RODRIGUES et al., 2011) e a regeneração natural é insuficiente (CÉSAR et al., 2018; HOLL, 2012). Iniciativas que envolvem o plantio de árvores têm sido parte da mobilização global para melhorar as condições ambientais e o bem estar humano (HOLL; BRANCALION, 2020). A restauração pelo plantio de mudas parte da premissa da criação de uma fisionomia florestal no menor tempo possível (BRANCALION et al., 2015b). A rápida cobertura do solo minimiza a ocorrência de espécies invasoras (MANTOANI; TOREZAN, 2016) e, consequentemente, reduz os custos de seu controle. Além disso, a rápida formação da estrutura florestal promove melhorias nas condições do sítio (BERTACCHI et al., 2016), o que propicia o estabelecimento e desenvolvimento de indivíduos colonizadores (BRANCALION et al., 2019; LEITÃO; MARQUES; CECCON, 2010). Portanto, o plantio de mudas funciona como um catalizador da sucessão ecológica (HOLL; AIDE, 2011) e, à medida que passa o tempo desde o plantio, a floresta restaurada se torna mais complexa (RODRIGUES et al., 2009).

Iniciativas de restauração florestal por meio do plantio de mudas podem restabelecer características estruturais similares aos ecossistemas de referência (PONTES; ENGEL; PARROTTA, 2019; SUGANUMA; DURIGAN, 2015; TRUJILLO-MIRANDA et al., 2018), embora em muitas situações essa meta não seja atingida ou

fique muito aquém do esperado para outras propriedades do ecossistema (MELI et al., 2017; SHOO et al., 2016). Por outro lado, estudos mais detalhados sobre florestas restauradas, especialmente incluindo plantios mais antigos, mostram diferenças estruturais entre ecossistemas em restauração e de referência. Ao estudar a estrutura de Floresta Estacional Semidecidual restaurada com 40 anos, Miranda Neto et al. (2012) encontraram área basal de $48,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, valor superior àqueles encontrados em ecossistemas de referência da mesma região. Suganuma e Durigan (2015) verificaram que a área basal dos plantios supera as florestas maduras de referência ao redor de 15 anos após o plantio, chegando a duplicar os valores das florestas nativas em algumas décadas. Apesar de obterem valores de área basal similares entre florestas em restauração e de referência, Garcia et al. (2016) verificaram que a densidade de indivíduos na menor classe de diâmetro era inferior ao ecossistema de referência em todas as florestas em restauração analisadas. Valores estruturais similares em ecossistemas em restauração e de referência podem indicar o alcance dos objetivos da restauração ecológica (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Entretanto, valores divergentes podem indicar o desvio da trajetória sucessional esperada e a necessidade de intervenções.

Para que a cobertura do solo ocorra em curto prazo, é fundamental a utilização de elevada densidade de indivíduos em plantios para restauração florestal (HOLL, 2012; SILVA et al., 2016). Contudo, a elevada densidade de indivíduos em povoamentos florestais pode aumentar a competição, influenciando a composição do sub-bosque e a qualidade do habitat (DWYER; FENSHAM; BUCKLEY, 2010; JONES et al., 2015). Suganuma e Durigan (2015) ponderaram que o excesso de biomassa, representado por valores de área basal (AB) acima da média das florestas de referência, associado ao plantio de mudas em alta densidade para restauração florestal, pode inibir o recrutamento de regenerantes, prejudicando o restabelecimento dos processos sucessionais.

Ecossistemas e modelos de referência

Para restaurar um ecossistema de forma efetiva, é necessário saber em qual estado final se quer chegar com essa ação. Dessa forma, um aspecto importante para direcionar a restauração de ecossistemas é o uso de ecossistemas ou modelos de referência. As referências são sítios representativos do ecossistema alvo da

restauração, do mesmo tipo fitogeográfico e localizados na mesma região geográfica (BRINSON; RHEINHARDT, 1996), cujos atributos são utilizados para definir os objetivos da restauração, avaliar o potencial de restauração de um ecossistema e o sucessos das ações (WHITE; WALKER, 1997).

Segundo os padrões internacionais para prática da restauração ecológica estabelecidos recentemente pela Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (GANN et al., 2019), os atributos-chave utilizados na caracterização de ecossistemas de referência devem ser: ausência de ameaças externas, composição de espécies, estrutura da comunidade, condições físicas adequadas e funcionamento do ecossistema e trocas externas (fluxos na paisagem). De acordo com a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004), as informações sobre os ecossistemas de referência podem ser obtidas a partir de (i) descrições ecológicas, listas de espécies e mapas do sítio do projeto antes de ser danificado, (ii) fotografias históricas e recentes, (iii) remanescentes do sítio a ser restaurado, (iv) descrições ecológicas e listas de espécies para ecossistemas semelhantes e intactos, (v) espécimes de herbários e museus, (vi) relatos históricos e testemunhos orais de pessoas familiarizadas com o sítio do projeto antes de ser alterado e (vii) evidências paleoecológicas. Outro aspecto importante a ser considerado na obtenção de informações sobre as referências é o estágio sucessional, uma vez que muitos delas se encontram em diferentes estágios sucessionais e inconsistências na sua escolha podem limitar o caráter informativo das informações coletadas (GANN et al., 2019). Além disso, dados de ecossistemas em processo de restauração também podem ser utilizados na definição de metas intermediárias (BRANCALION et al., 2015a). No estado de São Paulo, por exemplo, pesquisas que amostraram diversos sítios em processo de restauração (SUGANUMA; DURIGAN, 2015) forneceram informações importantes para definição de valores para atributos utilizados no monitoramento de projetos de restauração ecológica (SÃO PAULO, 2014).

Os ecossistemas de referência devem englobar, ao máximo possível, as variações existentes do ecossistema a ser restaurado em condições naturais (BRINSON; RHEINHARDT, 1996; WHITE; WALKER, 1997). Dessa forma, o levantamento de informações sobre ecossistemas de referência deve contemplar, quando possível, o mosaico existente na paisagem, abrangendo os diferentes tamanhos, formatos, posições na paisagem, histórico de perturbação e regeneração de um mesmo tipo de vegetação (BRANCALION et al., 2015a). Gann et al., (2019) propõem o uso de

“modelos de referência”, que podem ser construídos empiricamente a partir de múltiplos ecossistemas de referência e/ou históricos, com base na melhor informação possível disponível, e incorporando características desejáveis no futuro. Segundo os autores, esses modelos devem indicar as condições que um ecossistema teria, caso a degradação não tivesse ocorrido, levando em conta as variações associadas aos diferentes atributos e ecossistema alvo, sua complexidade e dinâmica. Embora alguns autores questionem a validade de usar ecossistemas de referência como meta em projetos de restauração (CHOI, 2004; EHRENFELD, 2000; HALLETT et al., 2013; HOBBS, 2007; HOBBS; HARRIS, 2001), a comparação de florestas restauradas com ecossistemas naturais pode dimensionar as limitações intrínsecas às ações de restauração e, também, nortear ações de manejo adaptativo.

O sucesso na restauração ecológica

A avaliação do sucesso é fundamental para o aprimoramento das práticas e inserção da restauração ecológica nas políticas de gestão de recursos naturais (CHAVES et al., 2015; PRACH et al., 2019; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Em sua cartilha publicada em 2004 (SER 2004), a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER) apontou os nove atributos desejáveis de um ecossistema restaurado: (i) possuir um conjunto de espécies comuns aos ecossistemas de referência e que sejam capazes de manter uma comunidade estruturalmente adequada; (ii) conter, ao máximo, espécies nativas; (iii) possuir todos os grupos funcionais associados ao desenvolvimento e/ou estabilidade desses ecossistemas, ou potencial para que eles colonizem o ecossistema restaurado; (iv) possuir ambiente físico capaz de suportar populações de espécies associadas ao desenvolvimento e estabilidade das trajetórias adequadas; (v) aparentar funcionamento normal para o seu estágio de desenvolvimento ou não apresentar disfunções; (vi) estar integrado à matriz ou paisagem ecológica do entorno, de forma que fluxos bióticos e abióticos estejam presentes; (vii) terem sido minimizadas ou eliminadas potenciais ameaças à saúde e integridade do ecossistema restaurado; (viii) ser suficientemente resiliente aos estresses ocorrentes; e (ix) ser autossustentável ao mesmo nível que o ecossistema de referência. Contudo, a avaliação simultânea de todos esses atributos poderia tornar o monitoramento da restauração excessivamente complexo, além de aumentar seu custo (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

O “sucesso” é um tema amplamente discutido no campo da restauração ecológica. De acordo com Suding (2011), o sucesso na restauração ecológica pode ser analisado a partir de quatro perspectivas: (i) recuperação, em que o sucesso é alcançado por meio do restabelecimento da estrutura e composição característicos do ecossistema antes da perturbação, do ecossistema de referência ou sua comparação com sistemas degradados e não restaurados; (ii) compensação, ou seja, a restauração é utilizada para evitar a destruição de ecossistemas naturais; (iii) provisão de serviços ecossistêmicos, isto é, fornecimento de bens e serviços que beneficiam a humanidade; e (iv) aumento da resiliência, que se baseia na redundante representatividade dos grupos funcionais essenciais aos processos ecossistêmicos. Ruiz-Jaén e Aide (2005) avaliaram o sucesso dos projetos de restauração ecológica com base na diversidade, estrutura e processos ecológicos. Rey-Benayas et al. (2009), por sua vez, consideraram a biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Em outra revisão de literatura, Wortley, Hero e Howes (2013) tratam da inclusão, também, de aspectos econômicos e sociais, além dos ecológicos, na avaliação do sucesso da restauração. O sucesso nas ações de restauração ecológica está relacionado à sólida fundamentação ecológica e à viabilidade e aplicabilidade econômica (HOBBS; HARRIS, 2001), além da inclusão de aspectos sociais. De forma geral, estudos demonstram que a restauração ecológica tem alcançado sucesso no que diz respeito ao restabelecimento das características essenciais dos ecossistemas degradados (SUGANUMA; DURIGAN, 2015), aumento da biodiversidade (CROUZEILLES et al., 2016; MELI et al., 2014) e prestação de serviços ecossistêmicos (CHAZDON et al., 2017).

Indicadores para o monitoramento da restauração ecológica

O monitoramento é uma etapa fundamental na restauração ecológica. Monitorar os ecossistemas em restauração é essencial para garantir que os objetivos estão sendo alcançados, identificar se as iniciativas foram bem-sucedidas, se novas intervenções são necessárias (manejo adaptativo, por exemplo) e, também, para esclarecer aspectos específicos do processo (HERRICK; SCHUMAN; RANGO, 2006; MCDONALD et al., 2016).

A aplicabilidade dos resultados do monitoramento depende da seleção de indicadores adequados, da correta interpretação desses indicadores e da

credibilidade na sua amostragem (VIANI et al., 2018). Além disso, é necessária a utilização de um conjunto de indicadores que possuam como características: (i) fácil mensuração, (ii) sensibilidade a tensões sobre o sistema, (iii) que respondam às tensões de maneira previsível, (iv) sejam preditivos de mudanças que podem ser evitadas através do manejo, (v) sejam integrativos e (vi) tenham respostas conhecidas aos distúrbios e que essas respostas sejam pouco variáveis (DALE; BEYELER, 2001). A escolha de bons indicadores e a comparação de ecossistemas em restauração com ecossistemas naturais de referência podem nortear as práticas de restauração, uma vez que possibilitam a identificação do quão distante o ecossistema em restauração está em relação ao ecossistema pré-existente (CHAVES et al 2015; DURIGAN; SUGANUMA; MELO, 2016). Geralmente, pesquisas baseadas no monitoramento da restauração ecológica têm focado na diversidade, estrutura e processos ecológicos, características que refletem o restabelecimento da trajetória sucessional mais adequada e a autossustentabilidade dos ecossistemas em restauração (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

Muitos indicadores têm sido utilizados no monitoramento de diferentes ecossistemas em restauração (EVJU et al., 2020; LE et al., 2012). Gatica-Saavedra, Echeverría e Nelson (2017) realizaram ampla revisão de indicadores utilizados para avaliar especificamente a restauração florestal. Como exemplos dos indicadores mais utilizados, podem ser citados a área basal (MIRANDA NETO et al. 2012), densidade de indivíduos (CÉSAR et al., 2018; SHOO et al., 2016;), riqueza de espécies arbóreas e regenerantes (CAMPOS; MARTINS, 2016; SANSEVERO et al., 2011). Estudos comprovam a existência de uma hierarquia de previsibilidade que ordena diferentes indicadores de restauração do mais previsível e menos variável ao menos previsível e mais variável. Em ordem decrescente de previsibilidade, teríamos: estrutura física > diversidade taxonômica > diversidade funcional > composição taxonômica (BRUDVIG et al., 2017; LAUGHLIN et al., 2017), o que tem implicações na escolha e uso dos indicadores na restauração.

O uso de um número muito grande de indicadores torna o monitoramento complexo e oneroso. Para avaliar os resultados da restauração florestal, Suganuma e Durigan (2015) sugerem como indicadores cobertura de copas, área basal, densidade e riqueza do sub-bosque, considerando que tais atributos são *proxies* de atributos ou processos mais difíceis de monitorar. Esta recomendação parte da premissa que o monitoramento baseado em um número reduzido de indicadores representativos dos

aspectos que se deseja avaliar pode promover resultados satisfatórios de forma mais simples e barata (CHAVES et al. 2015).

A estrutura da vegetação tem sido muito utilizada na avaliação do sucesso da restauração ecológica (WORTLEY; HERO; HOWES, 2013). Analisando os resultados da restauração florestal em uma cronosequência, Garcia et al. (2016) verificaram que plantios de restauração com 12, 23 e 55 anos de idade atingiram área basal similar à de uma floresta nativa utilizada como ecossistema de referência, embora persistam diferenças na densidade. A estrutura da vegetação auxilia na predição das trajetórias sucessionais das comunidades vegetais (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005) e possui papel importante no desenvolvimento de diversos processos em florestas (CANNON et al., 2018). Características estruturais da vegetação são fácil e rapidamente mensuráveis e possuem pouca variação entre diferentes épocas de medição (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005). Seu restabelecimento pode indicar a provisão de serviços ecossistêmicos (CHAVES et al., 2015; LAMB et al., 2018) e a autossustentabilidade (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

Características da comunidade em regeneração natural também são bons indicadores ecológicos para monitoramento da restauração (SANSEVERO et al., 2011; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Como a restauração de ecossistemas busca a semelhança na composição de espécies, atributos funcionais e estrutura da comunidade entre o ecossistema restaurado e de referência (SER, 2004), a comunidade em regeneração natural adquire papel fundamental nesse processo, uma vez que sua riqueza e densidade indicam resiliência, efetiva recuperação da diversidade, persistência de espécies e autossustentabilidade do ecossistema (CHAVES et al., 2015; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

O monitoramento de ecossistemas em restauração é a ferramenta para que a ciência dê suporte ao manejo adaptativo, pois auxilia na tomada de decisões visando à retomada da trajetória sucessional desejável para o ecossistema em restauração (CAMPOS; MARTINS, 2016; SCHREIBER et al., 2004). No manejo adaptativo, o monitoramento deve ser feito de forma a identificar mudanças resultantes do manejo e seus resultados devem ser utilizados para direcionar novas intervenções visando aprimorar a estrutura e o funcionamento do ecossistema (FOLKE et al., 2004; WESTGATE; LIKENS; LINDENMAYER, 2013).

Interações interespecíficas em comunidades vegetais

Interações entre plantas, como a facilitação e a competição, estão fortemente relacionadas à dinâmica das comunidades (LUZURIAGA; ESCUDERO; 2008; PALOMEQUE et al., 2017) e possuem papel fundamental na sua estruturação (DERROIRE et al., 2016). A facilitação tende a ser mais comum em condições ambientais mais restritivas, enquanto a competição prevalece em ambientes menos severos (BERTONCELLO et al., 2016). Essas interações ocorrem entre plantas que fazem parte da mesma vizinhança (POTVIN; DUTILLEUL, 2009), atuam simultaneamente nas comunidades de plantas e o balanço entre elas pode ser influenciado por fatores como estágio de vida e densidade (CALLAWAY; WALKER, 1997).

Plantios e outras técnicas utilizadas na restauração de ecossistemas possuem papel facilitador da sucessão ecológica. Brancalion et al. (2019) verificaram que o uso da silvicultura intensiva acelerou a regeneração de espécies arbóreas que colonizaram o sub-bosque de plantio para restauração de Floresta Estacional Semidecidual, avaliado aos 12 anos após o plantio. A facilitação ocorre devido às alterações nas condições locais, promovendo sua melhoria e estimulando a colonização. A competição, por sua vez, é insignificante nos estágios iniciais de desenvolvimento de um ecossistema, uma vez que a densidade de indivíduos é pequena e os recursos estão facilmente disponíveis (LUZURIAGA; ESCUDERO, 2008). À medida que as plantas crescem e envelhecem, sua demanda por recursos aumenta (GÓMEZ-APARICIO, 2009) e, conseqüentemente, a competição também aumenta. Assim, é de se esperar que as árvores plantadas exerçam facilitação nas primeiras etapas após o plantio, passando a ser competidoras e inibindo a sucessão em etapas mais avançadas (WAGNER, 2004).

A competição pode ser simétrica, quando a capacidade dos indivíduos de obter recursos é similar, ou assimétrica, quando indivíduos de grande porte obtêm uma porção desproporcional dos recursos, devido ao seu maior tamanho (CONNOLLY; WAYNE, 1996). Como a competição aumenta à medida que as plantas crescem (PAINE et al., 2008), é esperado que a competição seja simétrica nos estágios iniciais de desenvolvimento do ecossistema e que se torne assimétrica ao longo do tempo (WEINER, 1990). A competição está diretamente relacionada ao tamanho (POTVIN; DUTILLEUL, 2009) e densidade de indivíduos (PAINE et al., 2008). Em plantios na

Bacia do Mediterrâneo, a presença de indivíduos na vizinhança reduziu a sobrevivência e densidade de árvores (PRÉVOSTO et al., 2012). A presença de indivíduos na vizinhança limita a disponibilidade de recursos devido à competição assimétrica (ZHANG et al., 2017). Assim, quanto maior a densidade e tamanho dos indivíduos vizinhos, mais severa tende a ser a competição.

Manejo adaptativo

O manejo adaptativo (HOLLING, 1978; WALTERS, 1986) consiste na forma de manejo de recursos em que a avaliação dos resultados das intervenções é utilizada para aprimorar o próprio manejo e direcionar novas intervenções (FOLKE et al 2004; WILLIAMS; SZARO; SHAPIRO, 2007). Essa abordagem também é conhecida como “aprender fazendo” (WALTERS; HOLLING, 1990), uma vez que o conhecimento existente é aprimorado a partir das informações geradas pelo próprio manejo, o que leva ao aprimoramento das ações à medida que o conhecimento aumenta (WILLIAMS, 2011). Em geral, o manejo adaptativo engloba as seguintes etapas (WESTGATE; LIKENS; LINDENMAYER, 2013): i) definição dos objetivos do manejo; ii) levantamento das diversas opções de manejo aplicáveis; iii) determinação de critérios estatísticos para análise das respostas do sistema às intervenções de manejo; iv) implementação das práticas de manejo; v) monitoramento das respostas do sistema às intervenções; e vi) ajuste das novas intervenções de manejo de acordo com os resultados do monitoramento. Portanto, o principal objetivo do manejo adaptativo é aprimorar o manejo ambiental (SCHREIBER et al., 2004)

O manejo de sistemas ecológicos envolve a escolha e seleção de intervenções que mantenham ou promovam a melhoria das condições em que se encontram esses sistemas (WESTGATE; LIKENS; LINDENMAYER, 2013). O manejo adaptativo pode ser uma ferramenta chave para o alcance do sucesso nas práticas de restauração ecológica (CHAZDON, 2008), uma vez que em diversas situações existem barreiras que impedem que a sucessão ecológica ocorra e, consequentemente, desviam o ecossistema em restauração da trajetória desejada. Por exemplo, Mantoani e Torezan (2016), após verificar a persistência de gramíneas invasoras sob plantios antigos de restauração de Floresta Atlântica, experimentaram soluções para o problema e observaram que o controle manual de gramíneas invasoras por um ano aumentou a regeneração de espécies arbóreas. Em outro exemplo, César et al. (2016), ao

constatarem que a proliferação de lianas dificultava a regeneração natural da floresta, experimentaram técnicas de controle e verificaram aumento no crescimento de mudas, árvores pequenas e arbustos após o corte das trepadeiras. Portanto, o diagnóstico do problema, o monitoramento da resposta do ecossistema em restauração às práticas de manejo e o uso das informações obtidas no aprimoramento desse manejo podem contribuir significativamente para o alcance dos objetivos da restauração ecológica.

Desbaste como prática de manejo

O desbaste é uma prática silvicultural utilizada em povoamentos florestais com intuito de reduzir a competição (DWYER; FENSHAM; BUCKLEY, 2010) e aumentar a disponibilidade de recursos para os indivíduos remanescentes (PUETTMANN et al., 2016), o que é feito por meio da diminuição da densidade e área basal. Assim como ocorre em processos naturais e no manejo de florestas tropicais nativas, o desbaste ou colheita de madeira promove a abertura do dossel e a criação de clareiras, o que aumenta a disponibilidade de luz nas camadas inferiores do perfil da floresta (DE CARVALHO et al., 2017; PODADERA et al., 2015). A abertura de clareiras tem consequências no microclima local, como o aumento na temperatura (DUPUY; CHAZDON, 2008). O desbaste também reduz a cobertura de copas e, portanto, diminui a interceptação da chuva, de modo que maior quantidade de chuva chega ao solo após o desbaste (BROWN et al., 2005; CARLYLE-MOSES; GASH, 2011). Ao diminuir a biomassa, o desbaste diminui também o consumo de água pelas árvores (BROWN et al., 2005), de modo que há maior disponibilidade de água no solo para as plantas do sub-bosque. A maior disponibilidade de recursos propicia a germinação de sementes oriundas do banco ou da chuva de sementes e o melhor desenvolvimento daqueles indivíduos presentes no banco de plântulas, desencadeando o processo de sucessão secundária (DUPUY; CHAZDON, 2008; LIMA, 2005).

Além de alterar as características abióticas locais, o desbaste pode alterar a estrutura, a composição de espécies e de grupos funcionais das espécies arbóreas do dossel e, assim, influenciar a dinâmica da floresta (DUPUY; CHAZDON, 2008) e a composição funcional da comunidade de plantas em regeneração. Roccaforte, Fulé e Covington (2010) utilizaram desbaste, fogo e combinação desses dois tratamentos para restaurar a estrutura de floresta no nordeste do Arizona. Em florestas na

Califórnia, parcelas onde foram feitos desbastes apresentaram maior riqueza e diversidade de espécies do que parcelas controle, aos quatro anos após a intervenção (DAGLEY et al., 2018). Jones et al. (2015) constataram que o uso de desbaste como ferramenta de manejo adaptativo de plantios para restauração aumentou a cobertura e riqueza do sub-bosque, igualando esses atributos aos valores de referência em menos de 10 anos.

O desbaste é regularmente utilizado em silvicultura com fins comerciais, mas tem sido cada vez mais utilizado no manejo de povoamentos com alta densidade para fins de manejo conservacionista e de restauração (JONES et al., 2015). Kueffer et al. (2010) sugerem que a criação de pequenas clareiras, por meio da derrubada de árvores individuais, é a estratégia mais efetiva para promover a regeneração de espécies arbóreas nativas em floresta tropical dominada por *Cinnamomum verum*. Em estudo sobre o efeito da remoção de *Mimosa caesalpinifolia* em plantio para restauração de Floresta Atlântica, Podadera et al. (2015) concluíram que o desbaste pode beneficiar a regeneração de espécies arbóreas e acelerar o processo sucessional. Portanto, o desbaste tem contribuído com a melhoria das condições ecológicas de ecossistemas em restauração, configurando-se como uma ferramenta eficaz de manejo adaptativo.

CAPÍTULO 1 - ÁRVORES DO DOSSEL EM EXCESSO: UMA AMEAÇA À SUSTENTABILIDADE DE FLORESTAS TROPICAIS RESTAURADAS

Carlos Delano Cardoso de Oliveira, Izabela Regina Cardoso de Oliveira, Marcio Seiji Suganuma e Giselda Durigan

RESUMO

O plantio de árvores é a técnica mais utilizada para a restauração de florestas tropicais e tem como finalidade acelerar a recuperação dos atributos desejados do ecossistema. Apesar da importância da distribuição das árvores em classes de tamanho para o funcionamento do ecossistema e para a qualidade do habitat em florestas restauradas, pouco se sabe a respeito deste quesito em florestas restauradas por meio do plantio de mudas. Este capítulo teve como objetivo verificar se florestas restauradas recuperam a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho que se observa nas florestas de referência e discutir as implicações de possíveis discrepâncias sobre a sustentabilidade desses ecossistemas. Para isso, foram amostradas 11 florestas tropicais restauradas antigas (com idades entre 16 e 53 anos) e nove ecossistemas florestais de referência (florestas maduras, secundárias e degradadas) na Mata Atlântica brasileira, em regiões de Floresta Estacional Semidecidual. A densidade de indivíduos foi comparada entre florestas de referência e restauradas, considerando cinco classes de diâmetro e de altura. As florestas restauradas apresentaram densidade de árvores com $DAP \geq 20$ cm 83% maior, densidade de juvenis ($1 \leq DAP < 5$ cm) 41% menor e densidade de árvores pequenas ($5 \leq DAP < 10$ cm) 43% menor do que nas florestas de referência. A densidade de plântulas ($DAP < 1$ cm), no entanto, não diferiu entre florestas restauradas e de referência, indicando sucesso na colonização. As florestas restauradas também apresentaram maior número de indivíduos nas classes de altura $15 \leq DAP < 10$ m e altura ≥ 20 m. A mortalidade na classe de maior tamanho ($DAP \geq 20$ cm) parece ter sido menor que a esperada nas florestas restauradas, resultando em alta densidade de árvores nesta classe de diâmetro. No entanto, o recrutamento de plântulas para as classes de tamanho intermediárias foi restrito. A competição assimétrica por recursos imposta alto número de árvores com $DAP \geq 20$ cm é, provavelmente, o mecanismo responsável pela baixa densidade de juvenis e árvores pequenas, o que pode

prejudicar os processos sucessionais e a autossustentabilidade das florestas restauradas. O alto número de árvores com DAP ≥ 20 cm mostra que a dinâmica de clareiras pode levar mais tempo para ser naturalmente restabelecida nessas florestas de idade avançada, provavelmente devido à alta densidade de plantio de árvores de ciclo de vida longo. O desbaste é uma ferramenta potencial de manejo adaptativo para reduzir a densidade de árvores grandes e, assim, estimular o recrutamento para as classes de tamanho intermediário.

Palavras-chave: Balanço de carbono. Classes de tamanho. Competição assimétrica. Densidade. Estrutura florestal. Regeneração natural. Restauração florestal. Sub-bosque.

ABSTRACT

Tree planting is the most widely used technique for tropical forest restoration and it has as purpose accelerating the recovery of desired ecosystem attributes. Despite the importance of distribution of trees in size classes for ecological functioning and habitat quality in restored forests, little is known about this issue in plantations for forest restoration. This chapter aimed to verify whether restored forests recover distribution of individuals in tree size classes observed in reference forests and to discuss the implications of altered size distributions for sustainability of these ecosystems. For this purpose, 11 old restored tropical forests (aged between 16 and 53 years) and nine reference forests (old-growth, secondary, and degraded forests) were sampled in the Brazilian Atlantic Forest, in regions of Seasonal Semideciduous Forest. Density of individuals was compared between reference and restored forests, considering five diameter and height classes. Restored forests showed density of trees with DBH ≥ 20 cm 83% higher, density of juveniles ($1 \leq \text{DBH} < 5$ cm) 41% lower and density of small trees ($5 \leq \text{DBH} < 10$ cm) 43% lower than reference forests. Seedling density (DBH < 1 cm), however, did not differ between restored and reference forests, indicating success in colonization. Mortality in the largest class (DBH ≥ 20 cm) appears to have been lower than expected in restored forests, resulting in high density of trees in this diameter class. However, recruitment of seedlings to the intermediate size classes was restricted. Asymmetric competition for resources imposed by a high number of trees with DBH ≥ 20 cm is probably the mechanism responsible for the low density of

juveniles and small trees, which can harm succession processes and self-sustainability of restored forests. The high number of trees with $DBH \geq 20$ cm shows that gap dynamics may take longer to be naturally restored in these old age forests, probably due to high planting density of trees with a long life cycle. Thinning is a potential tool for adaptive management to reduce the density of large trees and thus stimulate recruitment to intermediate size classes.

Keywords: Carbon balance. Size classes. Asymmetric competition. Density. Forest structure. Natural regeneration. Forest restoration. Understory.

1.1 INTRODUÇÃO

A restauração tem emergido como uma das principais ações contra a perda de ecossistemas que sofreram severa degradação (Wortley et al., 2013), como as florestas tropicais. A restauração desses ecossistemas é desafiadora, devido à sua alta diversidade (Garcia et al., 2016) e à complexidade das interações em suas comunidades (Souza e Batista, 2004). Recuperar a resiliência e a autossustentabilidade dos ecossistemas restaurados é um dos principais objetivos da restauração ecológica (Chaves et al., 2015; SER, 2004). Isso depende do restabelecimento da estrutura, composição e função do ecossistema (Ruiz-Jaén e Aide, 2005a). A estrutura florestal tem sido considerada um bom indicador do sucesso da restauração (Ruiz-Jaén e Aide, 2005b; Wortley et al., 2013), uma vez que desempenha papel importante em vários processos de desenvolvimento florestal (Cannon et al., 2018). A recuperação da estrutura indica o restabelecimento da provisão de serviços ecossistêmicos (Chaves et al., 2015), processos ecológicos (Trujillo-Miranda et al., 2018), trajetórias sucessionais (Ruiz-Jaén e Aide, 2005b; Suganuma e Durigan, 2015) e pode indicar, também, o restabelecimento da autossustentabilidade (Ruiz-Jaén e Aide, 2005a).

O plantio de mudas de espécies arbóreas tem sido a técnica mais utilizada para a restauração florestal (Holl, 2012; Lamb et al., 2005). Essa técnica de restauração ativa tem sido recomendada para locais mais isolados que sofreram intensa degradação (Crouzeilles et al., 2017), que apresentam baixa capacidade de regeneração natural (César et al. 2018; Holl, 2012) e resiliência limitada (Rodrigues et al., 2011). O plantio de mudas forma uma floresta em tempo relativamente curto (Ruiz-Jaén e Aide,

2005a), devido à rápida formação do dossel (Souza e Batista, 2004), o que melhora as condições de solo e microclima (Fisher, 1995; Griscom e Ashton, 2011) e minimiza a ocorrência de espécies competidoras e os custos para seu controle (Holl et al., 2017). Portanto, as florestas plantadas podem fornecer rapidamente estrutura de habitat (César et al. 2018) e atrair a fauna (Reid et al., 2015), catalisando a sucessão (Gómez-Aparicio, 2009; Holl e Aide, 2011) e eliminando barreiras para processos ecológicos, como a dispersão, germinação e estabelecimento (Suganuma e Durigan, 2015).

O plantio de mudas em alta densidade é recomendado para promover o rápido fechamento do dossel (Holl, 2012). Apesar dos benefícios dessa técnica, suas consequências para a estrutura da floresta em longo prazo não foram avaliadas adequadamente. Ainda não está claro se o plantio em alta densidade leva a um excesso de árvores e, portanto, aumenta a competição dentro das florestas restauradas, ou se o processo de autodesbaste se restabelece, limitando a densidade de árvores àquela compatível com a capacidade de suporte do sítio (Begon et al., 2006), equivalente àquela observada em florestas de referência. A competição pode ser simétrica, isto é, os efeitos competitivos entre indivíduos maiores e menores são semelhantes, ou assimétrica, isto é, indivíduos maiores possuem vantagens competitivas sobre os menores ou têm maiores impactos em indivíduos menores (Begon, 1984; Weiner e Thomas, 1986). Em sítios com alta densidade de árvores, onde a competição é intensa, a composição do sub-bosque e a qualidade do habitat da fauna silvestre podem ser afetados (Jones et al., 2015). A competição pode dificultar o sucesso da restauração, pois pode atuar como uma barreira ao recrutamento por espécies colonizadoras, prejudicando o desenvolvimento do ecossistema. Suganuma e Durigan (2015) apontam que o excesso de biomassa causado pelo plantio em alta densidade pode inibir o recrutamento de plântulas e restringir o restabelecimento de processos sucessionais. A comparação da distribuição de indivíduos em classes de tamanho entre florestas restauradas e de referência pode indicar se o excesso de biomassa é um cenário comum em florestas restauradas, em quais classes se localizam esse excesso e quais suas consequências. O monitoramento e a identificação de diferenças são cruciais para a definição de técnicas de manejo adaptativo (Holling, 1978; Walters, 1986; Williams, 2011) a serem aplicadas para restabelecer a estrutura (Cannon et al., 2018) e redirecionar esses ecossistemas à trajetória desejada (Holl, 2017). O manejo de

ecossistemas em restauração tem sido estudado e testado em outros países (Cummings et al., 2005; Lamb et al., 2005; Lunt, 2003; Rokich et al., 2002; Sweeney et al., 2002), mas no Brasil práticas de manejo ainda são pouco aplicadas com esta finalidade.

Apesar da existência de estudos que comparam florestas restauradas e de referência utilizando diferentes indicadores ecológicos (Daronco et al., 2013; Garcia et al., 2016; Miranda Neto et al., 2012) e de outros estudos que analisam a distribuição de indivíduos em classes de tamanho em florestas tropicais nativas (Condit et al., 1998; Sellan et al., 2017), a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho em florestas restauradas mediante o esperado com base em ecossistemas de referência ainda não foi avaliada. Diferenças nesse aspecto estrutural podem significar diferentes trajetórias de crescimento populacional para diferentes espécies, fornecendo uma medida indireta para prever a estabilidade das florestas. Diversos estudos têm abordado os efeitos das árvores plantadas no desenvolvimento de florestas tropicais em restauração (Brancalion et al., 2019; Cusack e Montagnini, 2004; Garcia et al., 2016; Holl et al., 2017) ou seu papel como catalisadores da sucessão (Daronco et al., 2013; Podadera et al., 2015; Suganuma e Durigan, 2015; Wilson e Rhemtulla, 2016). Todavia, em geral os estudos existentes utilizam tamanhos de amostra limitados e sítios jovens, as comparações são feitas com um único (ou nenhum) ecossistema de referência, dificultando generalizações. Idealmente, os ecossistemas de referência devem abranger toda a gama de variações dentro de uma região ecológica (Brinson e Rheinhardt, 1996; Pickett e Parker, 1994).

Neste estudo, comparamos a densidade total de indivíduos arbóreos e a densidade dentro de diferentes classes de diâmetro e altura entre 11 matas ciliares restauradas e nove áreas de matas ciliares nativas usadas como ecossistemas de referência. Considerando que a estrutura da floresta pode diferir entre florestas restauradas sob condições ambientais e técnicas de restauração distintas e, também, entre florestas nativas com distintas histórias de perturbação, o presente estudo se baseia em um conjunto de locais suficientemente amplo para abranger a variação existente na região (White e Walker, 1997). As florestas de referência representam ampla faixa de níveis de perturbação, englobando os possíveis estados de florestas nativas na região de estudo (florestas maduras, secundárias ou degradadas). Esse estudo buscou responder às seguintes questões: (i) a densidade de indivíduos em cada classe de diâmetro varia entre os tipos de florestas de referência? (ii) A

distribuição dos indivíduos entre classes de diâmetro e altura das florestas restauradas assemelham-se às distribuições observadas em florestas nativas? (iii) O que a distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho das florestas restauradas nos diz sobre as relações intraespecíficas, processos sucessionais e a autossustentabilidade dessas florestas? O objetivo desse estudo foi verificar se há indivíduos jovens suficientes para colonizar o sub-bosque e recrutas para substituir as árvores do dossel no futuro, garantindo a autossustentabilidade dessas florestas. Diferenças estruturais são esperadas entre florestas maduras, secundárias e degradadas, devido às diferenças no histórico de uso da terra e no histórico de perturbações. Com base em estudos anteriores que relatam a área basal, armazenamento de biomassa e carbono em florestas restauradas antigas, superando de longe as florestas de referência (Melo e Durigan, 2006; Miranda Neto et al., 2012; Sughanuma e Durigan, 2015), esperamos encontrar maior número de árvores na maior classe de diâmetro e falta de juvenis nos plantios quando comparadas às florestas nativas.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Região do estudo

As áreas amostradas neste estudo estão localizadas nos estados de São Paulo e Paraná (Brasil) (Figura 1.1A e B), em uma região anteriormente coberta por Floresta Estacional Semidecidual (FES). Essas florestas possuem como principal característica a sazonalidade climática, com verões chuvosos e invernos secos e correspondem a uma das formações vegetais mais ameaçadas da Mata Atlântica brasileira, um hotspot global para conservação (Myers et al., 2000), com apenas 28% da vegetação original remanescente (Rezende et al., 2018).

Foram amostrados 11 sítios onde as matas ciliares foram restauradas com o plantio de mudas (PLA). Nesses sítios, o tempo desde o plantio variou de 16 a 53 anos (Figura 1.2A), com base na observação de que 15 anos é a idade esperada para que florestas restauradas atinjam a área basal de ecossistemas de referência na mesma região (Sughanuma e Durigan, 2015). As florestas restauradas também variaram em extensão (0,5 - 135,3 ha), número de espécies plantadas (16 - 39), espaçamento (625

- 2.500 indivíduos ha^{-1}), proporção de espécies nativas plantadas (45 - 99%), área basal (23,45 - 60,75 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e condições de clima e solo (Tabela A.1 do Apêndice A).

Nove matas ciliares foram amostradas e consideradas ecossistemas de referência, variando também em tamanho, área basal, clima e condições do solo (Tabela A.2 do Apêndice A). As florestas de referência representam três níveis diferentes de integridade ecológica: (i) florestas maduras (FM) - três grandes florestas maduras (379 - 33.845,3 ha) sem evidências de perturbação, área basal variando de 27,02 a 40,96 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ (Figura 1.2B); (ii) florestas secundárias (FS) - três florestas em processo de regeneração natural em pastagens abandonadas (4 - 10,6 ha, 35 a 60 anos após o abandono), área basal variando de 22,86 a 27,85 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ (Figura 1.2C); e (iii) floresta degradada (FD) - três pequenos trechos (4.2 - 9.2 ha) de floresta que sofreram com efeitos de borda, presença de gado ou corte seletivo (distúrbios cessaram cerca de quatro décadas antes da amostragem) e área basal entre 16,44 e 25,45 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ (Figura 1.2D).

Figura 1.1 - Localização das florestas restauradas, maduras, secundárias e degradadas, amostradas nos estados de São Paulo e Paraná (A e B), Brasil, e croqui demonstrativo do procedimento de amostragem aplicado em cada uma das áreas (C). Adaptado de Sukanuma, 2013.

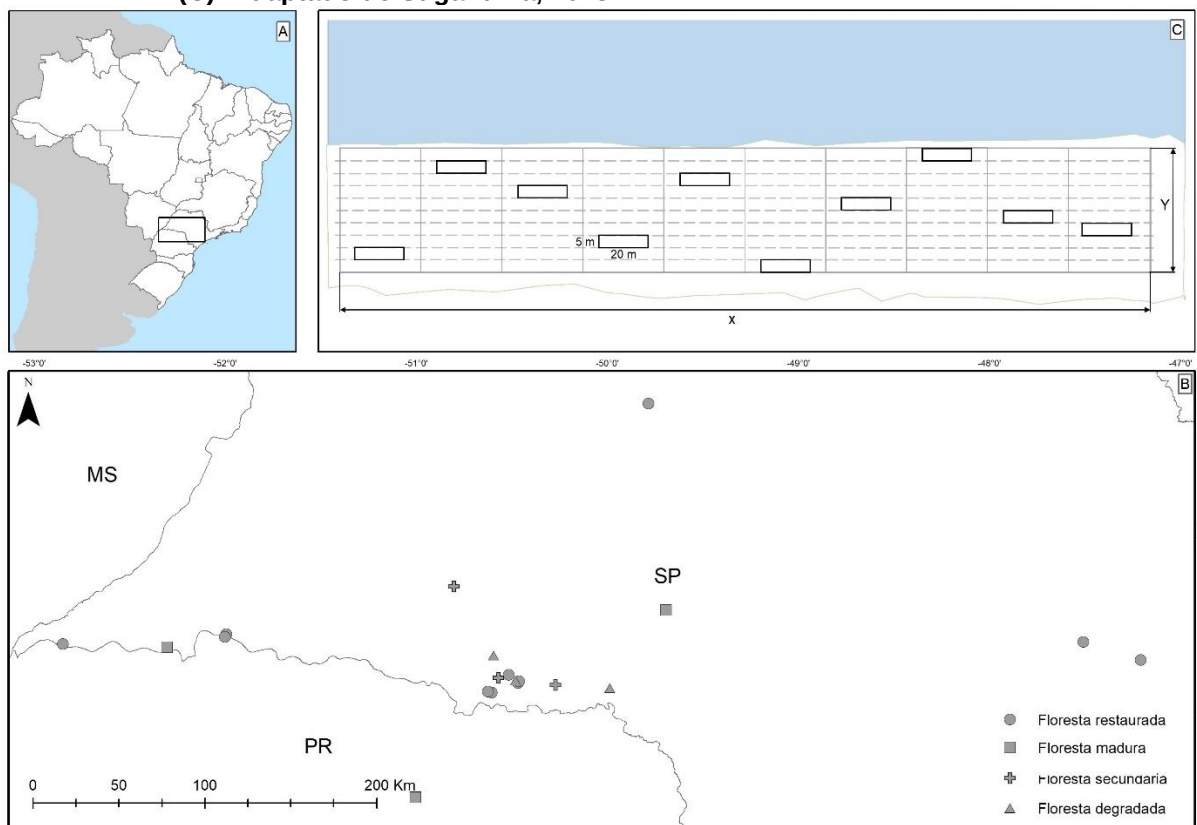
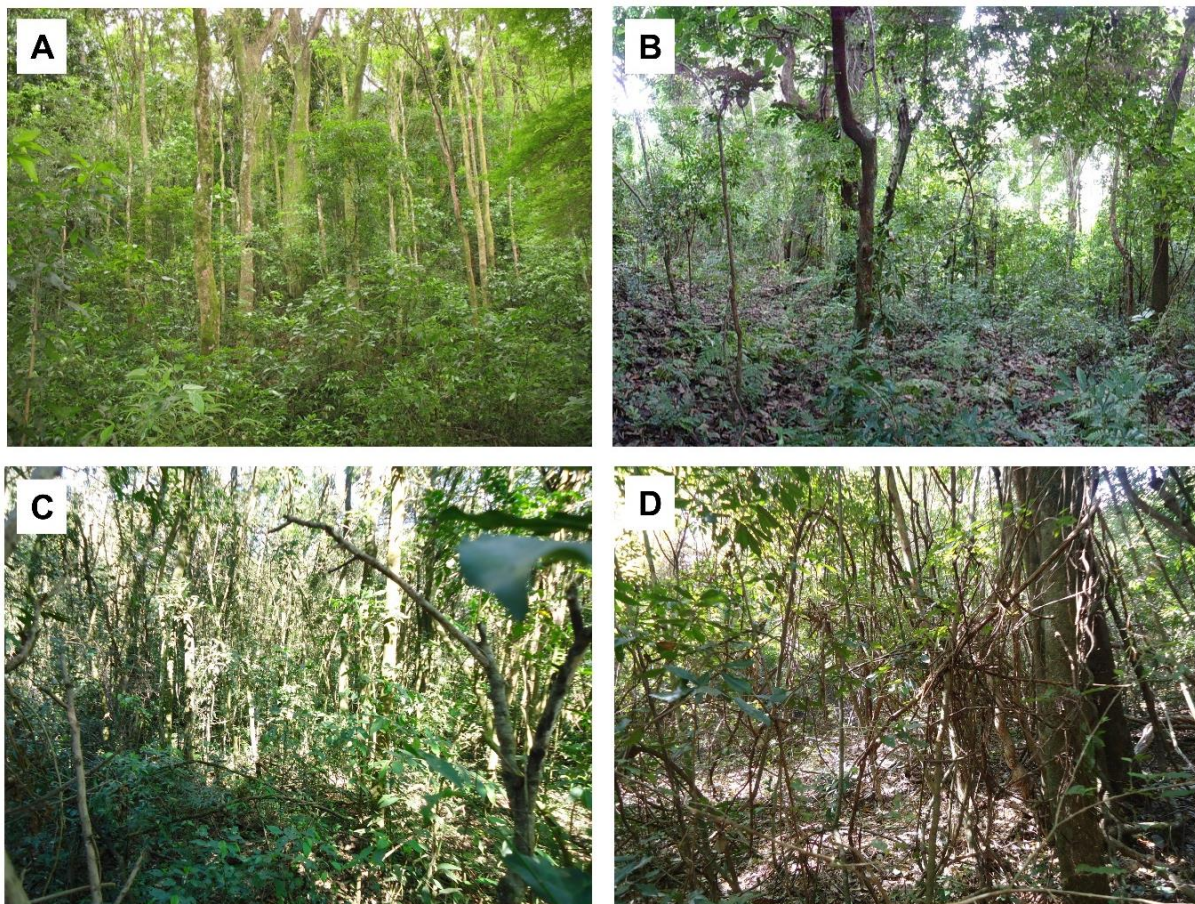


Figura 1.2 - Plantio para restauração de floresta tropical aos 53 anos, Cosmópolis, SP (A), floresta madura, Tarumã, SP (B), floresta secundária, João Ramalho, SP(C) e floresta degradada, Maracaí, SP (D). Fotos: Richard Hobbs (A) e Giselda Durigan (B, C e D).



1.2.2 Amostragem

Em cada área, foram amostradas dez parcelas de 20 x 5 m, aleatoriamente distribuídas, distanciadas de 5 a 50 m da margem do rio e ao longo de 200 a 700 m de extensão da faixa de mata ciliar (Figura 1.1C). Dentro dessas parcelas, todos os indivíduos de espécies arbóreas, plantados e regenerantes, com mais de 0,5 m de altura foram medidos e identificados. Esses indivíduos foram separados em cinco classes definidas arbitrariamente, de acordo com seu diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,3 m acima da superfície do solo): (1) $DAP < 1$ cm; (2) $1 \leq DAP < 5$ cm; (3) $5 \leq DAP < 10$ cm; (4) $10 \leq DAP < 20$ cm; e (5) $DAP \geq 20$ cm. Nós definimos a classe aberta de $DAP \geq 20$ cm como a classe de maior tamanho, pois a divisão em classes de tamanho acima desse limite geraria classes com frequência nula de indivíduos e aumentaria a variabilidade dos dados, consequentemente, aumentando a chance de erro do Tipo II. Para árvores com múltiplos fustes, foi calculado o diâmetro equivalente

(d_g), que corresponde a um único diâmetro hipotético obtido a partir da soma da área basal de todos os fustes. Para as análises, a soma das densidades das dez parcelas em cada sítio (área total de 1.000 m²) foi utilizada para representar esse sítio. Portanto, cada sítio foi considerado como uma réplica dos tipos de floresta em comparação.

1.2.3 Análise dos dados

A densidade (indivíduos amostrados em determinado local, na área de 1.000 m²) em cada classe de tamanho foi analisada por meio de Modelos Lineares Generalizados (MLG) (Nelder e Wedderburn, 1972), com log como função ligação. Foram consideradas as distribuições de erro Poisson e Binomial Negativa, sendo essa última a escolhida devido à superdispersão dos dados e menores valores para o Critério de Informação de Akaike (Tabela B.1 do Apêndice B). Para densidade em cada classe, foi ajustado um modelo considerando o tipo de floresta como efeito fixo e idade do plantio como covariável para controlar a variabilidade associada à variação de idade nessas áreas. As idades das florestas restauradas foram padronizadas utilizando-se a fórmula $\text{idade}_{\text{padronizada}} = (\text{idade} - \text{média}_{\text{idade}}) / \text{desvio padrão}_{\text{idade}}$, enquanto as florestas de referência receberam valor 0.

A densidade de indivíduos em cada classe de diâmetro foi, em um primeiro momento, comparada entre três tipos de florestas de referência (florestas maduras, secundárias e degradadas) e, depois, entre as florestas restauradas e de referência como um todo. Posteriormente, GLMs também foram utilizados para análise de distribuição de indivíduos entre classes de altura. As classes de altura consideradas foram: (i) altura < 5 m; (ii) $5 \leq \text{altura} < 10$ m; (iii) $10 \leq \text{altura} < 15$ m; (iv) $15 \leq \text{altura} < 20$ m; e (v) altura ≥ 20 m.

Tanto para a distribuição de diâmetro quanto de altura, as diferenças foram testadas com o uso de contrastes. Todas as comparações foram testadas simultaneamente por meio do Teste de Hipótese Linear Geral com os valores de p ajustados, considerando o método de etapa única. Para distribuição de diâmetro, depois de testar as diferenças entre os tipos de ecossistema de referência, os diferentes tipos foram agrupados para comparação com as florestas restauradas. Para a distribuição de altura, as florestas restauradas foram comparadas com as médias obtidas para o conjunto total das florestas de referência. Todas as análises foram

feitas com utilização do software R Versão 3.5.2 (R Core Team, 2018) e $\alpha = 0,05$ foi adotado para os procedimentos de inferência. Foram utilizados os pacotes AER (Kleiber e Zeileis, 2008) para testar a superdispersão dos dados, MASS (Venables e Ripley, 2002) para ajustar MLG Binomial Negativa e multcomp (Hothorn et al., 2008) para os contrastes.

1.3 RESULTADOS

As densidades médias ($\pm$ erro padrão da média) totais (soma de todas as classes de diâmetro) foram 7.894 ($\pm$ 913) indivíduos por hectare nas florestas restauradas, 10.393 ($\pm$ 770) no conjunto de florestas de referência (Figura 1.3). Se separadas em três tipos, obtivemos densidade total de 11.173 ($\pm$ 918) nas florestas maduras, 10.013 ($\pm$ 1.785) nas florestas secundárias e 9.993 ($\pm$ 1.624) nas florestas degradadas. A densidade média ($\pm$ erro padrão) de indivíduos em cada classe de tamanho não diferiu entre os três tipos de florestas (Figura 1.4).

Figura 1.3 - Média de densidade (indivíduos ha^{-1}), em classes de tamanho, em florestas restauradas ($n=11$) e de referência ($n=9$), considerando todas as florestas de referência em conjunto. As barras verticais representam o erro padrão da média.

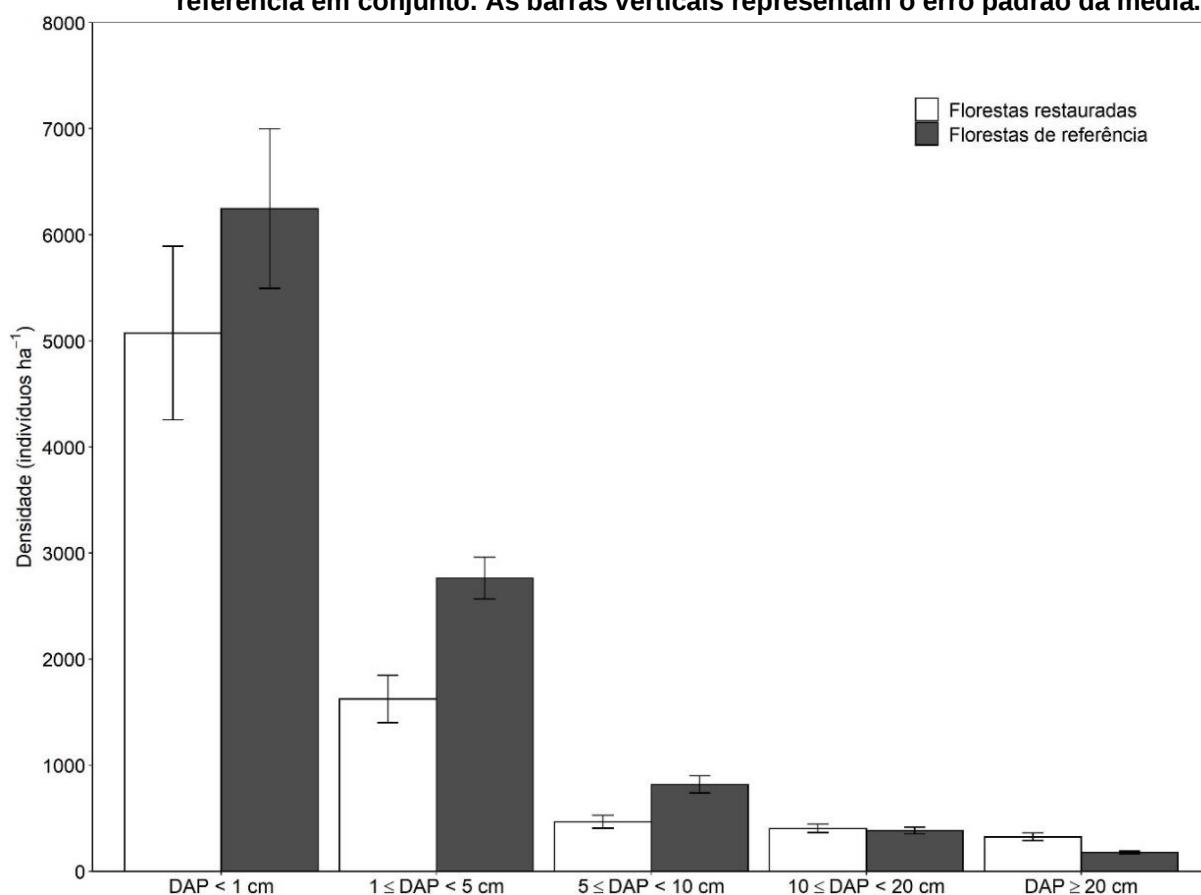
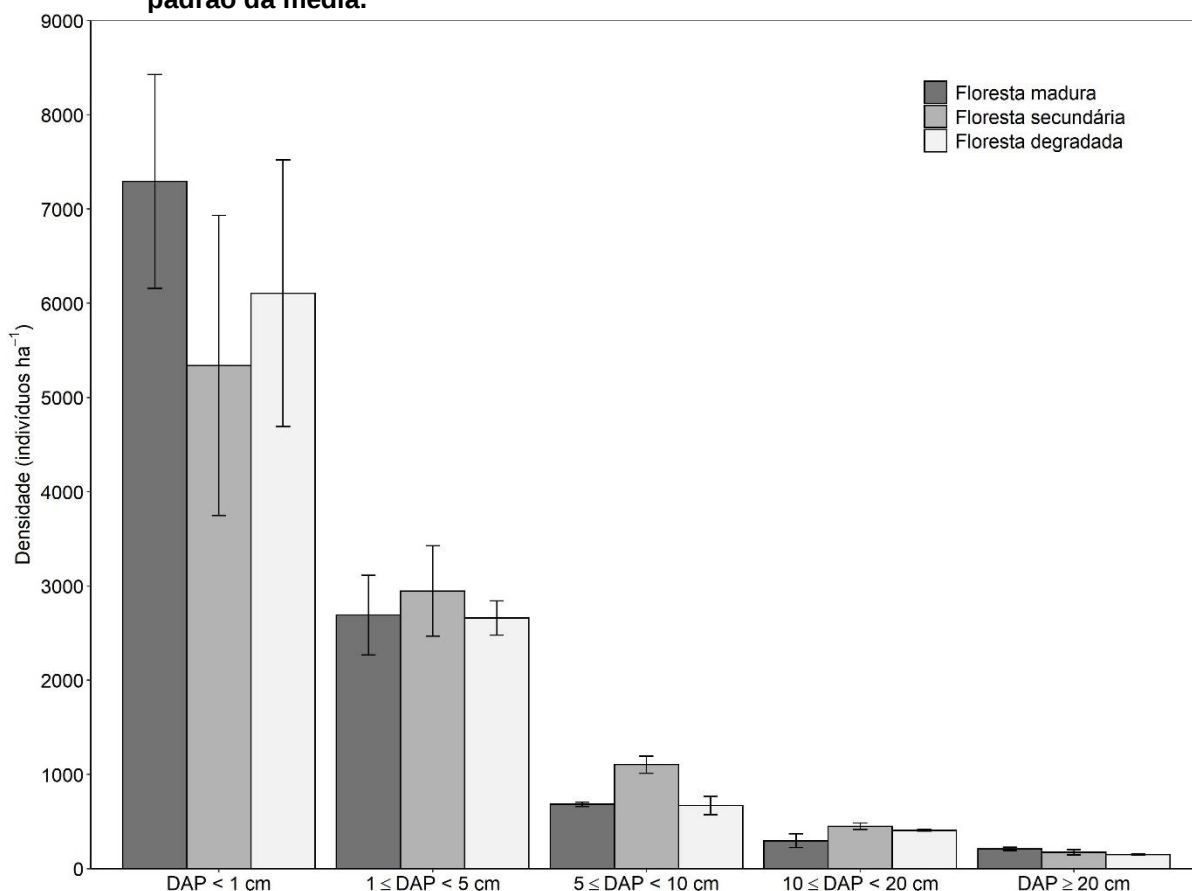


Figura 1.4 - Média de densidade (indivíduos ha^{-1}), em classes de tamanho, em florestas maduras (n=3), secundárias (n=3) e degradadas (n=3). As barras verticais representam o erro padrão da média.



A densidade de indivíduos nas florestas restauradas foi menor do que no conjunto de florestas de referência nas classes 1 (19%), 2 (41%) e 3 (43%), e maior nas classes 4 (5%) e 5 (83%) (Figura 1.5). Entretanto, apenas algumas dessas diferenças foram significativas (Tabela 1.1). A densidade total não diferiu entre os locais amostrados ($p > 0,050$). Em todas as classes de tamanho e no total, a densidade de indivíduos não diferiu entre as florestas maduras, secundárias e degradadas ($p > 0,050$). Diferenças na densidade de indivíduos entre florestas restauradas e de referência foram significativas nas classes 2 ($p < 0,001$), 3 ($p = 0,004$) e 5 ($p < 0,001$). As florestas restauradas apresentaram maior densidade de indivíduos na classe 5 e menor densidade nas classes 2 e 3 quando comparadas às florestas de referência (Figura 1.6).

Figura 1.5 - Diferença (em porcentagem, florestas restauradas - florestas de referência) na densidade média de árvores em cada uma das cinco classes de tamanho. As comparações foram feitas entre florestas restauradas (n=11), florestas de referência em conjunto (n=9), e separadamente para florestas maduras (n=3), florestas secundárias (n=3) e florestas degradadas (n=3).

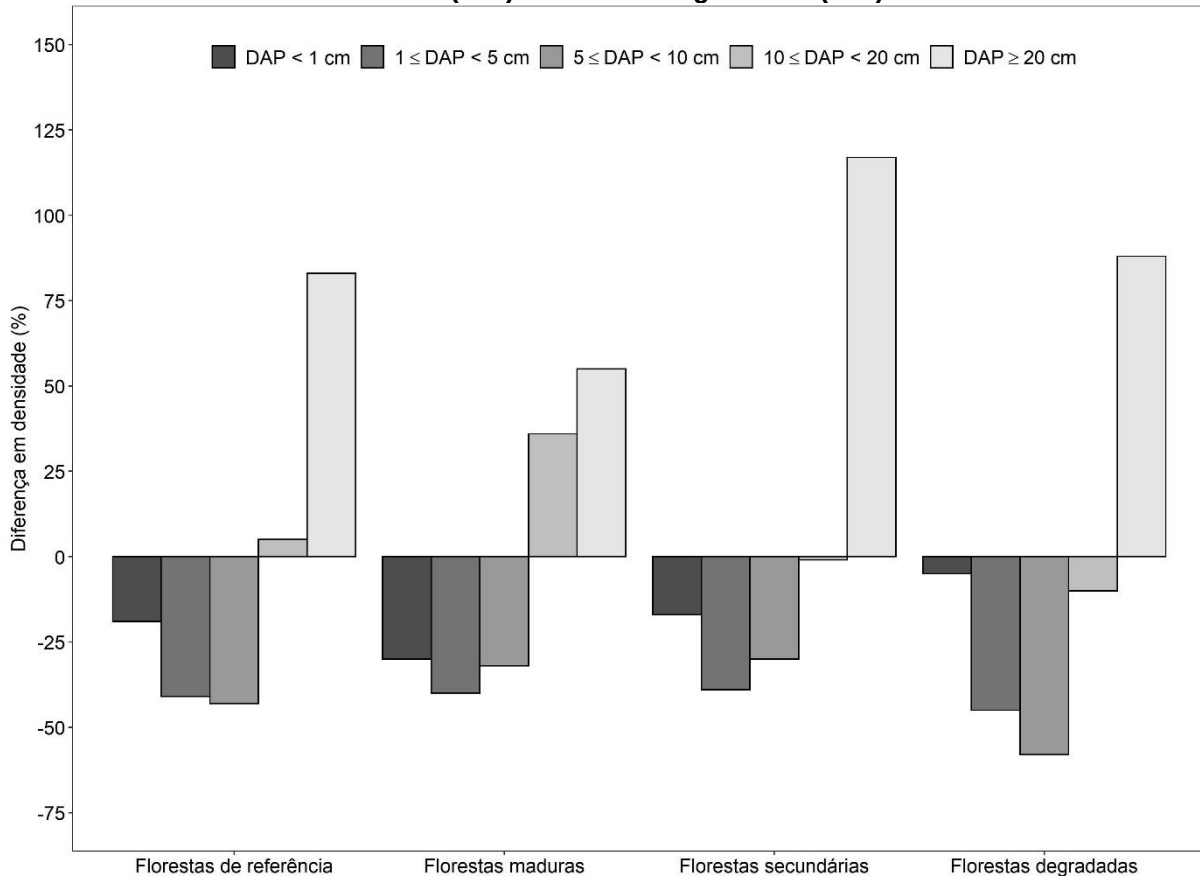
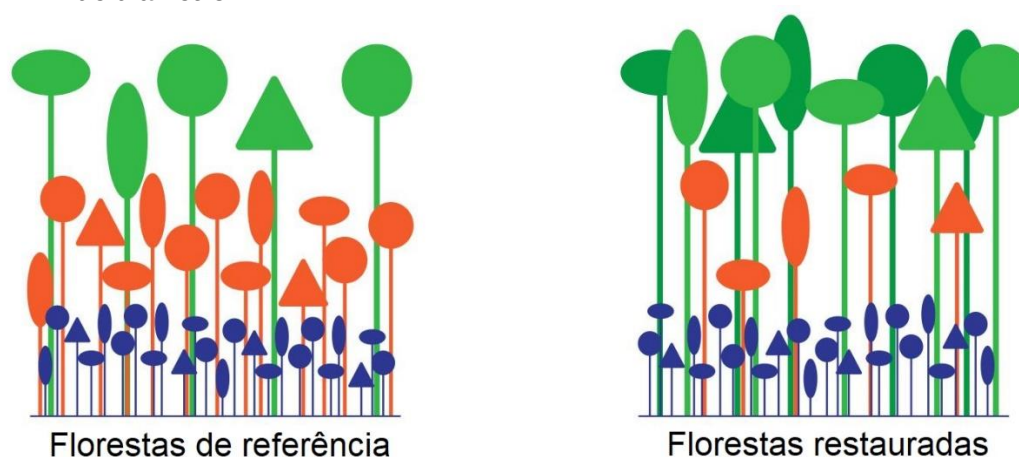


Tabela 1.1 - Comparações entre pares para a densidade de indivíduos em cada classe de diâmetro e total, considerando florestas restauradas e de referência. As comparações foram feitas entre florestas maduras (FM), florestas secundárias (FS) e florestas degradadas (FD), e entre florestas restauradas (PLA) e florestas de referência (REF). As estimativas das diferenças são apresentadas na escala do modelo (log) e as diferenças significativas são destacadas em negrito.

Classe	Contraste	Estimativa	Erro padrão	Razão z	Valor p
1 (DAP < 1 cm)	FM x FS	0,312	0,376	0,830	0,813
	FM x FD	0,178	0,375	-0,473	0,958
	FS x FD	-0,134	0,376	0,357	0,981
	PLA x REF	-0,200	0,207	-0,968	0,732
2 (1 ≤ DAP < 5 cm)	FM x FS	-0,091	0,262	-0,347	0,983
	FM x FD	0,011	0,263	-0,043	1,000
	FS x FD	0,102	0,262	-0,390	0,976
	PLA x REF	-0,562	0,145	-3,864	< 0,001
3 (5 ≤ DAP < 10 cm)	FM x FS	-0,479	0,290	-1,650	0,302
	FM x FD	0,020	0,294	-0,067	1,000
	FS x FD	0,499	0,291	-1,716	0,268
	PLA x REF	-0,536	0,163	-3,287	0,004
4 (10 ≤ DAP < 20 cm)	FM x FS	-0,417	0,214	-1,948	0,170

5 (DAP $\geq$ 20 cm)	FM x FD	-0,315	0,216	1,462	0,408
	FS x FD	0,101	0,207	-0,490	0,953
	PLA x REF	0,062	0,116	0,533	0,941
	FM x FS	0,192	0,252	0,763	0,848
	FM x FD	0,337	0,258	-1,307	0,508
Total	FS x FD	0,145	0,264	-0,548	0,936
	PLA x REF	0,614	0,133	4,610	< 0,001
	FM x FS	0,110	0,267	0,411	0,972
	FM x FD	0,112	0,267	-0,418	0,970
	FS x FD	0,002	0,267	-0,007	1,000
	PLA x REF	-0,276	0,147	-1,876	0,198

Figura 1.6 – Perfil esquemático das florestas de referência e florestas restauradas mostrando as diferenças na densidade de indivíduos em três estratos correspondentes às classes de diâmetro.



A distribuição de indivíduos em classes de altura mostrou que, como esperado, em ambos os tipos de floresta (restaurada e referência), a maior parte dos indivíduos se encontra na classe de $5 \text{ m} \leq \text{altura} < 10 \text{ m}$ (Figura 1.7). As florestas de referência apresentaram maior número de indivíduos na classe $5 \text{ m} \leq \text{altura} < 10 \text{ m}$ quando comparadas com as florestas restauradas (Tabela 1.2). Estas, por sua vez, apresentaram maior número de indivíduos que as florestas de referência nas classes $15 \text{ m} \leq \text{altura} < 20 \text{ m}$ e $\text{altura} \geq 20 \text{ m}$ (Tabela 1.2).

Figura 1.7 – Número de indivíduos (em 1.000 m²), em classes de altura, em florestas restauradas (n=11) e de referência (n=3), considerando todas as florestas de referência em conjunto. As barras verticais representam o erro padrão da média.

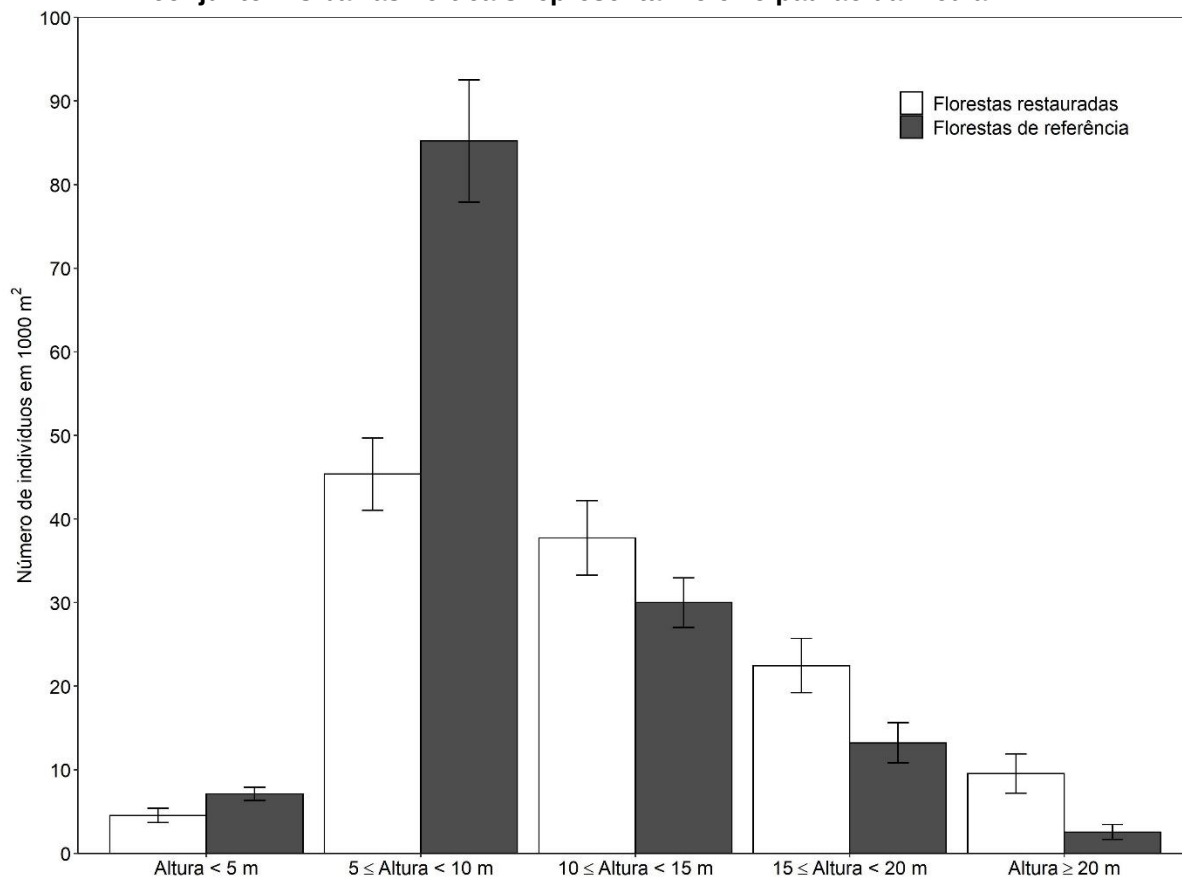


Tabela 1.2 - Comparações entre pares (florestas restauradas - PLA x florestas de Referência - REF) para o número de indivíduos (em 1.000 m²) em cada classe de altura. As estimativas das diferenças são apresentadas na escala do modelo (log) e as diferenças significativas são destacadas em negrito.

Classe	Contraste	Estimativa	Erro padrão	Valor z	Valor p
Altura < 5 m	PLA x REF	-0,471	0,193	-2,445	0,0523
5 ≤ Altura < 10 m	PLA x REF	-0,605	0,101	-6,016	< 0,001
10 ≤ Altura < 15 m	PLA x REF	0,870	0,484	1,796	0,231
15 ≤ Altura < 20 m	PLA x REF	0,584	0,187	3,125	0,007
Altura ≥ 20 m	PLA x REF	1,574	0,405	3,882	< 0,001

1.4 DISCUSSÃO

A distribuição de indivíduos em classes de tamanho em comunidades arbóreas tem papel importante nos processos sucessionais em florestas. Assim, a comparação da distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho em florestas restauradas e de referência é crucial para avaliar o sucesso da restauração, bem como para a identificação de possíveis fatores que levam as florestas restauradas a trajetórias indesejáveis. Aqui é apresentada uma abordagem completa e inclusiva, comparando

florestas restauradas com uma ampla gama de tipos de referência. As florestas restauradas estudadas têm idade suficiente para ter um sub-bosque abundante e diversificado, resultante da dispersão de sementes através da paisagem e da reprodução das árvores plantadas (Butler et al., 2008; Sansevero et al., 2011). Primeiramente, investigamos se a densidade de indivíduos em cada classe de diâmetro difere entre os diferentes tipos de ecossistemas de referência. Em seguida, se as florestas restauradas estão ou não recuperando a distribuição dos indivíduos entre classes de diâmetro observada nas florestas de referência. Posteriormente, comparamos a distribuição de altura entre as florestas restauradas e de referência. As descobertas dessa pesquisa reforçam o conhecimento sobre aspectos estruturais das florestas restauradas e apontam uma nova perspectiva sobre as barreiras que dificultam a sucessão e a autossustentabilidade desses ecossistemas.

1.4.1 A distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho difere entre as florestas naturais primárias, secundárias e degradadas?

Contrariamente às expectativas, não foram observadas diferenças na densidade total e densidade dentro das classes de tamanho entre os tipos de florestas de referência. É possível que este resultado esteja relacionado ao baixo poder da análise, uma vez que o número de repetições para cada tipo de floresta de referência (apenas 3) é baixo e, pelo menos na classe de menor tamanho, a variância é grande. O agrupamento de indivíduos com $DAP \geq 20$ cm em uma única classe, que foi necessário dada a baixa densidade de árvores muito grandes, impossibilitou a detecção de eventuais diferenças que possam existir em classes de tamanho acima desse limite, que só seria possível com área amostral muito maior. Por outro lado, este fato pode indicar que 35 anos de sucessão secundária após o abandono da pastagem e 40 anos após a cessação do impacto do gado e do corte seletivo nas florestas degradadas foram suficientes para que essas florestas voltassem a se assemelhar às florestas maduras na distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho. A amostragem feita neste estudo contemplou florestas maduras, secundárias e degradadas, que abrangem toda a gama de ecossistemas de referência na paisagem regional. Em geral, paisagens são compostas por combinações de diferentes ecossistemas que variam em escalas espaciais e temporais (White e Walker, 1997). Assim, escolher um único estado como ecossistema de referência poderia não representar a maioria dos

sistemas possíveis (Hilderbrand et al., 2005). A escolha dos ecossistemas de referência depende dos objetivos da restauração e deve considerar todas as variações da integridade ecológica, de altamente perturbada a conservada, e estágio de desenvolvimento, de jovem a maduro (Brinson e Rheinhardt, 1996).

1.4.2 As florestas restauradas se encaixam na ampla gama estrutural de florestas nativas da região?

Embora diferenças na densidade total de indivíduos não tenham sido encontradas entre florestas restauradas e de referência, foram identificadas diferenças marcantes quando a densidade de indivíduos foi comparada dentro de cada classe de tamanho. As florestas restauradas apresentaram maior densidade de árvores com DAP ≥ 20 cm e sub-bosque com reduzida densidade. Por exemplo, enquanto a razão de densidade entre as classes 2 e 5 nas florestas restauradas é de 5:1, nas florestas de referência é de 16:1. Por outro lado, enquanto a proporção de indivíduos nas classes 1 e 2 nas florestas restauradas é de 3:1, nas florestas de referência é de 2:1. Isso significa que o estoque de árvores jovens disponíveis para substituir árvores do dossel no futuro está abaixo do esperado.

Os resultados mostraram maior densidade de árvores com DAP ≥ 20 cm em florestas restauradas, apesar do tempo substancial desde o plantio e da esperada mortalidade dependente da densidade, já que em geral os plantios foram efetuados com alta densidade (densidade de plantio igual ou superior a 2.000 indivíduos ha⁻¹ em sete das 11 florestas restauradas). A densidade de árvores plantadas em florestas restauradas deve diminuir com o tempo (Sansevero et al., 2011) e é esperado que o autodesbaste diminua a densidade (Jones et al., 2015). A mortalidade de árvores é maior em povoamentos mais densos (Luo e Chen, 2011) e deve regular a estrutura de povoamentos onde a área basal é saturada (Norden et al., 2015). O autodesbaste é comum em povoamentos onde a área basal e a densidade são elevadas (Osawa e Allen, 1993), de modo que se espera que a densidade diminua ao longo do tempo (Jones et al., 2015). No entanto, nossos resultados sugerem que o autodesbaste não ocorreu nas florestas restauradas ou ocorreu a taxas inferiores às esperadas, uma vez que a densidade de árvores com DAP ≥ 20 cm ainda é muito alta. A dinâmica de clareiras, portanto, ainda não foi restabelecida e a razão para o atraso no autodesbaste não é clara. A alta densidade de plantio de indivíduos com ciclo de vida

longo é uma possível explicação para a área basal e biomassa em florestas antigas restauradas serem maiores que em florestas de referência (ver Tabelas A.1 e A.2 do Apêndice A), como tem sido observado em outros estudos (Melo e Durigan, 2006; Miranda Neto et al., 2012). Os resultados obtidos neste estudo sugerem que a falta de juvenis é comum em florestas restauradas. A maior disparidade em densidade está na classe de $1 \leq \text{DAP} < 5$ cm. Uma vez que não foram observadas diferenças significativas na classe de menor tamanho, esta é uma evidência de que a competição imposta por árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm e superabundantes não afeta a colonização, mas sim o recrutamento para classes intermediárias. As sementes chegam, germinam e formam o banco de sementes e plântulas, que aguardam a abertura de clareiras, assim como nas florestas tropicais nativas (Brokaw, 1985). A elevada densidade de indivíduos na menor classe elimina algumas explicações possíveis para a escassez de indivíduos na segunda classe. É possível inferir que entre os fatores já aventados por outros autores e que não explicaram os resultados obtidos neste estudo estão a persistência de gramíneas invasoras (Suganuma et al., 2018), disponibilidade de luz (Palomeque et al., 2017), características do microsítio (Bertacchi et al., 2016) e condições do solo (Holl et al., 2000), predação de sementes (Holl e Lulow, 1997), incompatibilidade entre disponibilidade de sementes e condições de microhabitat (Trujillo-Miranda et al., 2018) e limitações relacionadas a dispersores (Sansevero et al., 2011) e fontes de sementes (Suganuma et al., 2018). Provavelmente, existe uma barreira que impede o recrutamento para classes de maior tamanho, o que reduz a densidade de árvores jovens dentro dessas florestas restauradas. Os fatores que dificultam o recrutamento são aqueles que afetam a distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho nas comunidades restauradas e não aqueles que limitam a colonização. Possivelmente, a baixa disponibilidade de luz é o principal fator por trás da baixa densidade de juvenis e árvores jovens em florestas restauradas (Dupuy e Chazdon, 2008), uma vez que os efeitos a competição por luz são maiores para indivíduos menores (Prior e Bowman, 2014).

O alto número de árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm e a falta de juvenis, combinados, são evidências de que a competição entre as árvores não tem afetado significativamente a estrutura do dossel, mas as consequências de um denso dossel se refletem na densidade das juvenis. Esse elevado número de árvores na classe de $\text{DAP} \geq 20$ cm é a barreira mais plausível para o recrutamento nas florestas restauradas, o que caracteriza a competição assimétrica. As diferenças de densidade encontradas

confirmam o que foi demonstrado por outros estudos: a competição assimétrica aumenta a variação nas taxas de crescimento relativo entre as classes de tamanho e maximiza as diferenças de tamanho (Potvin e Dutilleul, 2009; Weiner, 1990). A intensidade da competição assimétrica está diretamente relacionada à densidade (Weiner, 1990). A alta densidade no plantio (acima de 2.000 indivíduos ha^{-1} na maioria dos sítios, conforme Tabela A.1 do Apêndice A), reforçada pela baixa mortalidade, provavelmente intensificou a competição assimétrica, levando a essa discrepância na densidade de indivíduos nas classes de tamanho dessas florestas quando comparadas às florestas de referência. Os efeitos da competição assimétrica pelos recursos são mais marcantes para indivíduos relativamente menores (Weiner, 1990). Uma grande proporção de plântulas de 60 espécies de árvores em uma floresta nativa da Ilha de Barro Colorado mostrou crescimento reduzido devido à presença de indivíduos vizinhos (Uriarte et al., 2004). A competição também está diretamente relacionada à biomassa (Zhang et al., 2017) e densidade (Prévosto et al., 2012) dos vizinhos. Em resumo, quanto maior a biomassa e a densidade dos vizinhos, mais severa é a competição por recursos e mais afetadas são as plantas. Essa relação, porém, pode ser oposta para florestas restauradas jovens (Brancalion et al., 2019), que ainda estão longe de atingir a biomassa de florestas de referência na mesma região (Melo e Durigan, 2006). Os resultados aqui obtidos reforçam o padrão que tem sido observado em florestas restauradas antigas. Assim, os indivíduos menores sofreram intensa competição assimétrica nas florestas restauradas, devido à grande densidade de árvores de grande porte, o que resultou em baixo recrutamento nas classes de tamanho intermediárias. As interações planta-planta mudam ao longo do tempo em ecossistemas em restauração. A facilitação prevalece na comunidade nos primeiros anos, sob estresse abiótico, mas a competição se torna o principal filtro em longo prazo, depois que o filtro de estresse é superado (Wagner, 2004).

Apesar da estreita relação entre diâmetro e altura das árvores em florestas tropicais, a distribuição de indivíduos em classes de altura representa processos um pouco diferentes da distribuição de diâmetro, principalmente por estar diretamente ligada à estratificação da floresta e repartição dos recursos na dimensão vertical. Nas florestas estudadas, as diferenças na distribuição de indivíduos em classes de altura entre florestas restauradas e florestas de referência repetiram o observado para a distribuição entre classes de DAP, com o excesso de árvores altas e o déficit de árvores em alturas intermediárias nas florestas restauradas em comparação com as

florestas nativas, reforçando as diferenças estruturais, que apontam um vazio no estrato intermediário das florestas restauradas. O número de árvores acima de 20 m de altura nas florestas restauradas chama a atenção, pois correspondeu a quatro vezes o observado nas florestas de referência, sendo mais um indício de disputa por recursos, especialmente luz, já que o ambiente altamente competitivo das florestas restauradas estimula as árvores a crescerem mais em altura (Forrester et al., 2017).

O desbaste é uma ferramenta potencial de manejo adaptativo para reduzir a densidade de árvores em florestas restauradas, já que a remoção da biomassa acima do solo leva à redução na competição acima e abaixo do solo (Jones et al., 2015; Weiner, 1990). A aplicação de desbaste reduziu significativamente a área basal e a densidade de árvores em florestas do Arizona, beneficiando o sub-bosque, reduzindo a competição e aumentando a disponibilidade de recursos (Huffman et al., 2017). Como acontece em processos naturais, a remoção de árvores cria clareiras, altera a estrutura da floresta e pode estimular a regeneração natural (Zhu et al., 2014). Olson et al. (2014) verificaram aumento na densidade do sub-bosque após o desbaste em florestas de abeto. Assim, o desbaste pode ser empregado como ferramenta de manejo adaptativo para reduzir a densidade de árvores e aumentar a densidade no sub-bosque de florestas restauradas. Essa técnica pode ajudar as florestas restauradas igualar a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho observada nas florestas de referência. O restabelecimento da estrutura redireciona esses ecossistemas para a trajetória sucessional desejada e ajuda a alcançar a sua autossustentabilidade.

1.4.3 Perspectivas para pesquisa e implicações para o manejo

Embora este estudo tenha englobado grande número de florestas restauradas e de referência, a comparação com outros estudos foi limitada devido à falta de padronização nas classes de tamanho. Como diferenças na amplitude de classes de tamanho utilizadas nas análises conduzem a resultados distintos entre estudos, a padronização da divisão em classes de tamanho para o monitoramento da estrutura dos ecossistemas em restauração e naturais é desejável, pois pode ampliar as bases para comparações e para uma compreensão ampla e inclusiva dos resultados da restauração.

Verificamos que as florestas tropicais em restauração diferem das florestas nativas remanescentes na mesma paisagem na densidade de indivíduos em diferentes classes de diâmetro e altura, o que indica que a dinâmica da comunidade não foi restabelecida. O alto número de árvores do dossel e emergentes reduz a densidade de juvenis em florestas restauradas, devido à intensa competição assimétrica. Alta densidade de indivíduos arbóreos nas classes de menor tamanho é essencial para a sucessão, uma vez que a mortalidade de indivíduos pequenos é maior (Luo e Chen, 2011; Potvin e Dutilleul, 2009). A densidade do sub-bosque é um bom indicador do restabelecimento da resiliência e sustentabilidade do ecossistema (Chaves et al., 2015; Suganuma e Durigan, 2015). A falta de juvenis mostra que os processos sucessionais estão ameaçados nas florestas tropicais em restauração devido ao plantio de espécies longevas em alta densidade. Em locais onde a densidade e/ou riqueza do sub-bosque estão abaixo do esperado, o plantio de enriquecimento tem sido recomendado como uma possível solução (Bertacchi et al., 2016; Yeong et al., 2016). No entanto, em locais onde a elevada biomassa e densidade de árvores restringem o recrutamento, o corte de árvores pode ser mais eficaz que o plantio de enriquecimento visando o aumento da densidade do sub-bosque. Como parte de um plano de manejo adaptativo, o desbaste de árvores do dossel pode aumentar o recrutamento e o desenvolvimento do sub-bosque e acelerar o desenvolvimento da estrutura florestal desejada.

Em relação ao futuro dessas florestas em restauração sem intervenções de manejo, é impossível prever quando a distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho nessas florestas será naturalmente recuperada. O ciclo médio de abertura natural de clareiras varia de 80 a 136 anos em florestas tropicais (Denslow, 1987; Hartshorn, 1978) e, portanto, o autodesbaste de árvores de vida longa pode levar muito tempo. Quando isso acontecer, a mortalidade de árvores grandes resultará em emissões de carbono pela decomposição de árvores mortas (Chambers et al., 2000), maiores que o armazenamento de carbono pelo recrutamento, criando um balanço negativo temporário de carbono (Lewis et al., 2011; Sist et al., 2014). Assim, as florestas restauradas podem funcionar como fontes (emissoras) em vez de sumidouros de carbono, até que atinjam o estado estável de carbono das florestas nativas na mesma região (Houghton et al., 1983).

Ao invés de se esperar um período de tempo indeterminado para que ocorra o autodesbaste e permitir que ocorram emissões de carbono pela morte das árvores em

florestas restauradas, o desbaste poderia ser aplicado como ferramenta de manejo adaptativo para reduzir a competição por luz e por outros recursos e aumentar o recrutamento, restabelecendo assim a dinâmica de clareiras. Além disso, o desbaste pode gerar benefícios econômicos por meio da comercialização da madeira retirada (Podadera et al., 2015). No entanto, o desbaste deve ser baseado em evidências. Para que possa ser compreendida a relação de causa e efeito na distribuição dos indivíduos entre classes de tamanho que diferencia as florestas restauradas e de referência, a experimentação e o monitoramento são fundamentais.

REFERÊNCIAS

- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. Ecology: from individuals to ecosystems, Fourth. ed. Blackwll Publishing, Oxford.
- Begon, M., 1984. Density and individual fitness: asymmetric competition. in: Shorrocks, B. (Ed.), Evolutionary ecology. Blackwell, Oxford, pp. 175–194.
- Bertacchi, M.I.F., Amazonas, N.T., Brancalion, P.H.S., Brondani, G.E., de Oliveira, A.C.S., de Pascoa, M.A.R., Rodrigues, R.R., 2016. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. *Restor. Ecol.* 24, 100–108. <https://doi.org/10.1111/rec.12290>
- Brancalion, P.H.S., Campoe, O., Mendes, J.C.T., Noel, C., Moreira, G.G., van Melis, J., Stape, J.L., Guillemot, J., 2019. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecol. Appl.* 29, 1–12. <https://doi.org/10.1002/eap.1847>
- Brinson, M.M., Rheinhardt, R., 1996. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecol. Appl.* 6, 69–76. <https://doi.org/10.2307/2269553>
- Brokaw, N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66, 682–687. <https://doi.org/10.2307/1940529>
- Butler, R., Montagnini, F., Arroyo, P., 2008. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* 255, 2251–2263. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.050>
- Cannon, J.B., Barrett, K.J., Gannon, B.M., Addington, R.N., Battaglia, M.A., Fornwalt, P.J., Aplet, G.H., Cheng, A.S., Underhill, J.L., Briggs, J.S., Brown, P.M., 2018. Collaborative restoration effects on forest structure in ponderosa pine-dominated forests of Colorado. *For. Ecol. Manage.* 424, 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.026>
- César, R.G., Moreno, V.S., Coletta, G.D., Chazdon, R.L., Ferraz, S.F.B., de Almeida, D.R.A., Brancalion, P.H.S., 2018. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. *Ecol. Appl.* 28, 373–384. <https://doi.org/10.1002/eap.1653>
- Chambers, J.Q., Higuchi, N., Schinel, J.P., Ferreira, L.V., Melack, J.M., 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia* 122, p. 380–388. <https://doi.org/10.1007/s004420050044>
- Chaves, R.B., Durigan, G., Brancalion, P.H.S., Aronson, J., 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restor. Ecol.* 23, 754–759. <https://doi.org/10.1111/rec.12267>

- Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B., 1998. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. *Am. Nat.* 152, 495-509. <https://doi.org/10.1086/286186>
- Crouzeilles, R., Ferreira, M.S., Chazdon, R.L., Lindenmayer, D.B., Sansevero, J.B.B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., 2017. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci. Adv.* 3. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>
- Cummings, J., Reid, N., Davies, I., Grant, C., 2005. Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. *J. Appl. Ecol.* 42, 160–170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01003.x>
- Cusack, D., Montagnini, F., 2004. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* 188, 1–15. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00302-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00302-5)
- Daronco, C., Melo, A.C.G. de, Durigan, G., 2013. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea* 40, 485–498. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062013000300008>
- Denslow, J.S., 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18, 431–451. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.18.110187.002243>
- Dupuy, J.M., Chazdon, R.L., 2008. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. *For. Ecol. Manage.* 255, 3716–3725. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.021>
- Fisher, R.F., 1995. Amelioration of degraded rain forest soils by plantations of native trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 544–549. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0060er>
- Forrester, D.I., Benneter, A., Bouriaud, O., Bauhus, J., 2017. Diversity and competition influence tree allometric relationships – developing functions for mixed-species forests. *J. Ecol.* 105, 761–774. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12704>
- Garcia, L.C., Hobbs, R.J., Ribeiro, D.B., Tamashiro, J.Y., Santos, F.A.M., Rodrigues, R.R., 2016. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? *Appl. Veg. Sci.* 19, 655–666. <https://doi.org/10.1111/avsc.12264>
- Gómez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J. Ecol.* 97, 1202–1214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x>
- Griscom, H.P., Ashton, M.S., 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: a review of pattern and process. *For. Ecol. Manage.* 261, 1564–1579. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.027>

- Hartshorn, G.S., 1978. Tree falls and tropical forest dynamics, in: Tomlinson, P.B., Zimmermann, M.H. (Eds.), *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 617–638. <https://doi.org/10.3138/cpp.2014-058>
- Hilderbrand, R.H., Watts, A.C., Randle, A.M., 2005. The myths of restoration ecology. *Ecol. Soc.* 10, art19. <https://doi.org/10.5751/ES-01277-100119>
- Holl, K.D., 2012. Restoration of tropical forests, in: Andel, J. van, Aronson, J. (Eds.), *Restoration ecology: the new frontier*. John Wiley & Son, Chichester, pp. 103–114. <https://doi.org/10.1111/emr.12078>
- Holl, K.D., Aide, T.M., 2011. When and where to actively restore ecosystems? *For. Ecol. Manage.* 261, 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H. V., Samuels, I.A., 2000. Tropical Montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restor. Ecol.* 8, 339–349.
- Holl, K.D., Lulow, M.E., 1997. Tropical rainforest effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica* 29, 459–468.
- Holl, K.D., Reid, J.L., Chaves-Fallas, J.M., Oviedo-Brenes, F., Zahawi, R.A., 2017. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *J. Appl. Ecol.* 54, 1091–1099. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12814>
- Holling, C.S., 1978. *Adaptive environmental assessment and management*, John Wiley & Sons. John Wiley & Sons, Chichester. <https://doi.org/10.1080/00139157.1986.9928829>
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical J.* 50, 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Houghton, R.A., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Moore, B., Peterson, B.J., Shaver, G.R., Woodwell, G.M., 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol. Monogr.* 53, 235–262. <https://doi.org/10.2307/1942531>
- Huffman, D.W., Stoddard, M.T., Springer, J.D., Crouse, J.E., 2017. Understory responses to tree thinning and seeding indicate stability of degraded Pinyon-Juniper woodlands. *Rangel. Ecol. Manag.* 70, 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.01.008>
- Jones, C.S., Duncan, D.H., Rumpff, L., Thomas, F.M., Morris, W.K., Vesik, P.A., 2015. Empirically validating a dense woody regrowth “problem” and thinning “solution” for understory vegetation. *For. Ecol. Manage.* 340, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.006>

Kleiber, C., Zeileis, A., 2008. Applied econometrics with R, Time. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-77318-6>

Lamb, D., Erskine, P.D., Parrota, J.A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310, 1628–1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>

Lewis, S.L., Brando, P.M., Phillips, O.L., Van Der Heijden, G.M.F., Nepstad, D., 2011. The 2010 Amazon drought. *Science* 331, 554. <https://doi.org/10.1126/science.1200807>

Lunt, I.D., 2003. A protocol for integrated management, monitoring and enhancement of degraded *Themeda triandra* grasslands based on plantings of indicator species. *Restor. Ecol.* 11, 223–230. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00201.x>

Luo, Y., Chen, H.Y.H., 2011. Competition, species interaction and ageing control tree mortality in boreal forests. *J. Ecol.* 99, 1470–1480. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01882.x>

Melo, A.C.G. de, Durigan, G., 2006. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Sci. For.* 149–154.

Miranda Neto, A., Martins, S.V., Silva, K. de A., Gleriani, J.M., 2012. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. *Rev. Árvore* 36, 869–878. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000500009>

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Conserv. Biol.* 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>

Nelder, J.A., Wedderburn, R.W.M., 1972. Generalized Linear Models. *J. R. Stat. Soc.* 135, 370–384. <https://doi.org/10.1002/jia2.25041>

Norden, N., Angarita, H.A., Bongers, F., Martínez-Ramos, M., Granzow-de la Cerda, I., van Breugel, M., Lebrija-Trejos, E., Meave, J.A., Vandermeer, J., Williamson, G.B., Finegan, B., Mesquita, R., Chazdon, R.L., 2015. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112, 8013–8018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>

Olson, M.G., Meyer, S.R., Wagner, R.G., Seymour, R.S., 2014. Commercial thinning stimulates natural regeneration in spruce–fir stands. *Can. J. For. Res.* 44, 173–181. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0227>

Osawa, A., Allen, R.B., 1993. Allometric theory explains self-thinning relationships of Mountain Beech and Red Pine. *Ecology* 74, 1020–1032.

Palomeque, X., Günter, S., Siddons, D., Hildebrandt, P., Stimm, B., Aguirre, N., Arias, R., Weber, M., 2017. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. *New For.* 48, 643–662. <https://doi.org/10.1007/s11056-017-9590-8>

- Pickett, S.T.A., Parker, V.T., 1994. Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. *Restor. Ecol.* 2, 75–79. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1994.tb00044.x>
- Podadera, D.S., Engel, V.L., Parrotta, J.A., Machado, D.L., Sato, L.M., Durigan, G., 2015. Influence of removal of a non-native tree species *Mimosa caesalpinifolia* Benth. on the regenerating plant communities in a tropical Semideciduous Forest under restoration in Brazil. *Environ. Manage.* 56, 1148–1158. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0560-7>
- Potvin, C., Dutilleul, P., 2009. Neighborhood effects and size-asymmetric competition in a tree plantation varying in diversity. *Ecology* 90, 321–327. <https://doi.org/10.2307/23035094>
- Prévosto, B., Monnier, Y., Ripert, C., Fernandez, C., 2012. To what extent do time, species identity and selected plant response variables influence woody plant interactions? *J. Appl. Ecol.* 49, 1344–1355. <https://doi.org/10.1111/jpe.12000>
- Prior, L.D., Bowman, D.M.J.S., 2014. Across a macro-ecological gradient forest competition is strongest at the most productive sites. *Front. Plant Sci.* 5, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00260>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reid, J.L., Holl, K.D., Zahawi, R.A., 2015. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. *Ecol. Appl.* 25, 1072–1082. <https://doi.org/10.1890/14-1399.1>
- Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A., Mittermeier, R.A., 2018. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* 16, 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S., 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 261, 1605–1613. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>
- Rokich, D.P., Dixon, K.W., Sivasithamparam, K., Meney, K.A., 2002. Smoke, mulch, and seed broadcasting effects on woodland restoration in Western Australia. *Restor. Ecol.* 10, 185–194. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02040.x>
- Ruiz-Jaén, María C., Aide, T.M., 2005a. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *For. Ecol. Manage.* 218, 159–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>

Ruiz-Jaén, Maria C., Aide, T.M., 2005b. Restoration success: how is it being measured? *Restor. Ecol.* 13, 569–577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Sansevero, J.B.B., Prieto, P.V., Moraes, L.F.D., Rodrigues, P.J.F.P., 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restor. Ecol.* 19, 379–389. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00556.x>

Sellan, G., Simini, F., Maritan, A., Banavar, J.R., de Haulleville, T., Bauters, M., Doucet, J.L., Beeckman, H., Anfodillo, T., 2017. Testing a general approach to assess the degree of disturbance in tropical forests. *J. Veg. Sci.* 28, 659–668. <https://doi.org/10.1111/jvs.12512>

SER (Society for Ecological Restoration, International), 2004. The SER International primer on ecological restoration. www.ser.org.

Sist, P., Mazzei, L., Blanc, L., Rutishauser, E., 2014. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 318, 103–109. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>

Souza, F.M. de, Batista, J.L.F., 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *For. Ecol. Manage.* 191, 185–200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.006>

Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restor. Ecol.* 23, 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>

Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Durigan, G., 2018. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Appl. Veg. Sci.* 21, 76–84. <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>

Suganuma, M.S., 2013. Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual. Tese. Universidade de São Paulo, São Paulo, estado de São Paulo.

Sweeney, B.W., Czapka, S.J., Yerkes, T., 2002. Riparian forest restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. *Restor. Ecol.* 10, 392–400. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02036.x>

Trujillo-Miranda, A.L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., Gerez-Fernández, P., 2018. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecol. Eng.* 117, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.03.011>

Uriarte, M., Condit, R., Canham, C.D., Hubbell, S.P., 2004. A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the identity of neighbours matter? *J. Ecol.* 92, 348–360. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00867.x>

Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. Modern applied statistics with S, Fourth. ed. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.2307/2685660>

Wagner, M., 2004. The roles of seed dispersal ability and seedling salt tolerance in community assembly of a severely degraded site, in: Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., Halle, S. (Eds.), *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press, Washington, pp. 266–284.

Walters, C., 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Company, New York, NY. <https://doi.org/10.4049/jimmunol.1200662>

Weiner, J., 1990. Asymmetric competition in plant populations. *Tree* 5, 360–364. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90095-U](https://doi.org/10.1016/0169-5347(90)90095-U)

Weiner, J., Thomas, S.C., 1986. Size variability and competition in plant monocultures. *Oikos* 47, 211–222. <https://doi.org/10.2307/3566048>

White, P.S., Walker, J.L., 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.* 5, 338–349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00547.x>

Williams, B.K., 2011. Adaptive management of natural resources - framework and issues. *J. Environ. Manage.* 92, 1346–1353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>

Wilson, S.J., Rhemtulla, J.M., 2016. Acceleration and novelty: community restoration speeds recovery and transforms species composition in Andean cloud forest. *Ecol. Appl.* 26, 203–218. <https://doi.org/10.1890/14-2129.1/supinfo>

Wortley, L., Hero, J.M., Howes, M., 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restor. Ecol.* 21, 537–543. <https://doi.org/10.1111/rec.12028>

Yeong, K.L., Reynolds, G., Hill, J.K., 2016. Enrichment planting to improve habitat quality and conservation value of tropical rainforest fragments. *Biodivers. Conserv.* 25, 957–973. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1100-3>

Zhang, Z., Papaik, M.J., Wang, X., Hao, Z., Ye, J., Lin, F., Yuan, Z., 2017. The effect of tree size, neighborhood competition and environment on tree growth in an old-growth temperate forest. *J. Plant Ecol.* 10, 970–980. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw126>

Zhu, J., Lu, D., Zhang, W., 2014. Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. *J. For. Res.* 25, 501–510. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0489-3>

CAPÍTULO 2 - O DESBASTE ESTIMULA A REGENERAÇÃO NATURAL ARBÓREA SOB FLORESTA TROPICAL RESTAURADA

Carlos Delano Cardoso de Oliveira, Giselda Durigan e Francis Edward Putz

RESUMO

O manejo adaptativo é necessário quando o desenvolvimento do ecossistema não segue a trajetória desejada. Em florestas restauradas por meio do plantio de árvores em alta densidade, a redução da área basal (AB) pelo desbaste de árvores plantadas é uma ferramenta potencial de manejo adaptativo para estimular a regeneração natural. Nesse capítulo, buscamos elucidar como a comunidade arbórea em regeneração sob o dossel de uma floresta tropical restaurada responde a diferentes intensidades de desbaste. Em 2012, aplicamos duas intensidades de desbaste em uma floresta restaurada (plantio em 1990). Amostramos a floresta e o sub-bosque antes e imediatamente após o desbaste e ao longo do tempo depois de um, dois, cinco e oito anos desde a intervenção. Parcelas não manejadas foram mantidas como tratamento controle. Os impactos do desbaste sobre as espécies arbóreas em regeneração foram desprezíveis, com pequeno número de indivíduos mortos e danificados. A mortalidade decorrente do desbaste foi menor que a mortalidade natural nas parcelas controle no período de um ano. A densidade de plântulas e o número de recrutas foram altos nos primeiros anos após o desbaste nas parcelas com menor área basal residual, enquanto a mortalidade das plântulas e as mudanças de plântulas para juvenis e de juvenis para árvores foram também maiores neste tratamento alguns anos após o manejo. Os resultados sugerem que onde o dossel ficou mais aberto e a competição imposta pelas árvores plantadas foi reduzida, a dinâmica do sub-bosque se intensificou com um pulso de regeneração natural nos primeiros anos após o desbaste, seguido por alta mortalidade e altas taxas de mudanças de plântulas para juvenis e de juvenis para adultos. O fato de que as densidades de plântulas voltaram a não diferir entre os tratamentos aos 8 anos após o desbaste sugere que outra intervenção de manejo se faz necessária. Os valores máximos de riqueza de espécies de plântulas e juvenis aos oito anos após o desbaste foram observados apenas em parcelas de baixa AB residual. As mudanças na composição das espécies seguiram trajetórias aparentemente aleatórias em todos os

tratamentos, mas foram mais pronunciadas nas parcelas desbastadas e na classe de juvenis. O desbaste gera benefícios temporários na comunidade, o que indica a necessidade de manejo frequente e/ou aprimoramento da técnica. Por outro lado, o baixo impacto gerado pela operação de desbaste fornece bases para o manejo sustentável de florestas restauradas.

Palavras-chave: Dinâmica florestal. Diversidade de árvores. Estrutura da floresta. Manejo adaptativo. Restauração florestal. Silvicultura tropical.

ABSTRACT

Adaptive management is necessary when ecosystem development does not follow the desired trajectory. In forests restored by planting trees in high density, reduction of the basal area (BA) by thinning planted trees is a potential tool of adaptive management to stimulate natural regeneration. In this chapter, we seek to elucidate how the regenerating tree community under the canopy of a restored tropical forest responds to different thinning intensities. In 2012, we applied two thinning intensities in a restored forest (planted in 1990). We sampled the forest and understory before and immediately after thinning and over time after one, two, five and eight years since the intervention. Unmanaged plots were maintained as a control treatment. The impacts of thinning on regenerating tree species were negligible, with a small number of dead and damaged individuals. Mortality resulting from thinning was lower than natural mortality in control plots over one year. Seedling density and number of recruits were high in the first years after thinning in plots with the lowest residual basal area, while seedling mortality and seedling changes for juveniles and juveniles for trees were also higher in this treatment a few years after management. The results suggest that where the canopy became more open and the competition imposed by planted trees was reduced, the dynamics of the understory intensified with a pulse of natural regeneration in the first years after thinning, followed by high mortality and high rates of change from seedlings to juveniles and juveniles to adults. The fact that seedling densities did not differ between treatments at 8 years after thinning suggests that another management intervention is necessary. The maximum values of seedling and juvenile species richness at eight years after thinning were observed only in low residual BA plots. Changes in species composition followed apparently random trajectories in all treatments, but they were

more pronounced in thinned plots and in juvenile class. Thinning generates temporary benefits in the community, which indicates the need for frequent management and/or improvement of the technique. On the other hand, the low impact generated by the thinning operation provides a basis for sustainable management of restored forests.

Keywords: Forest dynamics. Tree diversity. Forest structure. Adaptive management. Forest restoration. Tropical silviculture.

2.1 INTRODUÇÃO

O manejo adaptativo (Holling, 1978; Walters, 1986) é o processo pelo qual o conhecimento gerado a partir dos resultados do manejo é sistematicamente utilizado para melhorar o próprio manejo (Williams et al., 2009). Quando as intervenções de manejo ambiental são devidamente planejadas, as abordagens científicas são consideradas na sua concepção, implementação e avaliação (Schreiber et al., 2004). É um processo de aprender fazendo (Walters e Holling, 1990) no qual escolhas baseadas no conhecimento disponível são feitas com base em um planejamento prévio e cujos principais resultados são a melhoria do conhecimento sobre o sistema e melhoria do manejo com base nesse conhecimento (Williams, 2011). O manejo adaptativo tem sido cada vez mais utilizado na restauração ecológica (Cannon et al., 2018; Cummings et al., 2005), na tentativa de redirecionar o desenvolvimento do ecossistema para a trajetória desejada (Prach et al., 2019).

O desbaste é um tratamento silvicultural aplicado para reduzir a competição em povoamentos florestais, aumentando a disponibilidade de luz (Hale, 2003), água (Bréda et al., 1995) e nutrientes (Stone et al., 1999) para as árvores que permanecem no sistema (Brandl, 1992). O desbaste é prescrito mundialmente para a produção comercial de madeira (Avila et al., 2017; David et al., 2019; Li et al., 2018; Martins et al., 2018; Olson et al., 2012; Soares et al., 2017) e também tem sido empregado para fins ecológicos (Gonsalves et al., 2018; Leonardsson et al., 2015; Swinfield et al., 2016). Apesar do aumento recente nas aplicações de desbaste para restauração ecológica (Dwyer e Mason, 2018), poucos estudos abordaram os efeitos do desbaste em florestas tropicais de alta diversidade em restauração (Podadera et al., 2015). Em alguns casos, as florestas tropicais em restauração excedem os ecossistemas de referência em biomassa (Melo e Durigan, 2006; Miranda Neto et al., 2012; Suganuma

e Durigan, 2015) e apresentam distribuições de classes de tamanho de árvores bastante diferentes das florestas de referência (Oliveira et al., 2019). Essas condições indicam competição intensa (Prévosto et al., 2012; Zhang et al., 2017) e processos sucessionais prejudicados, o que pode comprometer a sustentabilidade ecológica das florestas restauradas. Nesses casos, o desbaste pode reduzir a competição e readequar a estrutura de florestas restauradas. Já foi demonstrado que o desbaste faz aumentar o crescimento do povoamento (Brown et al., 2019; Gavinet et al., 2015), as taxas de sequestro de carbono (Dwyer et al., 2010; Vargas et al., 2009), a regeneração (O'Hara et al., 2010) e densidade de sub-bosque (Otto et al., 2012), a taxa de recuperação da cobertura (Jones et al., 2015) e a diversidade de espécies (Ares et al., 2010). No entanto, a maioria dos estudos avalia os efeitos do desbaste em escalas de tempo curtas, com limitadas informações de longo prazo (Schreiber et al., 2004). Além disso, o manejo adaptativo é um processo iterativo para o qual o monitoramento constante é de fundamental importância (Block et al., 2001).

O conhecimento sobre o desbaste como ferramenta de manejo adaptativo e o aprimoramento de sua aplicação podem contribuir para a retomada dos processos ecológicos que sustentam os benefícios das intervenções de restauração. Em particular, o grau de abertura das copas afetará as respostas da vegetação (Brokaw, 1985; Dupuy e Chazdon, 2008). Se as intervenções forem muito leves, quaisquer benefícios provavelmente serão temporários (Jones et al., 2015) e as respostas da vegetação podem ser insignificantes (Huffman et al., 2017). Por outro lado, o desbaste muito intenso pode facilitar o estabelecimento de espécies que dificultam o processo de sucessão, como gramíneas invasoras (Podadera et al., 2015) e outras espécies indesejadas (Jones et al., 2015; Kueffer et al., 2010). Além disso, a possibilidade de que o corte de árvores cause a morte e danos mecânicos a indivíduos remanescentes deve ser considerada (Duncan e Chapman, 2003). Assim, a quantificação dos impactos do desbaste é desejável para dar suporte a políticas de manejo e para a estimativa dos impactos ecológicos e econômicos desta prática de manejo. O monitoramento da comunidade arbórea ao longo do tempo permite avaliar a mudança na trajetória do ecossistema manejado (Dwyer e Mason, 2018), a duração dos efeitos da intervenção de desbaste, revela como diferentes características da comunidade vegetal respondem ao longo do tempo e fornece outras informações sobre o desenvolvimento da floresta pós-desbaste que são relevantes para o manejo.

No capítulo anterior, verificamos que a alta densidade de árvores com DAP ≥ 20 cm e altura maior que 20 m intensificou a competição assimétrica e reduziu o recrutamento de plântulas para classes de tamanho intermediário em florestas tropicais restauradas. Nesse capítulo, avaliamos os efeitos de diferentes intensidades de desbaste para estimular a regeneração natural de espécies arbóreas sob Mata Atlântica em restauração. Em particular, utilizamos um conjunto de parcelas permanentes e um intervalo de tempo de oito anos para determinar como diferentes intensidades de desbaste afetam a dinâmica, a diversidade e a composição da comunidade arbórea em regeneração natural ao longo do tempo. Quantificamos também as perdas devido à queda das árvores cortadas e os incrementos em área basal (AB) após o desbaste. Com base em resultados de estudos anteriores (por exemplo, Ares et al., 2010; Jones et al., 2015; Olson et al., 2014; Otto et al., 2012; Podadera et al 2015), esperávamos que o desbaste proporcionasse benefícios ecológicos para a comunidade remanescente, tornando-a mais semelhante às florestas de referência em termos de estrutura e aumentando sua diversidade. Nós também esperávamos maior recrutamento de indivíduos de espécies intolerantes à sombra, devido ao aumento na disponibilidade de luz, e maiores incrementos em AB nas parcelas desbastadas, como consequência do aumento da disponibilidade de recursos no crescimento das árvores remanescentes (Brown et al., 2019).

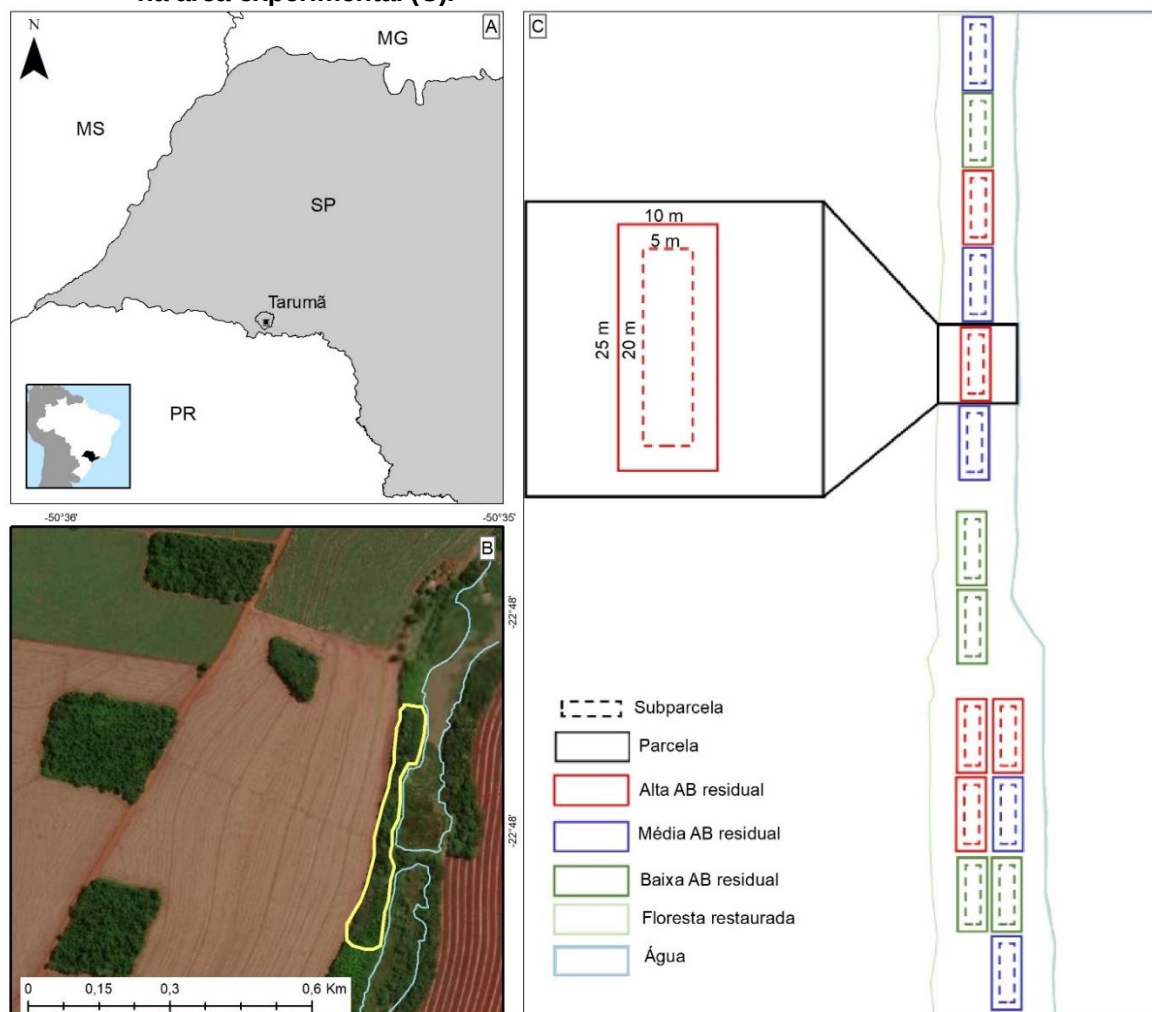
2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O experimento de desbaste foi implementado em janeiro de 2012 em uma área de 1,2 ha de floresta restaurada na fazenda Canaçu, Tarumã, estado de São Paulo, Brasil (22° 47' 37" S, 50° 35' 06" O) (Figuras 2.1A e B), onde mudas de árvores foram plantadas em janeiro de 1990. A vegetação do local antes da conversão para a agricultura era Floresta Estacional Semidecidual, uma formação vegetal da Mata Atlântica caracterizada pela sazonalidade climática. O clima regional é Cfa - subtropical úmido com verão quente (Alvares et al., 2013), a precipitação média anual é de 1.331 mm, concentrada em dezembro-março, e as temperaturas médias, mínimas e máximas são 22,9, -2,5 e 39,2 ° C (CIIAGRO, 2020). O solo é profundo, rico em argila, mas bem drenado, com alto teor de nutrientes e alta capacidade de

água disponível, classificado como nitossolo eutrófico (IUSS Working Group WRB, 2015). Trata-se de solo ligeiramente ácido, com pH de 4,9, 33 g dm⁻³ de matéria orgânica, capacidade de troca catiônica (CTC) de 100,5 mmol_c dm⁻³ e saturação por bases (V) de 55%. A combinação de clima favorável e solos férteis estimulou o desmatamento e a expansão da agricultura na região. Em 2004, restavam apenas 2% da floresta nativa no município de Tarumã (Kronka et al., 2005). Atualmente, a paisagem regional é uma matriz de agricultura intensiva dominada pela cana-de-açúcar, seguida pela soja, milho e mandioca. A área experimental é uma faixa previamente agrícola de 30 m x 400 m ao longo das margens de um ribeirão represado. Em janeiro de 1990, mudas de 28 espécies arbóreas nativas foram plantadas no espaçamento de 3,0 m x 1,5 m, resultando em uma densidade de mudas de 2.222 ha⁻¹ (Silveira e Durigan, 2004).

Figura 2.1 - Localização da floresta restaurada no município de Tarumã, estado de São Paulo (A), recorte de imagem de satélite (Google Earth 26/03/2019) com destaque da área experimental (B) e croqui demonstrativo da distribuição das parcelas e tratamentos na área experimental (C).



2.2.2 Desenho experimental e amostragem

O delineamento experimental foi baseado na média de área basal e na distribuição de árvores em classes de tamanho em nove florestas nativas, variando entre florestas maduras, secundárias e degradadas na mesma região, previamente estudadas por Suganuma e Durigan (2015) e Oliveira et al. (2019). Essas florestas forneceram valores de referência para conduzir o desbaste, bem como para avaliar os resultados do manejo ao longo do tempo. Primeiramente, amostramos a floresta restaurada para i) identificar as árvores que seriam desbastadas, e ii) para caracterizar o sub-bosque que responderia à operação de desbaste. O sub-bosque poderia, potencialmente, ser prejudicado pelo corte de árvores ou beneficiado pela diminuição da competição.

Em dezembro de 2011, 21 anos após o plantio, todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP, medido a 1,3 m) ≥ 5 cm foram medidas em quinze parcelas de 10 x 25 m (0,025 ha) dentro da faixa de floresta restaurada, mantendo-se uma faixa de pelo menos 5 m de distância da borda da floresta restaurada. Dentro de cada parcela, uma área menor de 5 x 20 m (mantendo uma bordadura de 2,5 m) foi definida como a parcela útil de amostragem das plantas em regeneração natural, que foram objeto de estudo para avaliar a resposta ao desbaste. Em cada parcela de 5 x 20 m, todos os indivíduos de espécies arbóreas regenerando-se espontaneamente, com altura $\geq 0,5$ m foram identificados e receberam uma etiqueta numerada de alumínio fixa à base do caule com arame galvanizado suficientemente largo para acomodar o crescimento da planta. Os indivíduos regenerantes amostrados foram categorizados em três classes de tamanho: (i) $DAP < 1$ cm; (ii) $1 \leq DAP < 5$ cm; e (iii) $DAP \geq 5$ cm. Para efeito deste estudo, denominamos plântulas os indivíduos $DAP < 1$ cm, juvenis os indivíduos com $1 \leq DAP < 5$ cm e árvores os indivíduos com $DAP \geq 5$ cm. Para árvores com mais de um fuste, calculamos o diâmetro equivalente (d_g), que corresponde a um único diâmetro hipotético obtido a partir da soma da área seccional de todos os fustes. A amostragem do estrato arbóreo antes do desbaste mostrou que a área basal (AB) nas parcelas variou de $16,85 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ a $58,53 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabela 2.1), com 11 parcelas superando os valores de área basal de florestas de referência na mesma região ($25,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$; Suganuma e Durigan, 2015). Em 13 das 15 parcelas, a densidade de árvores com $DAP \geq 20$ cm excedeu a densidade média nas florestas de referência ($178 \text{ indivíduos ha}^{-1}$; Oliveira et al., 2019) e as maiores árvores plantadas

tinham 43 - 89 cm DAP. A sobrevivência média das árvores plantadas nas parcelas (desde 1990) foi 34,6%.

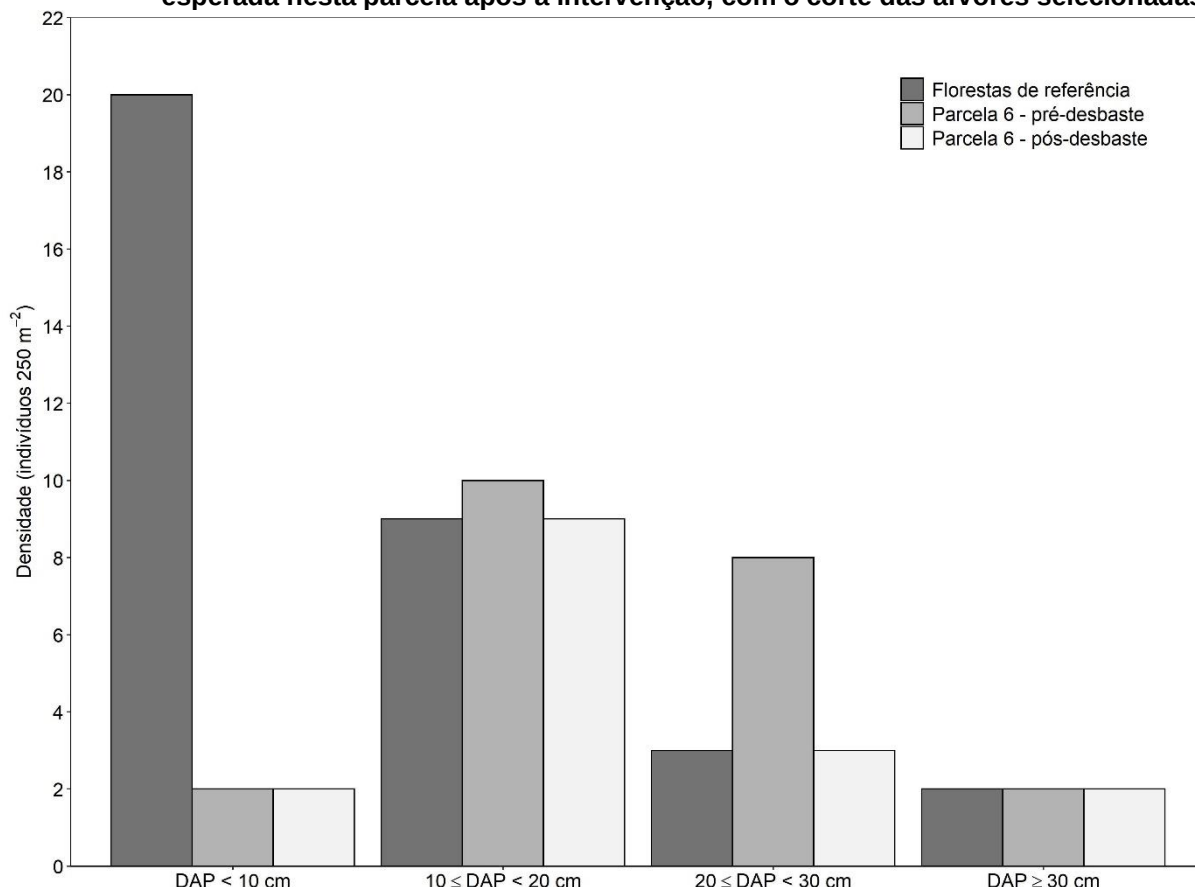
Tabela 2.1 – Tratamento e valores médios de área basal (AB) antes do desbaste, eliminada pelo desbaste, número de árvores cortadas, média (erro padrão da média) de DAP das árvores cortadas e AB residual (logo após o desbaste) para cada uma das 15 parcelas experimentais.

Parcela	Tratamento (área basal residual)	AB antes (m ² ha ⁻¹)	AB cortada (m ² ha ⁻¹)	Árvores cortadas (parcela)	Média (EP) DAP árvores cortadas	AB residual (m ² ha ⁻¹)
1	Média	30,56	11,42	8	18,8 (3,8)	19,14
2	Baixa	24,85	11,58	3	30,0 (12,8)	13,26
3	Alta	35,83	0,00	0	-	35,83
4	Média	25,06	1,03	1	18,1	24,02
5	Alta	58,53	0,00	0	-	58,53
6	Média	29,42	6,06	7	15,7 (2,2)	23,37
7	Baixa	29,00	11,28	2	41,5 (8,5)	17,73
8	Baixa	26,10	10,92	2	41,7 (1,6)	15,19
9	Alta	34,95	0,00	0	-	34,95
10	Alta	38,11	0,00	0	-	38,11
11	Média	26,39	4,37	3	19,4 (6,7)	22,02
12	Alta	51,54	0,00	0	-	51,54
13	Baixa	16,85	5,21	3	22,6 (4,6)	11,64
14	Baixa	20,70	3,70	6	13,1 (2,3)	17,00
15	Média	26,53	5,93	4	20,0 (4,9)	20,60

O experimento de desbaste foi instalado em janeiro de 2012, com três tratamentos e cinco repetições: (i) alta AB residual (controle, sem desbaste, com AB > 33,41 m² ha⁻¹ ou mais de 30% acima do valor médio registrado nas florestas de referência); (ii) média AB residual (desbaste mais intenso, com AB entre 17,99 e 33,41 m² ha⁻¹ ou semelhante à das florestas de referência); e (iii) baixa AB residual (desbaste mais intenso, com AB menor que 17,99 m² ha⁻¹ ou mais de 30% abaixo da referência). Para definir qual tratamento seria aplicado em cada parcela, as parcelas foram primeiramente ordenadas por AB. As cinco parcelas com o maior e duas parcelas com o menor valor de AB foram atribuídas aos tratamentos de alta e baixa AB residual, respectivamente. As parcelas restantes foram randomizadas para completar os tratamentos de média e baixa AB residual. Para decidir quais árvores cortar, primeiro construímos histogramas de DAP para parcelas individuais, que foram emparelhados com o histograma para as florestas de referência (exemplo na Figura 2.2). Definimos, assim, quantas árvores manter em cada classe de tamanho em cada parcela, para atingir a área basal esperada (de acordo com o tratamento dado àquela parcela), e respeitando ao máximo a proporção entre as classes de tamanho encontrada em

florestas nativas. Prioridade de corte foi dada a espécies pioneiras e espécies plantadas em alta densidade.

Figura 2.2 – Exemplo de histograma direcionador do desbaste (Parcela 6, tratamento de média AB residual). Distribuição de árvores em classes de tamanho em florestas de referência, distribuição registrada na parcela 6 antes do desbaste e distribuição esperada nesta parcela após a intervenção, com o corte das árvores selecionadas.



O número de indivíduos desbastados por parcela variou de 1 - 8 (Tabela 2.1), devido ao tamanho das árvores e às diferenças na área basal pré-tratamento. O DAP das árvores desbastadas variou entre 5,2 - 50,0 cm (a média e erro padrão da média por parcela são apresentados na Tabela 2.1) e a AB desbastada variou de 1,03 m² ha⁻¹ a 11,58 m² ha⁻¹ (Tabela 2.1). Em toda a área experimental de 1,2 ha, foram derrubadas 39 árvores das 13 seguintes espécies: *Croton floribundus* (9), *Casearia sylvestris* (6), *Genipa americana* (5), *Schinus terebinthifolia* (5), *Inga vera* (3), *Poecilanthe parviflora* (3), *Tapirira guianensis* (2), *Centrolobium tomentosum* (1), *Croton urucurana* (1), *Cytharexylum myrianthum* (1), *Dahlstedtia muehlbergiana* (1), *Guarea kunthiana* (1) e *Peltophorum dubium* (1). O corte das árvores foi feito com uso de motosserra, direcionando a queda para as bordas da floresta. Cada fuste abatido

foi traçado em pedaços de 1 m e extraído manualmente da floresta (Figura 2.3). Não foram aplicados herbicidas, mas apenas algumas árvores rebrotaram e os raros rebrotos observados eram fracos e de crescimento lento. Logo após o tratamento, a AB variou de 34,95 a 58,53 m² ha⁻¹ nas parcelas não desbastadas (controle), 19,14 - 24,02 m² ha⁻¹ no tratamento de média AB residual e 11,64 - 17,73 m² ha⁻¹ no tratamento de baixa AB residual (Tabela 2.1).

Figura 2.3 - Vista da floresta logo após a operação de desbaste. Os fustes provenientes do desbaste foram traçados para extração manual da floresta, minimizando o impacto. Foto: Giselda Durigan.



Para caracterização da operação de desbaste, estimamos as mudanças na cobertura do dossel nas parcelas, utilizando fotografias hemisféricas tiradas no centro das parcelas de 10 x 25 m com uma câmera Canon EF (lente olho de peixe 8-15 mm) a 1 m de altura do solo (dados apresentados na Tabela C.1 do Apêndice C).

Uma segunda amostragem foi realizada aos dois meses após o desbaste (quando as plantas danificadas já tinham rebrotado, em março de 2012), para avaliar os impactos do corte de árvores na regeneração natural. Todos os indivíduos mortos e aqueles que perderam altura devido a danos mecânicos foram registrados nessa amostragem como prejudicados pela operação de desbaste. As medições

subsequentes foram realizadas em março de 2013 (sub-bosque), abril de 2014 (sub-bosque e arbóreo), abril de 2017 (sub-bosque) e julho de 2020 (sub-bosque e arbóreo). Indivíduos não encontrados em campo foram contabilizados como mortos e os recrutas (novos indivíduos que atingiram 0,5 m de altura após a avaliação anterior) foram incluídos e receberam etiqueta numerada.

2.2.3 Análise dos dados

Com base nas medições de dezembro de 2011 e março de 2012, contabilizamos o número de indivíduos danificados (perda de altura devido ao corte de árvores) e mortos por desbaste. Também comparamos a mortalidade de regenerantes no sub-bosque (plântulas + juvenis) devido às operações de desbaste com a mortalidade natural ao longo do primeiro ano em parcelas não desbastadas (Sheil et al., 1995). Para isso, usamos o teste de Mann-Whitney bicaudal, uma vez que os dados não apresentaram distribuição normal de acordo com um Teste de Shapiro-Wilk ($W = 0,771$, $p = 0,002$). Em seguida, analisamos os efeitos do desbaste ao longo do tempo (2013-2020) na dinâmica, diversidade e composição da comunidade de plântulas e juvenis em regeneração natural e nos incrementos anuais absolutos e relativos em AB das árvores entre 2014 e 2020.

No que diz respeito à dinâmica do sub-bosque, monitoramos as densidades, o número de recrutas (indivíduos que atingiram o critério de inclusão no estudo – mínimo de 0,5 m de altura), o número de plântulas e juvenis mortos e o número de indivíduos que recrutaram entre as classes de tamanho (plântulas para juvenis e juvenis para adultos) de 2013 a 2020. Comparamos as densidades de plântulas e juvenis em 2012 usando Modelos Lineares Generalizados (MLG) (Nelder e Wedderburn, 1972) com distribuição de erro binomial negativo e log como função de ligação, para testar potenciais diferenças na densidade não relacionadas ao desbaste. Plotamos os valores de densidade de plântulas e juvenis de florestas de referência na mesma região, para comparação (Oliveira et al., 2019). Como a maioria das parcelas não apresentou juvenis mortos nos períodos 2012-2013 e 2013-2014, restringimos a análise dessa variável aos períodos 2014-2017 e 2017-2020. Para todas as variáveis resposta, ajustamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (MLGM; Bolker et al., 2009), considerando a distribuição de erro Poisson, uma vez que os dados não apresentaram superdispersão, e log como função de ligação. Para o ajuste do MLGM,

consideramos tratamento, tempo e interação como efeitos fixos e parcela como efeito aleatório. Os valores de AB_{inicial} , AB_{cortada} , bem como a relação $AB_{\text{cortada}}/AB_{\text{residual}}$ não foram incluídos nos modelos pelo fato de que aumentariam o valor do Critério de Informação de Akaike (AIC). A qualidade dos ajustes foi checada com base nos resíduos dos modelos e valores de AIC. Utilizamos o Teste de Razão de Verossimilhança para testar os efeitos fixos e contrastes, com base nas médias ajustadas e teste de Tukey, para identificar diferenças.

Os efeitos dos tratamentos sobre a diversidade de espécies de plântulas e juvenis foram analisados com base em curvas de riqueza rarefeita, devido às diferenças de densidade entre parcelas. A riqueza rarefeita pode ser utilizada como indicativo de diversidade de espécies, uma vez que leva em consideração a uniformidade (Durigan, 2009). As curvas de riqueza rarefeita foram interpoladas e extrapoladas para cada tratamento logo após o desbaste (2012), bem como após um (2013) e oito anos (2020), para tornar visíveis mudanças temporais na riqueza de espécies.

Para analisar as mudanças na composição das espécies em resposta aos tratamentos e ao longo do tempo, utilizamos o índice de Morisita-Horn como medida de similaridade. Este índice, baseado em abundância, é robusto mesmo em situações de subamostragem, porque considera as abundâncias relativas das espécies (Jost et al., 2011). Utilizando este índice, realizamos o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, do inglês) para 3 dimensões, e plotamos as duas primeiras dimensões para visualizar as trajetórias composicionais de cada parcela ao longo do tempo. Realizamos ainda a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, do inglês), para testar as diferenças na composição das espécies para todo o conjunto de dados e separadamente para cada medição. Finalmente, classificamos as espécies quanto à tolerância à sombra (Durigan et al., 2004) e testamos os efeitos dos tratamentos sobre a proporção de recrutas de espécies tolerantes à sombra usando MLGM com distribuição de erro binomial. Consideramos apenas os dados do primeiro ano após o desbaste nesta análise porque a disponibilidade de recursos deve atingir um pico logo após a intervenção e diminuir com o tempo até a estabilização.

Por fim, comparamos os incrementos absolutos ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e relativos (%) em área basal das parcelas entre os tratamentos entre 2014 e 2020. Para essas análises, utilizamos Modelos Lineares (LM) e consideramos o tratamento como efeito fixo.

Para todas as análises utilizamos o programa R versão 3.6.1 (R Core Team, 2019) e adotamos o nível $\alpha = 0,05$ para os procedimentos de inferência. Utilizamos os pacotes lme4 (Bates et al., 2015) para ajustar os MLGM, DHARMA (Hartig, 2020) para testar a superdispersão e verificar os resíduos dos modelos, emmeans (Lenth, 2020) para comparar médias, iNEXT (Hsieh et al., 2016) para construir as curvas de riqueza rarefeita e vegan (Oksanen et al., 2019) para análises da composição de espécies.

2.3 RESULTADOS

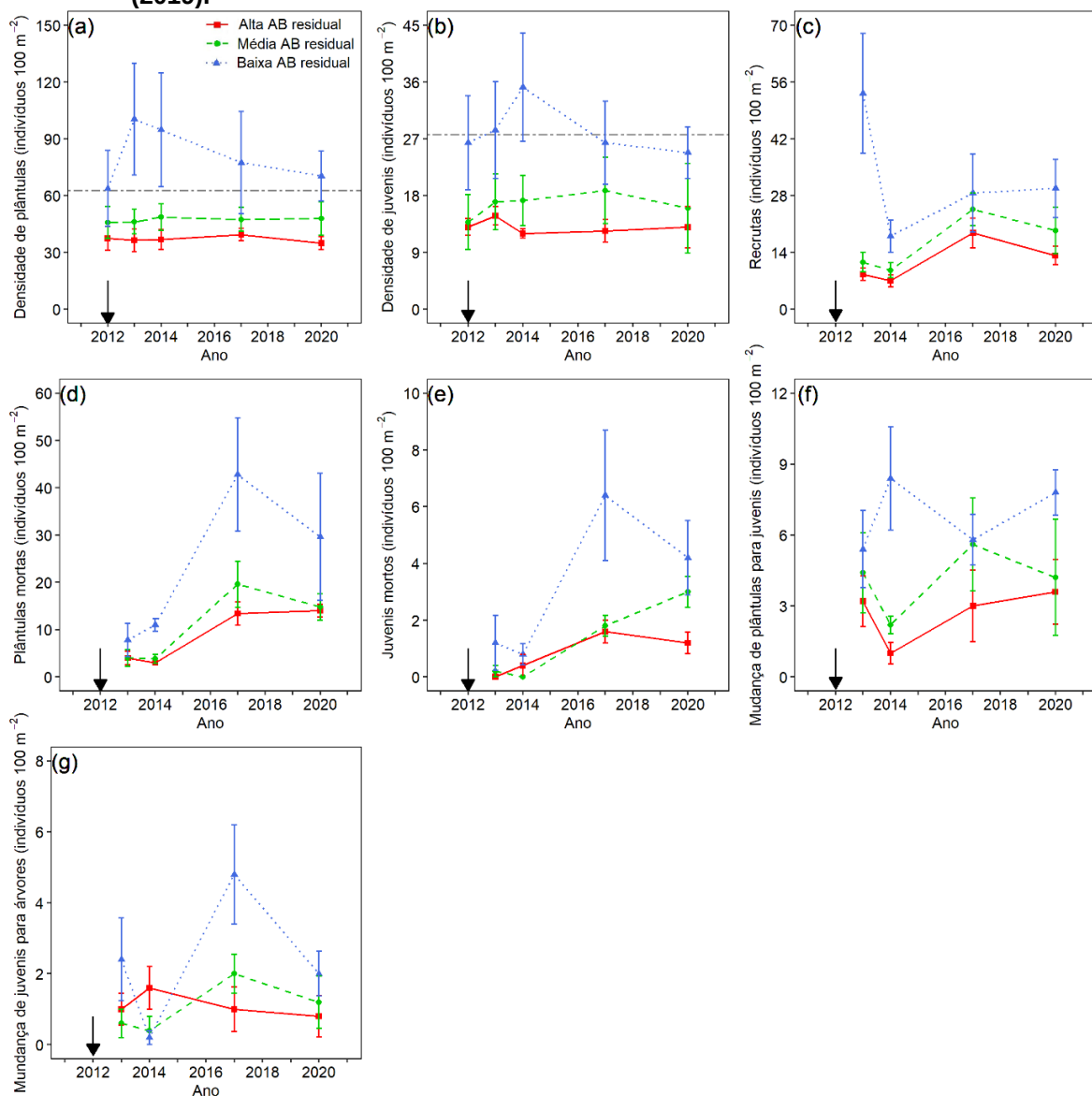
Considerando os dados de todas as medições, 2.229 indivíduos regenerantes foram amostrados, representando 23 famílias e 66 espécies, sendo 58 espécies nativas da Mata Atlântica e 8 exóticas (Tabela D.1 do Apêndice D). As espécies mais abundantes na comunidade em regeneração foram *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), *Guarea kunthiana* (Meliaceae) e *Tabernaemontana catharinensis* (Apocynaceae) (Tabela D.1 do Apêndice D). Dentre as 28 espécies de árvores nativas plantadas, cinco não foram amostradas na comunidade em regeneração: *Calophyllum brasiliense* (Callophyllaceae), *Campomanesia xanthocarpa* (Myrtaceae), *Ceiba speciosa* (Malvaceae), *Gymnanthes klotzschiana* (Euphorbiaceae) e *Handroanthus heptaphyllus* (Bignoniaceae) (Tabela D.1 do Apêndice D).

Indivíduos danificados (20) ou mortos (12) durante as operações de desbaste foram registrados apenas em cinco das dez parcelas desbastadas. O número médio ($\pm$ erro padrão da média) de plântulas e juvenis danificados ou mortos pelo corte de uma árvore foi de 0,8 ($\pm$ 0,6) e 0,5 ($\pm$ 0,2), respectivamente. Mesmo nas parcelas onde a densidade de árvores desbastadas com DAP > 5 cm foi mais elevada (240 e 320 árvores ha⁻¹), as porcentagens de indivíduos danificados e mortos foram baixas (0 - 3,1% e 0 - 1,6%, respectivamente). A mortalidade média ($\pm$ erro padrão da média) devido a danos pelo desbaste (1,8% $\pm$ 1,0%) foi significativamente menor do que a mortalidade natural em parcelas não desbastadas durante o primeiro ano (10,7% $\pm$ 3,4%) (W = 46, p = 0,010).

A densidade média de plântulas variou de 3.480 ind. ha⁻¹ (no tratamento de alta AB residual em 2020) a 10.040 ind. ha⁻¹ (no tratamento de baixa AB residual em 2013) (Figura 2.4a), enquanto a densidade de juvenis variou de 1.200 ind. ha⁻¹ (alta AB residual em 2014) a 3.520 ind. ha⁻¹ (baixa AB residual em 2014) (Figura 2.4b). A densidade de plântulas e juvenis não diferiu entre os tratamentos em 2012 (p = 0,207

e $p = 0,102$, respectivamente). Houve interação entre tratamento e tempo para densidade de plântulas ($p = 0,003$), número de recrutas ($p < 0,001$), número de plântulas mortas ($p = 0,032$), número de plântulas que cresceram e se tornaram juvenis ($p < 0,001$) e juvenis que ingressaram na classe de árvores ($p < 0,001$), enquanto o tratamento afetou o número de juvenis mortos ($p = 0,007$). Nenhum dos fatores fixos (tratamento, tempo e interação) afetou a densidade de juvenis ($p = 0,208$).

Figura 2.4 - Médias ($\pm$ erro padrão da média) do número por parcela (100 m^2) de plântulas (a), juvenis (b), recrutas (c), plântulas mortas (d), juvenis mortos (e), plântulas que se tornaram juvenis (f) e juvenis que se tornaram adultos (g) ao longo do tempo em uma floresta tropical restaurada após diferentes tratamentos de desbaste (cores das linhas). Classes de tamanho: plântulas ($\text{DAP} < 1 \text{ cm}$); juvenis ($1 \leq \text{DAP} < 5 \text{ cm}$); e árvores ($\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$). Recrutas: indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão no estudo (altura $\geq 0,5 \text{ m}$). A seta acima do eixo do tempo aponta o ano do desbaste e a linha horizontal cinza em (a) e (b) representa o valor médio obtido para a variável em florestas de referência na mesma região, conforme Oliveira et al. (2019).



Um ano após o desbaste (2013), a densidade de plântulas foi maior em parcelas com baixa AB residual (Figura 2.5) do que nas parcelas controle (isto é, alta AB residual) ($p = 0,027$, Figura 2.4a), mas nenhuma outra diferença entre os tratamentos foi detectada para esta variável nos anos subsequentes. A densidade de plântulas variou ao longo do tempo apenas nas parcelas de baixa AB residual, sendo maior em 2013 do que em 2017 ($p < 0,001$) e 2020 ($p < 0,001$), e, da mesma forma, maior em 2014 do que em 2017 ($p = 0,016$) e em 2020 ($p < 0,001$) (Tabela E.1 do Apêndice E). O número de recrutas em parcelas com baixa AB residual foi maior do que nas parcelas com alta AB residual em 2013 ($p < 0,001$), 2014 ($p < 0,001$) e 2020 ($p = 0,006$), e também maior do que parcelas com média AB residual em 2013 ($p < 0,001$) e 2014 ($p = 0,023$) (Figura 2.4c). O número de plântulas mortas foi maior no tratamento de baixa AB residual do que nos tratamentos de alta e média AB residual em 2014 e 2017 (Figura 2.4d) (Tabela E.1 do Apêndice E). O número de juvenis mortos foi maior nas parcelas de baixa AB residual quando comparadas às parcelas controle ($p = 0,001$).

Figura 2.5 - Vista do interior da floresta restaurada um ano após o desbaste, no tratamento que resultou em baixa área basal residual. Foto: Giselda Durigan.



Nas parcelas com baixa AB residual, o número de plântulas que se tornaram juvenis foi maior do que nos outros dois tratamentos em 2014 ($p < 0,001$ para ambas as comparações) (Figura 2.4f). Por último, o número de juvenis que se tornaram árvores foi menor nas parcelas com baixa AB residual do que naquelas com alta AB residual em 2014 ($p = 0,008$) (Figura 2.4g), maior do que neste tratamento em 2017 ($p = 0,019$) e também maior do que nas parcelas com média AB residual em 2013 ($p = 0,007$). O número de plântulas mortas e o número de plântulas que se tornaram juvenis variaram ao longo do tempo em todos os tratamentos, enquanto o número de juvenis que se tornaram adultos variou no tempo apenas nas parcelas desbastadas (Tabela E.1 do Apêndice E).

Considerando-se as cinco parcelas de cada tratamento e indivíduos regenerantes de todos os tamanhos, um ano após o desbaste havia + 2 espécies em parcelas com alta AB residual (controle), + 3 espécies em parcelas com média AB residual e + 10 espécies em parcelas com baixa AB residual. No total, oito anos após o desbaste, encontramos + 6 espécies em parcelas com alta AB residual, + 1 espécie em parcelas com média AB residual e + 12 espécies em parcelas com baixa AB residual.

As curvas de rarefação para plântulas não mostraram diferenças na riqueza entre os tratamentos em 2012, 2013 ou 2020 (Figura 2.6a-c), nem entre os anos dentro de cada tratamento (Figura 2.7a-c). Nos tratamentos de alta e baixa AB residual, a riqueza atingiu os valores máximos, dentro dos períodos avaliados, aos oito anos após o desbaste (Figura 2.7a e c), enquanto no tratamento de média AB residual o pico no número de espécies foi alcançado um ano após o desbaste (Figura 2.7b). Para os juvenis, a riqueza foi maior no tratamento de alta AB residual do que no tratamento de baixa AB residual em 2012 e 2013 ($n = 65$, Figura 2.6d-e). Dentro dos tratamentos, a riqueza de juvenis atingiu valores máximos em 2013 nos tratamentos de alta e média AB residual (Figura 2.7a-b), enquanto no tratamento de baixa AB residual a riqueza máxima foi alcançada em 2020 (Figura 2.7c).

Figura 2.6 - Comparação entre tratamentos em cada ocasião de amostragem, das curvas de rarefação do número de espécies arbóreas em regeneração em função do número de indivíduos amostrados nas cinco parcelas de cada tratamento de desbaste, em duas classes de tamanho: plântulas (a-c) e juvenis (d-f). Dados obtidos logo após o desbaste (2012), após um ano (2013) e após oito anos (2020).

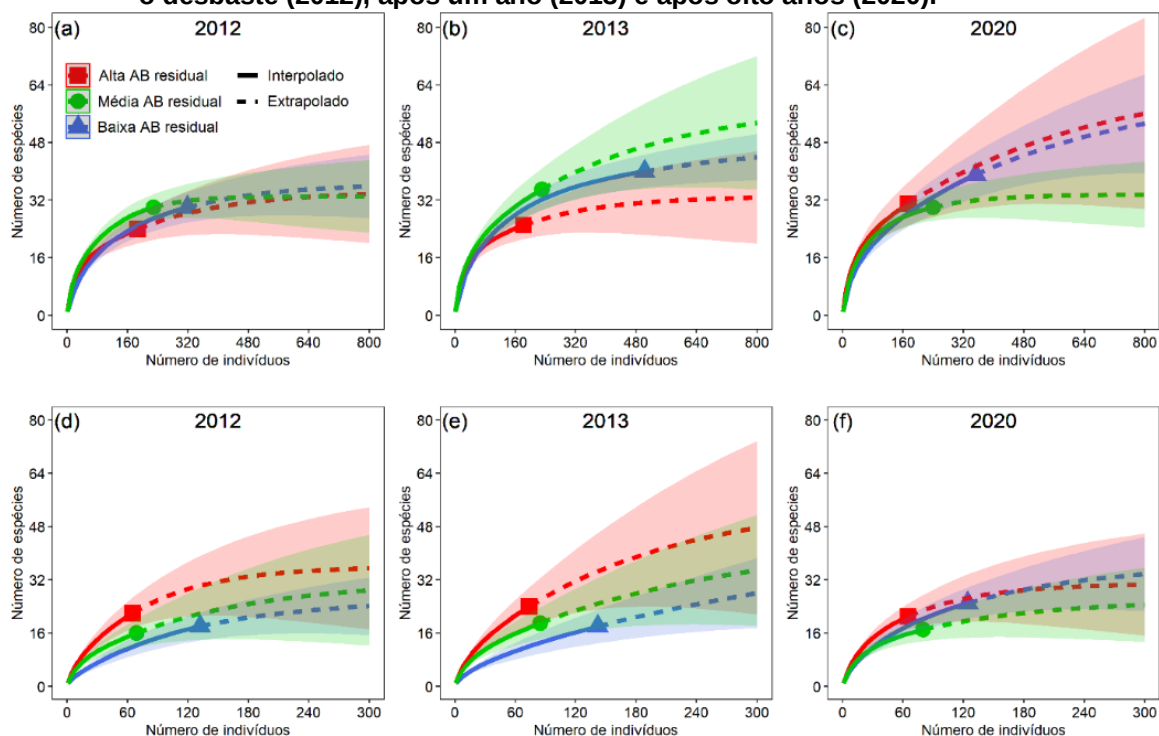
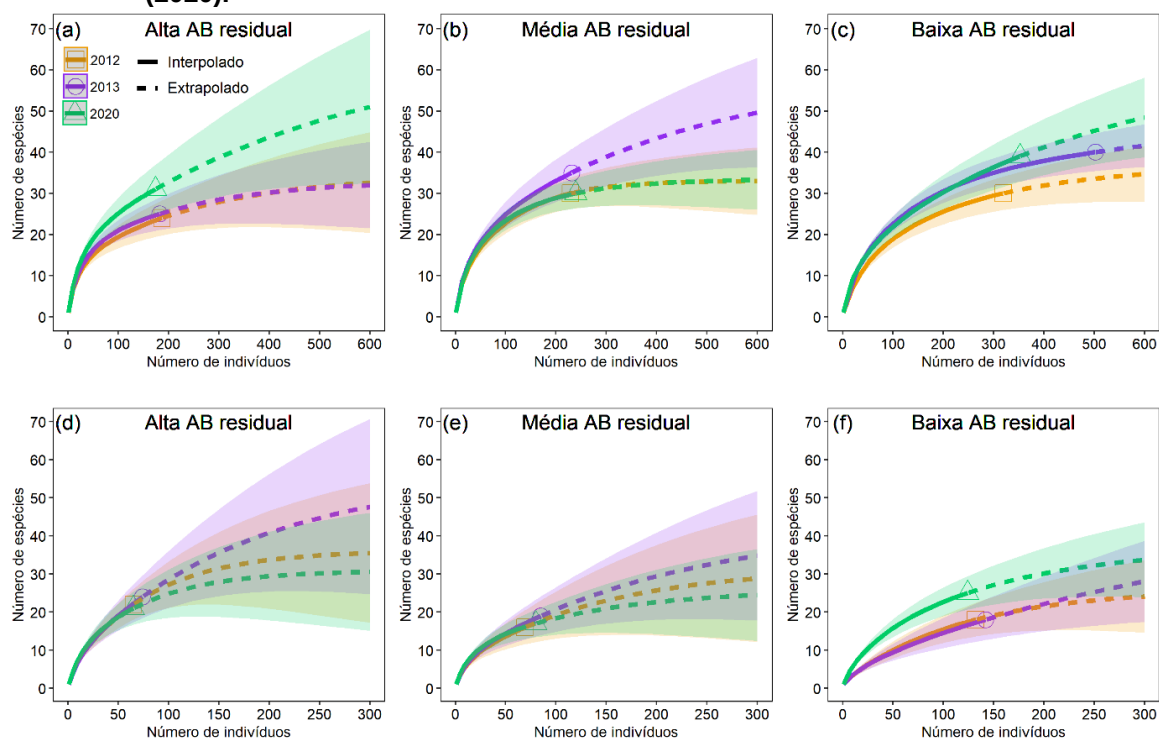
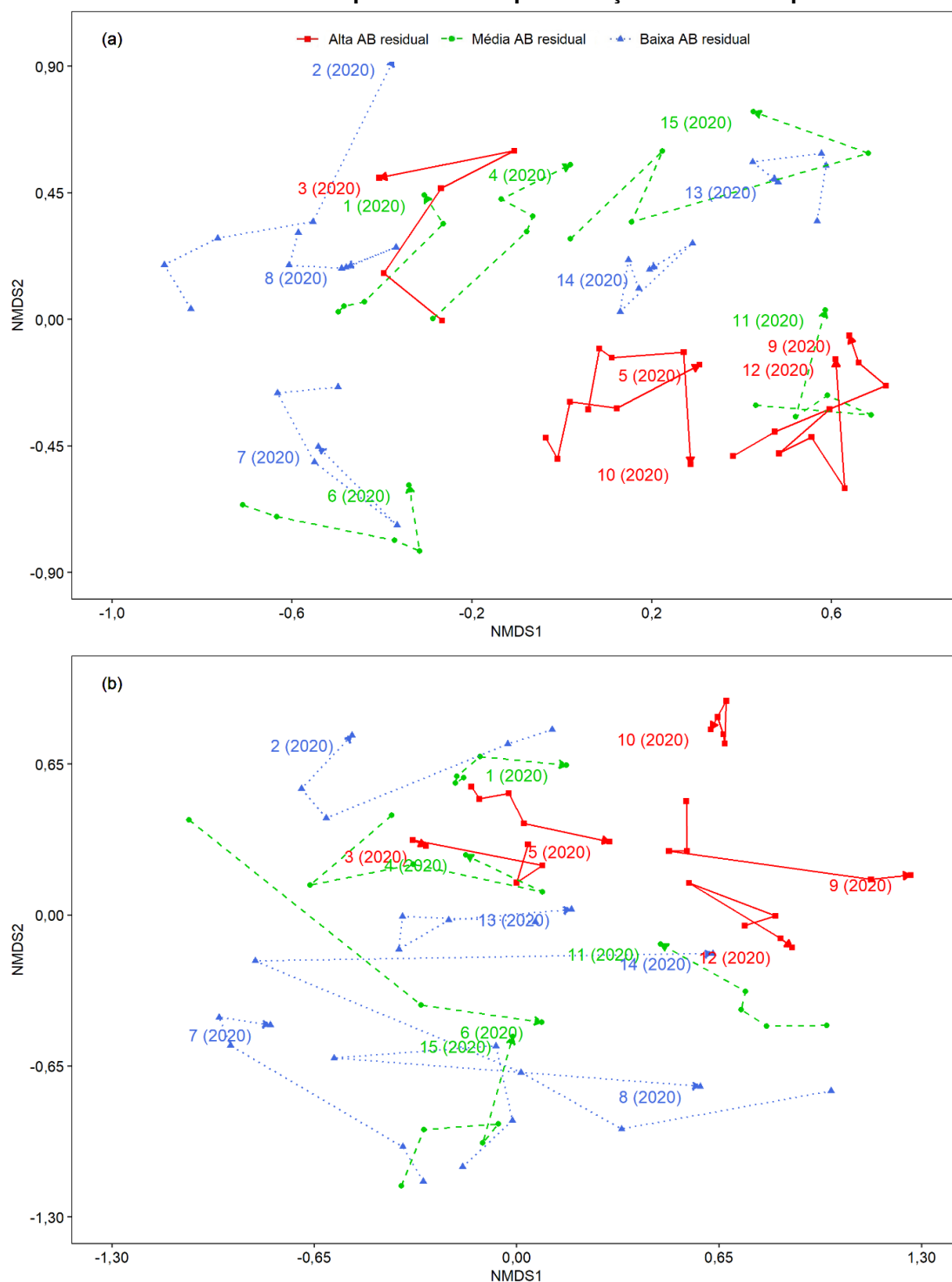


Figura 2.7 - Comparação do mesmo tratamento entre ocasiões de observação ao longo do tempo, das curvas de rarefação do número de espécies arbóreas em regeneração em função do número de indivíduos amostrados nas cinco parcelas de cada tratamento de desbaste, em duas classes de tamanho: plântulas (a-c) e juvenis (d-f). Dados obtidos logo após o desbaste (2012), após um ano (2013) e após oito anos (2020).



Embora as mudanças na composição de espécies de plântulas e juvenis em todos os tratamentos tenham seguido trajetórias aparentemente aleatórias ao longo do tempo, as parcelas desbastadas, em sua maioria, apresentaram intensificação nas mudanças na composição ao longo do tempo quando comparadas às parcelas controle, especialmente para a classe de juvenis (Figura 2.8a-b). Parcelas controle mostraram padrões próximos e bem definidos de composição de espécies para plântulas e juvenis, exceto a parcela 3 para a classe de plântulas. Os juvenis em parcelas com baixa AB residual variaram mais ao longo do tempo na composição de espécies (Figura 2.8b) do que nos outros tratamentos. A análise de variância permutacional considerando todas as ocasiões de amostragem no nível da parcela mostrou efeito significativo do tratamento ($p_{\text{plântulas}} < 0,001$ e $p_{\text{juvenis}} < 0,001$) e do tempo ($p_{\text{plântulas}} < 0,001$ e $p_{\text{juvenis}} < 0,001$) na composição de plântulas e juvenis, embora o tratamento tenha explicado apenas 16,3%, e 13,6%, e o tempo apenas 8,3% e 5,2% da variação na composição de plântulas e juvenis, respectivamente. A mesma análise realizada separadamente para cada ocasião de amostragem não mostrou diferenças entre os tratamentos na composição de plântulas e juvenis em nenhum ano ($p > 0,050$; estresse $< 0,20$). Os tratamentos também não diferiram na proporção de recrutas de espécies tolerantes à sombra no primeiro ano após o desbaste ($p = 0,052$).

Figura 2.8 - 1ª e 2ª dimensões do escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, do inglês) para plântulas (a), estresse = 0,1804, e juvenis (b), estresse = 0,1828, ao longo do tempo em cada uma das quinze parcelas submetidas a diferentes intensidades de desbaste (cores das linhas). As setas iniciam no primeiro ano de medição (2012). Os rótulos indicam o número da parcela e o último ano de medição (2020). As coordenadas referentes a composição de juvenis na parcela 6 em 2012 e 2013 foram omitidas para melhor representação das demais parcelas.



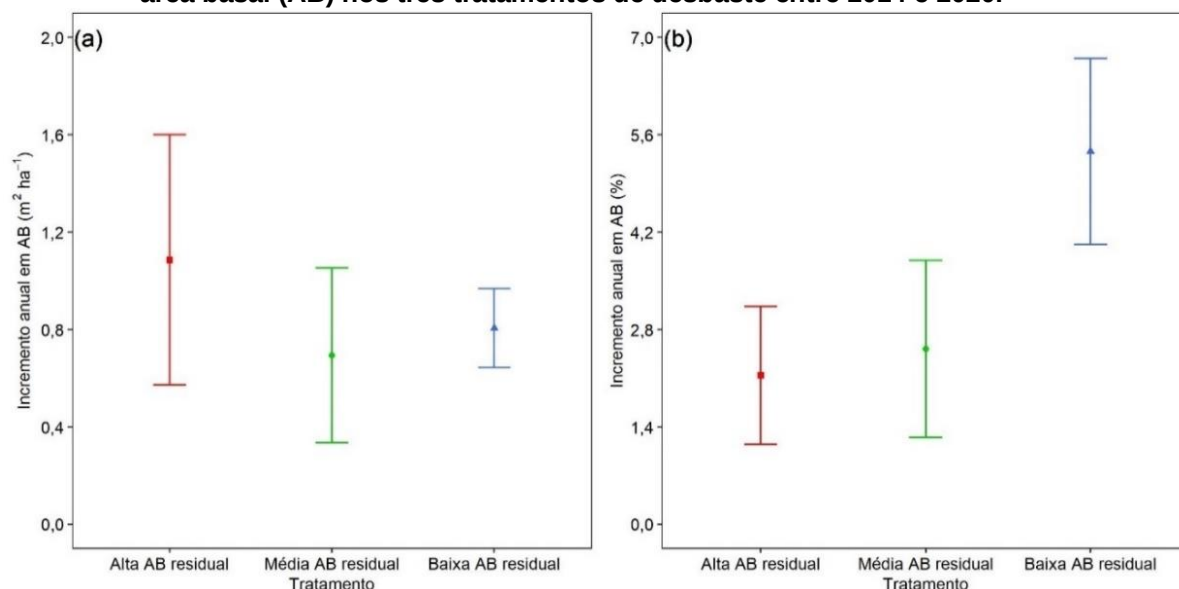
Em 2014, a AB variou entre 10,84 e 61,54 m² ha⁻¹, enquanto em 2020 ela variou entre 18,19 e 82,16 m² ha⁻¹ (Tabela 2.2). O incremento em área basal (árvores

plantadas + recrutadas com DAP ≥ 5 cm) foi de $1,09 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (2,1% ao ano), 0,69 (2,5% ao ano) e 0,81 (5,4% ao ano) nos tratamentos de alta, média e baixa AB residual, respectivamente (Tabela 2.2). O desbaste das árvores plantadas não resultou em diferenças em incrementos anuais absolutos ($p = 0,753$) nem relativos ($p = 0,163$) em AB entre os tratamentos no período de 2014 a 2020 (Figura 2.9). Apenas a metade das parcelas desbastadas recuperou seu valor de AB inicial aos oito anos após a intervenção (Tabelas 2.1 e 2.2). Oito anos após o desbaste, a AB estava 107% acima das florestas de referência no controle (sem desbaste), 17% acima da referência no tratamento de média AB residual e apenas 12% abaixo da referência no tratamento de baixa AB residual.

Tabela 2.2 – Tratamento, valores de área basal (AB) em 2014 e 2020 e incrementos anuais (absoluto e relativo) em AB para cada uma das 15 parcelas experimentais.

Parcela	Tratamento (área basal residual)	AB 2014 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	AB 2020 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	Incremento em AB ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	Incremento em AB (%)
1	Média	24,42	32,20	0,97	4,0
2	Baixa	16,18	23,59	0,93	5,7
3	Alta	38,78	43,45	0,59	1,5
4	Média	23,21	23,52	0,04	0,2
5	Alta	61,54	82,16	2,58	4,2
6	Média	31,05	45,30	1,78	5,7
7	Baixa	20,17	29,46	1,16	5,8
8	Baixa	19,44	21,69	0,28	1,5
9	Alta	36,18	32,46	-0,47	-1,3
10	Alta	42,59	50,71	1,02	2,4
11	Média	24,00	31,28	0,91	3,8
12	Alta	44,01	57,69	1,71	3,9
13	Baixa	10,84	19,28	1,06	9,7
14	Baixa	14,60	19,35	0,60	4,1
15	Média	20,00	18,19	-0,23	-1,1

Figura 2.9 - Incrementos médios ($\pm$ erro padrão da média) anuais absolutos (a) e relativos (b) em área basal (AB) nos três tratamentos de desbaste entre 2014 e 2020.



2.4. DISCUSSÃO

Ações de manejo adaptativo são necessárias quando o desenvolvimento do ecossistema em processo de restauração ecológica não segue a trajetória desejada (Prach et al., 2019). Porém, em geral as intervenções de manejo, quando prescritas, não são baseadas em evidência experimental. Neste estudo, utilizamos o desbaste como ferramenta de manejo adaptativo para reduzir a competição imposta pelo elevado número de árvores com DAP ≥ 20 cm e altura superior a 20 m e assim estimular a regeneração natural em uma floresta tropical restaurada. Nossos resultados mostraram que, ao contrário do que vigora no senso comum, a operação de desbaste não prejudica a regeneração sob a floresta restaurada. Comprovamos que o desbaste acelera a regeneração natural das espécies arbóreas nos primeiros dois anos após a intervenção se a área basal da comunidade for reduzida para valores abaixo do valor de referência para florestas nativas na mesma região. No entanto, verificamos também que a resposta positiva ao desbaste não se mantém ao longo do tempo, o que tem implicações para o manejo adaptativo, como operações de desbaste mais frequentes e/ou intensas.

O desbaste de dossel, pelo menos se envolver a extração manual de toras, não necessariamente resulta em grandes danos às plantas em regeneração natural, o que reforça a minimização dos danos pelo Manejo de Impacto Reduzido (MIR) (Pinard e Putz, 1996; Saenz e Guariguata, 2001). Obviamente, o impacto das árvores cortadas

está relacionado ao número de árvores desbastadas (Zimmermam e Kormos, 2012) e à densidade de plântulas e juvenis. Em nosso estudo, a mortalidade devido aos efeitos colaterais das operações de desbaste foi muito menor do que a mortalidade anual natural nas parcelas não desbastadas, o que sugere que esses impactos são irrelevantes. Destacamos que buscamos aplicar técnicas de MIR, como corte direcional por trabalhadores treinados (Boltz et al., 2003; Dykstra e Heinrich, 1996; Putz et al., 2008; Zarin et al., 2007) e extração manual das toras, para minimizar os impactos, que poderiam ser maiores sem essas precauções.

Ao desbastar a floresta restaurada de 22 anos, a regeneração natural foi estimulada e a dinâmica da comunidade foi acelerada, como observado em outros estudos (Ares et al., 2010; Duncan e Chapman, 2003). Presumivelmente, o corte das árvores do dossel aumentou a disponibilidade de luz (Gavinet et al., 2015) e água (Qiu et al., 2013) para plantas no sub-bosque. A densidade do sub-bosque é considerada um bom indicador do sucesso da restauração, pois está diretamente relacionada à resiliência da floresta (Chaves et al. 2015; Suganuma e Durigan, 2015). O estímulo à regeneração foi mais evidente nas parcelas com baixa AB residual durante o primeiro ano após o desbaste, com o número de recrutas sendo muito maior do que o número de indivíduos que morreram pela competição. O fato de que os benefícios do desbaste diminuíram rapidamente reflete o efeito estimulante do tratamento sobre as árvores residuais, bem como sobre o crescimento das árvores jovens do sub-bosque que, juntas restabelecem o ambiente altamente competitivo pré-tratamento (por exemplo, McDonald et al., 2008). Este mesmo padrão de recrutamento decrescente após um pulso inicial de regeneração foi relatado para uma floresta tropical úmida tratada silviculturalmente na Bolívia por Peña-Claros et al. (2008). Em nossas parcelas com baixa AB residual (desbaste mais intenso), embora muitas plântulas tenham morrido alguns anos após o desbaste, as densidades continuaram a superar os demais tratamentos após 8 anos. Apesar do elevado número de plântulas que cresceram e se tornaram juvenis e dos valores de densidade de juvenis em parcelas com baixa BA residual terem ultrapassado os valores de referência aos dois anos após o desbaste (2014), nem o desbaste, nem o tempo e nem a interação entre os dois fatores afetaram a densidade de juvenis. Esse resultado indica que mesmo nas parcelas com baixa BA residual, o desbaste não foi suficiente para repovoar o sub-bosque nessa classe de tamanho, indicando que os juvenis ainda sofrem com a alta competição e outra intervenção parece ser necessária (Shatford et al., 2009). Não podemos descartar,

porém, que a alta variância entre as réplicas de cada tratamento tenha resultado em um erro do Tipo II, ou seja, reduzindo a sensibilidade do teste para demonstrar a existência de diferença.

A alta diversidade de espécies é geralmente um resultado desejado dos esforços de restauração de ecossistemas (Rodrigues et al., 2009; Ruiz-Jaén e Aide, 2005) e pode ser utilizada como indicador para monitorar os efeitos do manejo (Podadera et al., 2015). Em nosso estudo, não foram identificados efeitos do desbaste na diversidade de espécies arbóreas nas classes de plântulas e juvenis, ao contrário do aumento na riqueza do sub-bosque após o desbaste identificado por Jones et al. (2015) em floresta de eucalipto na Austrália. Embora tenham sido observadas diferenças de riqueza rarefeita entre os tratamentos alta e baixa AB residual em 2012 e 2013 para a classe de juvenis, não foi identificada diferença entre os tratamentos no ano de 2020. Este resultado pode estar relacionado à variação negativa de riqueza rarefeita no tratamento controle e/ou variação positiva no tratamento de baixa AB residual ao longo do tempo. Em geral, a riqueza rarefeita para as classes de plântulas e juvenis só alcançou o pico aos oito anos após a intervenção no tratamento de baixa AB residual, o que pode ser uma consequência do alto número de recrutas logo após o desbaste e a sobrevivência de alguns deles ao longo do tempo (McDonald et al., 2008). Em uma floresta temperada, Belote et al. (2009) relataram que a riqueza do sub-bosque tendeu a atingir o pico um ano após o corte de árvores e, posteriormente, diminuiu ao longo de 10 anos, um comportamento semelhante ao que observamos nas parcelas com média AB residual em nosso estudo. Apesar da ausência de efeitos positivos sobre a riqueza de espécies, nosso estudo prova que o desbaste também não gerou prejuízos à diversidade do sub-bosque.

Mudanças na composição de espécies no sub-bosque ao longo do tempo nem sempre seguem trajetórias previsíveis, como foi observado após desbaste realizado em floresta secundária de *Acacia harpophylla* na Austrália (Dwyer e Mason, 2018) e após tratamento com desbaste e/ou fogo em florestas dominadas por *Pinus ponderosa* no Arizona (Laughlin et al., 2017). Em nosso estudo, houve influência do desbaste nas mudanças de composição florística na comunidade, conforme detectado em estudos anteriores (Ares et al., 2010; Belote et al., 2012). Essa influência, porém, manifestou-se apenas na dimensão das mudanças, com maior distância florística ao longo do tempo nas parcelas que sofreram desbaste mais intenso em comparação com as parcelas controle. Além disso, a influência foi fraca, sem um padrão de direção,

e mais perceptível na classe de juvenis do que plântulas. O fato de que apenas uma pequena parte das variações na composição de espécies de plântulas e juvenis é explicada pelos fatores tratamento e tempo sugere que há outros fatores que influenciam a composição de espécies no sub-bosque das florestas em restauração, tornando imprevisível a direção dessas mudanças. Por fim, a ausência de diferença nas proporções de recrutas de espécies de árvores tolerantes à sombra sugere que os tratamentos de desbaste não aumentaram muito a disponibilidade de luz, a ponto de favorecer espécies que não se estabeleceriam sob o dossel.

A ausência de diferenças nos incrementos em AB da comunidade entre os tratamentos sugere a existência de um padrão de incremento em biomassa que é determinado pelas condições ambientais locais e não pela densidade de árvores. O crescimento mais rápido das árvores em menor densidade e o crescimento menor das árvores nas parcelas não desbastadas, sob competição mais intensa, resultaram em aumento semelhante em área basal em todos os tratamentos. Em outras palavras, ainda que o desbaste tenha favorecido o crescimento de árvores individuais, este efeito não resultou em maior incremento para a floresta como um todo. Esta homogeneidade no aumento de área basal da floresta ao final de 8 anos pode ter refletido na semelhança também na comunidade regenerante, pois as árvores remanescentes exploraram igualmente os recursos do meio, independentemente do tratamento de desbaste. O desbaste foi suficiente para diminuir a competição entre as árvores com DAP ≥ 5 cm, que cresceram mais rapidamente, mas não foi suficiente para diminuir a pressão de competição exercida pelas árvores grandes sobre as pequenas em regeneração.

Em algumas florestas, a densidade de árvores excede os valores de densidade das florestas de referência, o que pode afetar componentes importantes para a manutenção daquelas florestas, como o sub-bosque (Jones et al., 2015). Nesses casos, o desbaste simula a formação de clareiras naturais do dossel, assim reduzindo a competição imposta por árvores grandes (Oliveira et al., 2019). Outros estudos têm demonstrado que o desbaste é uma ferramenta eficaz para desencadear o desenvolvimento do sub-bosque lenhoso (O'Hara et al., 2010; Otto et al., 2012). Nós verificamos aqui que a comunidade arbórea responde positivamente ao desbaste, que esta resposta é proporcional à intensidade da intervenção e que os efeitos positivos do desbaste sobre a comunidade em regeneração não se mantêm por longo tempo. Isso indica a necessidade de desbastes periódicos e/ou de aprimoramento da técnica.

Nosso estudo também mostrou que o desbaste não prejudica a comunidade manejada, uma vez que seu impacto negativo direto é inexpressivo e ele não compromete a dinâmica e a diversidade do sub-bosque. Entretanto, o desbaste deve ser realizado com cautela, porque o corte excessivo de árvores pode levar a resultados indesejados, prejudicando a floresta em restauração, como a exposição das árvores residuais ao vento (Donis et al., 2018) ou o favorecimento da invasão por gramíneas exóticas (Dwyer et al., 2010), um dos maiores obstáculos na restauração de florestas tropicais (Holl et al., 2000; Mantoani e Torezan, 2016).

No que diz respeito ao aprimoramento do uso do desbaste como ferramenta de manejo adaptativo, ressaltamos a necessidade de experimentação com intervenções mais intensas, o que pode fornecer informações mais concretas a respeito de limites de intervenção. Recomendamos, também, o uso de maior tamanho de parcelas, maior número de réplicas e em diferentes sítios para a minimizar as variações existentes e aprimorar busca por padrões. Identificar os fatores relacionados à variação nos resultados da restauração permite a evolução na sua predição (Brudvig, 2017), além de fornecer bases robustas para pesquisas e ações mais assertivas. Finalmente, estudos de caráter econômico que avaliem os aspectos econômicos do uso do desbaste, desde seu custo até potenciais retornos financeiros pela comercialização da madeira, também podem gerar informações importantes sobre a viabilidade dessa prática.

Nossos resultados também fornecem base para a inclusão do manejo adaptativo nas políticas públicas relacionadas à restauração de ecossistemas florestais. Um primeiro passo a ser dado é permitir a remoção de árvores para fins ecológicos. No Brasil, por exemplo, a Lei de Proteção à Vegetação Nativa (Brasil, 2012) permite o corte de árvores em Áreas de Preservação Permanente para fins de melhoria ambiental, mas isso ainda não foi oficialmente implementado. Um segundo passo seria estabelecer critérios objetivos e procedimentos de desbaste adequados para florestas restauradas. Utilizar técnicas de corte de impacto reduzido (Boltz et al., 2003; Dykstra e Heinrich, 1996; Putz et al., 2008; Zarin et al., 2007), limitar a intensidade do tratamento com base na AB de florestas de referência na mesma região e usar como modelo a distribuição das árvores em classes de tamanho nas florestas naturais (Oliveira et al., 2019) são diretrizes para que o desbaste mantenha a integridade ecológica das florestas manejadas (Ares et al., 2010).

Além de desmistificar o risco de danos à regeneração natural pelo desbaste, nosso estudo lança luz sobre o potencial de manejo sustentável de florestas tropicais restauradas. Os desprezíveis impactos negativos no sub-bosque e a ausência de prejuízos à dinâmica e diversidade do sub-bosque fornecem bases para o Manejo de Impacto Reduzido de florestas restauradas, sem grandes prejuízos à comunidade vegetal. Embora sejam intervenções com princípios distintos, a conciliação do manejo adaptativo com fins ecológicos e manejo visando à exploração comercial pode gerar simultaneamente benefícios ecológicos e econômicos. O sucesso da restauração ecológica em larga escala depende dos benefícios gerados pelas ações de restauração, bem como de sua viabilidade econômica (Brancalion et al., 2020). Além dos benefícios ecológicos, a remoção de árvores em florestas restauradas pode fornecer recursos madeireiros para uso na propriedade e/ou comercialização (Fasiaben et al., 2011; Podadera et al., 2015), sem prejudicar a conservação da biodiversidade (Crouzeilles et al., 2016) e sem comprometer a provisão de serviços ecossistêmicos fornecidos por essas florestas, como o sequestro de carbono (Wheeler et al., 2016). Uma vez que a restauração ativa de florestas tropicais tem custos elevados (Brancalion et al., 2019), os benefícios econômicos potenciais provenientes dessas florestas poderiam estimular a restauração em larga escala (Rodrigues et al., 2011), aumentando a provisão de serviços ecossistêmicos (Rey Benayas et al., 2009) e gerando emprego e renda (BenDor et al., 2015; Brancalion et al., 2012), o que configura o desbaste como uma solução ganha-ganha.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Ares, A., Neill, A.R., Puettmann, K.J., 2010. Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *For. Ecol. Manage.* 260, 1104–1113. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.023>
- Avila, A.L., Schwartz, G., Ruschel, A.R., Lopes, J. do C., Silva, J.N.M., Carvalho, J.O.P. de, Dormann, C.F., Mazzei, L., Soares, M.H.M., Bauhus, J., 2017. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *For. Ecol. Manage.* 385, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.039>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Belote, R.T., Jones, R.H., Wieboldt, T.F., 2012. Compositional stability and diversity of vascular plant communities following logging disturbance in Appalachian forests. *Ecol. Appl.* 22, 502–516. <https://doi.org/10.1890/11-0925.1>
- Belote, R.T., Sanders, N.J., Jones, R.H., 2009. Disturbance alters local-regional richness relationships in appalachian forests. *Ecology* 90, 2940–2947. <https://doi.org/10.1890/08-1908.1>
- BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., Yonavjak, L., 2015. Estimating the size and impact of the ecological restoration economy. *PLoS One* 10, 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128339>
- Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L., White, G.C., 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restor. Ecol.* 9, 293–303. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.009003293.x>
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.S.S., 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Boltz, F., Holmes, T.P., Carter, D.R., 2003. Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in tropical South America: a comparative review. *For. Policy Econ.* 5, 69–81. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(01\)00075-2](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(01)00075-2)
- Brancalion, P.H.S., Guillemot, J., César, R.G., Andrade, H.S., Mendes, A., Sorrini, T.B., Piccolo, M.D.C., Peluci, M.C., Moreno, V.D.S., Colletta, G., Chazdon, R.L., 2020. The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. *L. Degrad. Dev.* 1–12. <https://doi.org/10.1002/ldr.3764>
- Brancalion, P.H.S., Meli, P., Tymus, J.R.C., Lenti, F.E.B., M. Benini, R., Silva,

A.P.M., Isernhagen, I., Holl, K.D., 2019. What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biol. Conserv.* 240, 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>

Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Aronson, J., Rodrigues, R.R., Nave, A.G., 2012. Improving planting stocks for the Brazilian Atlantic Forest restoration through community-based seed harvesting strategies. *Restor. Ecol.* 20, 704–711. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00839.x>

Brandl, H., 1992. The development of thinning in German forestry. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung*, 163, 61–70.

Brasil. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 102, p. 1-11, 28 mai. 2012.

Bréda, N., Granier, A., Aussenac, G., 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree Physiol.* 15, 295–306. <https://doi.org/10.1071/SR14309>

Brokaw, N.V.L., 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66, 682–687. <https://doi.org/10.2307/1940529>

Brown, G.W., Murphy, A., Fanson, B., Tolsma, A., 2019. The influence of different restoration thinning treatments on tree growth in a depleted forest system. *For. Ecol. Manage.* 437, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.022>

Brudvig, L.A., 2017. Toward prediction in the restoration of biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 54, 1013–1017. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12940>

Cannon, J.B., Barrett, K.J., Gannon, B.M., Addington, R.N., Battaglia, M.A., Fornwalt, P.J., Aplet, G.H., Cheng, A.S., Underhill, J.L., Briggs, J.S., Brown, P.M., 2018. Collaborative restoration effects on forest structure in ponderosa pine-dominated forests of Colorado. *For. Ecol. Manage.* 424, 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.026>

Chaves, R.B., Durigan, G., Brancalion, P.H.S., Aronson, J., 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restor. Ecol.* 23, 754–759. <https://doi.org/10.1111/rec.12267>

CIIAGRO - Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas, 2020. Resenha Agrometeorológica 01/09/1992 a 01/12/2019 em Tarumã – SP. <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/> (accessed 6 October 2020).

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M.S., Lindenmayer, D.B., Grelle, C.E. V., Benayas, J.M.R., 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest

restoration success. Nat. Commun. 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

Cummings, J., Reid, N., Davies, I., Grant, C., 2005. Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. J. Appl. Ecol. 42, 160–170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01003.x>

David, H., Carvalho, J.O.P., Pires, I.P., Santos, L.S., Barbosa, E.S., Braga, N.S., 2019. A 20-year tree liberation experiment in the Amazon: highlights for diameter growth rates and species-specific management. For. Ecol. Manage. 453, 1175842019. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117584>

Donis, J., Kitenberga, M., Šņepsts, G., Dubrovskis, E., Jansons, Ā., 2018. Factors affecting windstorm damage at the stand level in hemiboreal forests in Latvia: Case study of 2005 winter storm. Silva Fenn. 52, 1–8. <https://doi.org/10.14214/sf.10009>

Duncan, R.S., Chapman, C.A., 2003. Consequences of plantation harvest during tropical forest restoration in Uganda. For. Ecol. Manage. 173, 235–250. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00009-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00009-9)

Dupuy, J.M., Chazdon, R.L., 2008. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. For. Ecol. Manage. 255, 3716–3725. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.021>

Durigan, G., 2009. Estrutura e diversidade de comunidades florestais, in: Martins, V.S. (Ed.), Ecologia de florestas tropicais do Brasil. Editora UFV, Viçosa, pp. 185–215.

Durigan, G., Siqueira, M.F., Frnaco, G.A.D.C., Contieri, W.A., 2004. A flora arbustivo-arbórea do médio Paranapanema: base para restauração dos ecossistemas naturais, in: Vilas Bôas, O., Durigan, G. (Eds.), Pesquisa em conservação e recuperação ambiental do Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão/Instituto Florestal. Páginas & Letras, São Paulo, pp. 199-239.

Dwyer, J.M., Fensham, R., Buckley, Y.M., 2010. Restoration thinning accelerates structural development and carbon sequestration in an endangered Australian ecosystem. J. Appl. Ecol. 47, 681–691. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01775.x>

Dwyer, J.M., Mason, R., 2018. Plant community responses to thinning in densely regenerating *Acacia harpophylla* forest. Restor. Ecol. 26, 97–105. <https://doi.org/10.1111/rec.12536>

Dykstra, D.P., Heinrich, R., 1996. FAO model code of forest harvesting practice. FAO, Rome.

Fasiaben, M. do C.R., Romeiro, A.R., Peres, F.C., Maia, A.G., 2011. Impacto econômico da reserva legal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária. Rev. Econ. e Sociol. Rural 49, 1051–1096. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032011000400010>

Gavinet, J., Vilagrosa, A., Chirino, E., Granados, M.E., Vallejo, V.R., Prévosto, B., 2015. Hardwood seedling establishment below Aleppo pine depends on thinning intensity in two Mediterranean sites. *Ann. For. Sci.* 72, 999–1008. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0495-4>

Gonsalves, L., Law, B., Brassil, T., Waters, C., Toole, I., Tap, P., 2018. Ecological outcomes for multiple taxa from silvicultural thinning of regrowth forest. *For. Ecol. Manage.* 425, 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.026>

Hale, S.E., 2003. The effect of thinning intensity on the below-canopy light environment in a Sitka spruce plantation. *For. Ecol. Manage.* 179, 341–349. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00540-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00540-6)

Hartig, F., 2020. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models. R package version 0.3.0. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa>

Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H. V., Samuels, I.A., 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restor. Ecol.* 8, 339–349.

Holling, C.S., 1978. Adaptive environmental assessment and management, John Wiley & Sons. John Wiley & Sons, Chichester. <https://doi.org/10.1080/00139157.1986.9928829>

Hsieh, T.C., Ma, K.H., Chao, A., 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7, 1451–1456, <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Huffman, D.W., Stoddard, M.T., Springer, J.D., Crouse, J.E., 2017. Understory responses to tree thinning and seeding indicate stability of degraded pinyon-juniper woodlands. *Rangel. Ecol. Manag.* 70, 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.01.008>

IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

Jones, C.S., Duncan, D.H., Rumpff, L., Thomas, F.M., Morris, W.K., Vesk, P.A., 2015. Empirically validating a dense woody regrowth “problem” and thinning “solution” for understory vegetation. *For. Ecol. Manage.* 340, 153–162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.006>

Jost, L., Chao, A., Chazdon, R.L., 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity, in: Magurran, A.E., McGill, B.J. (Eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford, pp. 66–84.

Kronka, F.J.N. et al., 2005. Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal/Imprensa Oficial, São

Paulo.

Kueffer, C., Schumacher, E., Dietz, H., Fleischmann, K., Edwards, P.J., 2010. Managing successional trajectories in alien-dominated, novel ecosystems by facilitating seedling regeneration: a case study. *Biol. Conserv.* 143, 1792–1802. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.031>

Laughlin, D.C., Strahan, R.T., Moore, M.M., Fulé, P.Z., Huffman, D.W., Covington, W.W., 2017. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *J. Appl. Ecol.* 54, 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12935>

Lenth, R., 2020. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

Leonardsson, J., Löf, M., Götmark, F., 2015. Exclosures can favour natural regeneration of oak after conservation-oriented thinning in mixed forests in Sweden: a 10-year study. *For. Ecol. Manage.* 354, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.004>

Li, C., Huang, S., Barclay, H., Filipescu, C.N., 2018. Estimation of compensatory growth of coastal Douglas-fir following pre-commercial thinning across a site quality gradient. *For. Ecol. Manage.* 429, 308–316. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.028>

Mantoani, M.C., Torezan, J.M.D., 2016. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrus maximus* removal. *For. Ecol. Manage.* 359, 141–146. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.004>

Martins, W.B.R., Pinto, A.R.G., Da Costa, J.S., De Carvalho, J.O.P., Castro, T.D.C., Ruschel, A.R., 2018. Dynamics of the *Lecythis idatimon* Aubl. population in a 30-year period in a terra firme managed forest in the Brazilian Amazon. *Sci. For.* 46, 540–550. <https://doi.org/10.18671/scifor.v46n120.03>

McDonald, R.I., Motzkin, G., Foster, D.R., 2008. The effect of logging on vegetation composition in western Massachusetts. *For. Ecol. Manage.* 255, 4021–4031. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.054>

Melo, A.C.G. de, Durigan, G., 2006. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Sci. For.* 149–154.

Miranda Neto, A., Martins, S.V., Silva, K.A., Gleriani, J.M., 2012. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. *Pesqui. Florest. Bras.* 32, 409–420. <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.72.409>

Nelder, J.A., Wedderburn, R.W.M., 1972. Generalized Linear Models. *J. R. Stat. Soc.* 135, 370–384. <https://doi.org/10.1002/jia2.25041>

O'Hara, K.L., Nesmith, J.C.B., Leonard, L., Porter, D.J., 2010. Restoration of old forest features in coast redwood forests using early-stage variable-density thinning.

Restor. Ecol. 18, 125–135. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00655.x>

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.M., Szoecs, E., Wagner, H., 2019. *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oliveira, C.D.C., Oliveira, I.R.C. de, Suganuma, M.S., Durigan, G., 2019. Overstory trees in excess: a threat to restoration success in Brazilian Atlantic forest. *For. Ecol. Manage.* 449. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117453>

Olson, M.G., Meyer, S.R., Wagner, R.G., Seymour, R.S., 2014. Commercial thinning stimulates natural regeneration in spruce–fir stands. *Can. J. For. Res.* 44, 173–181. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0227>

Olson, M.G., Wagner, R.G., Brissette, J.C., 2012. Forty years of spruce-fir stand development following herbicide application and precommercial thinning in central maine, USA. *Can. J. For. Res.* 42, 1–11. <https://doi.org/10.1139/X11-132>

Otto, R., García-del-Rey, E., Méndez, J., Fernández-Palacios, J.M., 2012. Effects of thinning on seed rain, regeneration and understory vegetation in a *Pinus canariensis* plantation (Tenerife, Canary Islands). *For. Ecol. Manage.* 280, 71–81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.027>

Peña-Claros, M., Peters, E.M., Justiniano, M.J., Bongers, F., Blate, G.M., Fredericksen, T.S., Putz, F.E., 2008. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *For. Ecol. Manage.* 255, 1283–1293. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.033>

Pinard, M.A., Putz, F.E., 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278–295. <https://doi.org/10.2307/2389193>

Podadera, D.S., Engel, V.L., Parrotta, J.A., Machado, D.L., Sato, L.M., Durigan, G., 2015. Influence of removal of a non-native tree species *Mimosa caesalpinifolia* Benth. on the regenerating plant communities in a tropical semideciduous forest under restoration in Brazil. *Environ. Manage.* 56, 1148–1158. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0560-7>

Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G.E., Torezan, J.M., Murphy, S.D., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restor. Ecol.* 27, 917–923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>

Prévosto, B., Monnier, Y., Ripert, C., Fernandez, C., 2012. To what extent do time, species identity and selected plant response variables influence woody plant interactions? *J. Appl. Ecol.* 49, 1344–1355. <https://doi.org/10.1111/jpe.12000>

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manage.* 256, 1427–1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>

Qiu, S., Bell, R.W., Hobbs, R.J., McComb, A.J., 2013. Overstorey and juvenile response to thinning and drought in a jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest of southwestern Australia. *Plant Soil* 365, 291–305.
<https://doi.org/10.1007/s11104-012-1368-3>

R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>

Rey Benayas, J.M., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325, 1121–1124.

Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S., 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 261, 1605–1613.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>

Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>

Ruiz-Jaén, M.C., Aide, T.M., 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restor. Ecol.* 13, 569–577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Saenz, G.P., Guariguata, M.R., 2001. Demographic response of tree juveniles to reduced-impact logging in a Costa Rican montane forest. *For. Ecol. Manage.* 140, 75–84. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00278-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00278-4)

Schreiber, E.S.G., Bearlin, A.R., Nicol, S.J., Todd, C.R., 2004. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. *Ecol. Manag. Restor.* 5, 177–182. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2004.00206.x>

Shatford, J.P.A., Bailey, J.D., Tappeiner, J.C., 2009. Understory tree development with repeated stand density treatments in coastal Douglas-fir forests of Oregon. *West. J. Appl. For.* 24, 11–16. <https://doi.org/10.1093/wjaf/24.1.11>

Sheil, D., Burslem, D.F.R.P., Alder, D., 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *J. Ecol.* 83, 331–333. <https://doi.org/10.2307/2261571>

Silveira, E. R., Durigan, G. 2004. Recuperação de matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos dez anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP, in: Vilas Bôas, O., Durigan, G. (Eds.), *Pesquisa em conservação e recuperação ambiental do Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão/Instituto Florestal*. Páginas & Letras, São Paulo, pp 325–347.

Soares, A.A.V., Leite, H.G., Cruz, J.P., Forrester, D.I., 2017. Development of stand structural heterogeneity and growth dominance in thinned *Eucalyptus* stands in Brazil. *For. Ecol. Manage.* 384, 339–346.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.010>

- Stone, J.E., Kolb, T.E., Covington, W.W., 1999. Effects of restoration thinning on presettlement *Pinus ponderosa* in northern Arizona. *Restor. Ecol.* 7, 172–182. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.72009.x>
- Suganuma, M.S., Durigan, G., 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restor. Ecol.* 23, 238–251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- Swinfield, T., Afriandi, R., Antoni, F., Harrison, R.D., 2016. Accelerating tropical forest restoration through the selective removal of pioneer species. *For. Ecol. Manage.* 381, 209–216. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.020>
- Vargas, R., Allen, E.B., Allen, M.F., 2009. Effects of vegetation thinning on above- and belowground carbon in a seasonally dry tropical forest in Mexico. *Biotropica* 41, 302–311. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00494.x>
- Walters, C., 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Company, New York, NY. <https://doi.org/10.4049/jimmunol.1200662>
- Walters, C.J., Holling, C.S., 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71, 2060–2068. <https://doi.org/10.2307/1938620>
- Wheeler, C.E., Omeja, P.A., Chapman, C.A., Glipin, M., Tumwesigye, C., Lewis, S.L., 2016. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration. *For. Ecol. Manage.* 373, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.025>
- Williams, B.K., 2011. Adaptive management of natural resources - framework and issues. *J. Environ. Manage.* 92, 1346–1353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.041>
- Williams, B.K., Szaro, R.C., Shapiro, C.D., 2009. Adaptive Management: The U.S. Department of the Interior Technical Guide. Adaptive Management Working Group, U.S. Department of the Interior, Washington DC.
- Zarin, D.J., Schulze, M.D., Vidal, E., Lentini, M., 2007. Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conserv. Biol.* 21, 916–925. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00670.x>
- Zhang, Z., Papaik, M.J., Wang, X., Hao, Z., Ye, J., Lin, F., Yuan, Z., 2017. The effect of tree size, neighborhood competition and environment on tree growth in an old-growth temperate forest. *J. Plant Ecol.* 10, 970–980. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw126>
- Zimmerman, B.L., Kormos, C.F., 2012. Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience*, 62, 479–487. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.5.9>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A devastação dos ecossistemas naturais em todo o planeta fez crescer a demanda por iniciativas focadas na sua restauração. Recentemente, diversos acordos têm sido firmados com intuito de aumentar a escala da restauração em todo o mundo e restabelecer e garantir o patrimônio natural e os diferentes serviços prestados pelos ecossistemas, como o sequestro de carbono e a mitigação das mudanças climáticas. Assim, estudos relacionados à restauração ecológica também têm crescido significativamente, de forma a contribuir ainda mais para o alcance do sucesso dessas práticas.

A ciência da restauração ecológica tem como principal objetivo o restabelecimento de características importantes para a sustentabilidade ecológica dos ecossistemas, como sua estrutura. Esse componente tem papel fundamental na manutenção de ecossistemas florestais restaurados, uma vez que está diretamente relacionado aos processos de sucessão secundária e à resposta desses ecossistemas aos distúrbios. Apesar de diferentes iniciativas de restauração apontarem êxito na recuperação da biomassa e diversidade de florestas tropicais, nossa pesquisa mostrou que, em florestas tropicais restauradas por meio do plantio de mudas, a dinâmica de clareiras pode demorar para acontecer. Esse atraso tem consequências diretas na distribuição de indivíduos em classes de tamanho, uma vez que a competição assimétrica intensificada pelo alto número de árvores com DAP ≥ 20 cm leva à escassez de indivíduos nas classes de tamanho intermediárias, o que pode ser prejudicial à sustentabilidade desses ecossistemas. Portanto, o manejo adaptativo surge como uma boa alternativa para reduzir a competição e redirecionar o ecossistema à trajetória de desenvolvimento desejada.

A remoção de árvores é uma técnica geralmente empregada em florestas comerciais, mas que tem sido utilizada também para fins ecológicos. O debaste pode ser empregado como ferramenta de manejo adaptativo para reduzir a competição dentro de florestas em restauração, uma vez que o corte de árvores pré-selecionadas tem impactos positivos, diretos e indiretos, na comunidade remanescente. Em nosso estudo, demonstramos que a aplicação do debaste pode gerar mínimos impactos negativos no sub-bosque e que a redução da área basal abaixo dos valores de florestas de referência na mesma região estimula a regeneração de florestas em restauração de forma momentânea. Entretanto, a não persistência dos efeitos

positivos do desbaste no tempo mostra que desbastes periódicos e/ou mais intensos podem ser necessários para adequação da estrutura dessas florestas àquela de florestas de referência.

A ausência de prejuízos ecológicos decorrentes do desbaste fornece bases para que seja viabilizada a exploração sustentável de florestas restauradas, tanto para o uso de recursos madeireiros na própria propriedade quanto para sua comercialização. É importante ressaltar, porém, que se o proprietário optar pela geração de renda, o manejo deve ser planejado de forma distinta do manejo adaptativo, uma vez que esse manejo requer planejamento da colheita desde o plantio, seleção de árvores com fuste retilíneo e madeira comercializável. Apesar da diferença entre manejo adaptativo para restauração e manejo para retorno econômico, o potencial de exploração de recursos madeireiros pode facilitar a adesão da restauração florestal por produtores rurais. Consequentemente, isso pode servir como estímulo para o ganho de escala na restauração florestal, diminuindo a pressão de exploração sobre florestas nativas, contribuindo para conservação da biodiversidade, sequestro de carbono, mitigação das mudanças climáticas e geração de emprego e renda.

REFERÊNCIAS

- AFR100. Disponível em: <<https://afr100.org/>>. Acesso em 22 de junho de 2019.
- ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679–691, 2010.
- BATCHELOR, J. L. et al. Restoration of riparian areas following the removal of cattle in the Northwestern Great Basin. **Environmental Management**, v. 55, n. 4, p. 930–942, 2015.
- BELL, S. S.; FONSECA, M. S.; MOTTEN, L. B. Linking restoration and landscape ecology. **Restoration ecology**, v. 5, n. 4, p. 318–323, 1997.
- BERTACCHI, M. I. F. et al. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100–108, 2016.
- BERTONCELLO, R. et al. Cluster planting facilitates survival but not growth in early development of restored tropical forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 17, n. 6, p. 489–496, 2016.
- BONN CHALLENGE. Disponível em: <<http://www.bonnchallenge.org/content/challenge>>. Acesso em 22 de junho de 2019.
- BRADSHAW, B. A. D. Restoration: the acid test for ecology. In: JORDAN, W. R.; GILPIN, M.E.; ABER, J. D. (Eds.). *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. p. 23–29.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 29, n. 2, p. 1–12, 2019.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Ecossistemas de referência para restauração florestal. In: BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015a, p. 71–102.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Métodos de restauração florestal: áreas que não possibilitam o aproveitamento inicial da regeneração natural. In: BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015b, p. 219–250.
- BRANCALION, P. H. S.; VIDAL, E.; KLAUBERG, C. Reserva legal pode ser boa oportunidade de negócio em propriedades rurais. **Visão Agrícola**, v. 10, p. 18–21, 2012.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.

BRASIL. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, 2014, 73 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/florestas/planaveg_plano_nacional_recuperao_vegetacao_nativa.pdf>. Acesso em 22 de junho de 2019.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 28 mai. 2012. Seção 1, p. 1.

BRINSON, M. M.; RHEINHARDT, R. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. **Ecological Applications**, v. 6, n. 1, p. 69–76, 1996.

BROWN, A. E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology** v. 310, n. 1-4, p. 28-61, 2005.

BRUDVIG, L. A. et al. Interpreting variation to advance predictive restoration science. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 4, p. 1018-1027, 2017.

CALLAWAY, R. M.; WALKER, L. R. Competition and facilitation : a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, v. 78, n. 7, p. 1958–1965, 1997.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of Barroso, MG, Brazil. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 189-196, 2016.

CANNON, J. B. et al. Collaborative restoration effects on forest structure in ponderosa pine-dominated forests of Colorado. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 191–204, 2018.

CARLYLE-MOSES, D. E.; GASH, J. H. C. Rainfall interception loss by forest canopies. In: LEVIA, D. F.; CARLYLE-MOSES, D. E.; TANAKA, T. (eds.). **Forest hydrology and biogeochemistry: synthesis of past research and future directions**. Dordrecht: Springer, 2011, p 407-423.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 327–337, 2009.

CÉSAR, R. G. et al. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v. 28, n.

2, p. 373–384, 2018.

CÉSAR, R. G. et al. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, p. 309–313, 2016.

CHAVES, R. B. et al. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754–759, 2015.

CHAZDON, R. L. et al. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125–132, 2017.

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: University of Chicago Press, 2014.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring degraded lands. **Communities**, v. 1458, n. 2008, p. 1458–1460, 2008.

CHOI, Y. D. Restoration ecology to the future: a call for new paradigm. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 351–353, 2007.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward ‘futuristic’ restoration. **Ecological research**, v. 19, p. 75–81, 2004.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. Second ed. Washington: Island Press, 2013.

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

CONNOLLY, J.; WAYNE, P. Asymmetric competition between plant species. **Oecologia**, v. 108, n. 2, p. 311–320, 1996.

COOMES, D. A.; ALLEN, R. B. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 1, p. 27–40, 2007.

CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

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

CROUZEILLES, R. et al. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest

restoration success. **Nature Communications**, v. 7, p. 11666, 2016.

DAGLEY, C. M. et al. Restoration thinning enhances growth and diversity in mixed redwood/Douglas-fir stands in northern California, USA. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 6, p. 1170-1179, 2018.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, 2001.

DE CARVALHO, A. L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest ecology and Management**, v. 392, p. 36-44, 2017.

DE GROOT, R. S. et al. Benefits of investing in ecosystem restoration. **Conservation Biology**, v. 27, n. 6, p. 1286-1293, 2013.

DE OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A restauração florestal na Mata Atlântica: três décadas em revisão. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 40-48, 2017.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DERROIRE, G. et al. The effects of established trees on woody eegeneration during secondary succession in tropical dry forests. **Biotropica**, v. 48, n. 3, p. 290–300, 2016.

DRUMMOND, J. A. O jardim dentro da máquina: breve história ambiental da floresta da Tijuca. **Estudos Históricos**, v. 1, n. 2, p. 278–294, 1988.

DU TOIT, J. T.; WALKER, B. H.; CAMPBELL, B. M. Conserving tropical nature: current challenges for ecologists. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 12-17, 2004.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 11, p. 3716–3725, 2008.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; MELO, A. C. G. Expected values for attributes of riparian forests undergoing restoration at different ages. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 110, p. 463–474, 2016.

DWYER, J. M.; FENSHAM, R.; BUCKLEY, Y. M. Restoration thinning accelerates structural development and carbon sequestration in an endangered Australian ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 3, p. 681-691, 2010.

EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration ecology**, v. 8, n. 1, p. 2-9, 2000.

EVJU, M. et al. Learning from scientific literature: can indicators for measuring

success be standardized in “on the ground” restoration?. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 3, p. 519-531, 2020.

FERREIRA, M. C.; VIEIRA, D. L. M.. Topsoil for restoration: resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. **Ecological engineering**, v. 103, p. 1-12, 2017.

FOLKE, C. et al. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 557-581, 2004.

GANN, G. D. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.

GARCIA, L. C. et al. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high-diversity forests? **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 655–666, 2016.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.

GÓMEZ-APARICIO, L. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1202–1214, 2009.

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.

HALLE, S.; FATTORINI, M. Advances in Restoration Ecology: insights from aquatic and terrestrial ecosystems. In: TEMPERTON; V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington DC: Island Press, 2004, p. 10-33.

HALLETT, L. M. et al. Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 312-319, 2013.

HERRICK, J. E.; SCHUMAN, G. E.; RANGO, A. Monitoring ecological processes for restoration projects. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, n. 3-4, p. 161-171, 2006.

HIGGS, E. et al. The changing role of history in restoration ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 9, p. 499-506, 2014.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration ecology**, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restoration ecology**, v. 4, n. 2, p. 93-110, 1996.

HOLL, K. D. Restoration of tropical forests. In: ANDEL, J. VAN; ARONSON, J. (Eds.). **Restoration ecology: the new frontier**. Second ed. Chichester: John Wiley & Son, 2012. p. 103–114.

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

HOLL, K. D.; BRANCALION, P. H. S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580-581, 2020.

HOLLING, C. S. **Adaptive environmental assessment and management**. Chichester: John Wiley & Sons, 1978.

HONEY-ROSÉS, J. et al. Quantifying active and passive restoration in Central Mexico from 1986–2012: assessing the evidence of a forest transition. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 6, p. 1180-1189, 2018.

INITIATIVE 20x20. Disponível em <<https://initiative20x20.org/>>. Acesso em 22 de junho de 2019.

JONES, C. S. et al. Empirically validating a dense woody regrowth “problem” and thinning “solution” for understory vegetation. **Forest Ecology and Management**, v. 340, p. 153–162, 2015.

JONES, H. P. et al. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1873, p. 20172577, 2018.

KAGEYAMA, P. Y. et al. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. Piracicaba: IPEF Serie tecnica, 1992.

KUEFFER, C. et al. Managing successional trajectories in alien-dominated, novel ecosystems by facilitating seedling regeneration: a case study. **Biological Conservation**, v. 143, n. 7, p. 1792-1802, 2010.

LAMB, D. Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. **Restoration ecology**, v. 26, n. 4, p. 657-666, 2018.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LAUGHLIN, D. C. et al. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1058–1069, 2017.

LE, H. D. et al. More than just trees: assessing reforestation success in tropical

developing countries. **Journal of Rural Studies**, v. 28, n. 1, p. 5–19, 2012.

LEITÃO, F. H. M.; MARQUES, M. C. M.; CECCON, E. Young restored forests increase seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. **Revista de Biología Tropical**, v. 58, n. 4, p. 1271-1282, 2010.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.

LUZURIAGA, A. L.; ESCUDERO, A. What determines emergence and net recruitment in an early succession plant community? Disentangling biotic and abiotic effects. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 445–456, 2008.

MANTOANI, M. C.; TOREZAN, J. M. D. Regeneration response of Brazilian Atlantic Forest woody species to four years of *Megathyrsus maximus* removal. **Forest Ecology and Management**, v. 359, p. 141–146, 2016.

MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts**. Washington: Society for Ecological Restoration, 2016.

MELI, Paula et al. A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. **PloS ONE**, v. 12, n. 2, p. e0171368, 2017.

MELI, P. et al. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. **PloS One**, v. 9, n. 4, p. e93507, 2014.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 869–878, 2012.

NOGUEIRA, J. C. B. **Reflorestamento misto com essências nativas: a mata ciliar**. São Paulo: IF, 2010.

OLSON, M. G. et al. Commercial thinning stimulates natural regeneration in spruce–fir stands. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 44, n. 3, p. 173–181, 2014.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. **O Pacto**. Disponível em: <<https://www.pactomataatlantica.org.br/o-pacto>>. Acesso em 22 de junho de 2019.

PAINE, C. E. T. et al. Weak competition among tropical tree seedlings: implications for species coexistence. **Biotropica**, v. 40, n. 4, p. 432–440, 2008.

PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. Ecological theory and Restoration Ecology. In: PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. (Eds.) **Foundations of Restoration Ecology**. Second ed. Washington DC: Island Press, 2016, p. 3-26.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PALOMEQUE, X. et al. Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 643–662, 2017.

PERRING, M. P. et al. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, p. 1-25, 2015.

PICKETT, S. T. A.; PARKER, V. T. Avoiding the old pitfalls: opportunities in a new discipline. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 2, p. 75–79, 1994.

PINTO, S. R. et al. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: the case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Forests**, v. 5, n. 9, p. 2212–2229, 2014.

PODADERA, D. S. et al. Influence of removal of a non-native tree species *Mimosa caesalpinifolia* Benth. on the regenerating plant communities in a Tropical Semideciduous Forest under restoration in Brazil. **Environmental Management**, v. 56, n. 5, p. 1148–1158, 2015.

PONTES, D. M. F.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Forest structure, wood standing stock, and tree biomass in different restoration systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Forests**, v. 10, n. 7, p. 588, 2019.

POTVIN, C.; DUTILLEUL, P. Neighborhood effects and size-asymmetric competition in a tree plantation varying in diversity. **Ecology**, v. 90, n. 2, p. 321–327, 2009.

PRACH, K. et al. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 917-923, 2019.

PRÉVOSTO, B. et al. To what extent do time, species identity and selected plant response variables influence woody plant interactions? **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 6, p. 1344–1355, 2012.

PUETTMANN, K. J. et al. Forest restoration using variable density thinning: lessons from douglas-fir stands in western Oregon. **Forests**, v. 7, n. 12, p. 1–14, 2016.

PULITANO, F. M.; DURIGAN, G.; DIAS, L. E.. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: VILAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Orgs.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulistano: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. p. 419-445.

REY-BENAYAS, J. M. R. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121-1124, 2009.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

ROCCAFORTE, J. P.; FULÉ, P. Z.; COVINGTON, W. W. Monitoring landscape-scale ponderosa pine restoration treatment implementation and effectiveness. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 6, p. 820–833, 2010.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 3, p. 379–389, 2011.

SÃO PAULO. Resolução SMA Nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**, São Paulo, 5 abr. 2014. Seção 1, p. 36-37.

SCHREIBER, E. S. G. et al. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. **Ecological Management & Restoration**, v. 5, n. 3, p. 177–182, 2004.

SELLAN, G. et al. Testing a general approach to assess the degree of disturbance in tropical forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 28, n. 3, p. 659–668, 2017.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. International Science & policy working group. **The SER international primer on ecological restoration**. 2004.

SHOO, L. P. et al. Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. **Conservation Biology**, v. 30, n. 1, p. 121–132, 2016.

SILVA, K. A. et al. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p. 309–319, 2016.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, p. 1-6, 2020.

SUDING, K. N. et al. Committing to ecological restoration. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 638-640, 2015.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and

opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, p. 465–487, 2011.

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

SWINFIELD, T. et al. Accelerating tropical forest restoration through the selective removal of pioneer species. **Forest Ecology and Management**, v. 381, p. 209–216, 2016.

TRUJILLO-MIRANDA, A. L. et al. Active versus passive restoration: recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. **Ecological Engineering**, v. 117, p. 50-61, 2018.

UNITED NATIONS. **Sustainable development goals**. Disponível em <https://unfoundation.org/what-we-do/issues/sustainable-development-goals/?gclid=CjwKCAiAt9z-BRBCEiWv-NUIxb60sMt49pT3X3IZ2D4ovvJD85WKXegs__qoLenjHbHSTj0yWRoCdMEQAvD_BwE> Acesso em: 15/12/2020.

UNITED NATIONS. **New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change**. Disponível em <<https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity>> Acesso em: 15/09/2020.

VIANI, R. A. G. et al. Monitoring young tropical forest restoration sites: how much to measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, 2018.

WAGNER, M. The roles of seed dispersal ability and seedling salt tolerance in community assembly of a severely degraded site. In: TEMPERTON, V. M. et al. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington: Island Press, 2004. p. 266–284.

WALTERS, C. **Adaptive management of renewable resources**. New York: Macmillan Publishing Company, 1986.

WALTERS, C. J.; HOLLING, C. S. Large-scale management experiments and learning by doing. **Ecology**, v. 71, n. 6, p. 2060–2068, 1990.

WEINER, J. Asymmetric competition in plant populations. **Tree**, v. 5, n. 11, p. 360–364, 1990.

WESTGATE, M. J.; LIKENS, G. E.; LINDENMAYER, D. B. Adaptive management of biological systems: a review. **Biological Conservation**, v. 158, p. 128–139, 2013.

WHITE, P. S.; WALKER, J. L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 338–349, 1997.

WILLIAMS, B. K. Adaptive management of natural resources - framework and issues. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 5, p. 1346–1353, 2011.

WILLIAMS, B. K.; SZARO, R. C.; SHAPIRO, C. D. **Adaptive management: the US Department of the Interior technical guide**. Washington: US Department of the Interior, 2007.

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, v. 8, p. 662-673, 2005.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88-96, 2013.

ZHANG, Z. et al. The effect of tree size, neighborhood competition and environment on tree growth in an old-growth temperate forest. **Journal of Plant Ecology**, v. 10, n. 6, p. 970–980, 2017.

APÊNDICE A – Descrição das áreas amostradas no Capítulo 1

Tabela A.1 - Atributos das 11 matas ciliares em restauração, quanto à idade, tamanho da área, área basal, uso do solo anterior, paisagem, ambiente e técnicas de restauração. Os dados correspondem a um subconjunto de Suganuma e Durigan (2015)* e Suganuma, Torezan e Durigan (2018).**

Coordenadas geográficas (lat. S/long. O)	Anos desde o plantio	Área (ha) ¹	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Temperatura anual média (C°)* ²	Precipitação anual (mm) ^{2*}	Uso do solo anterior	Distância da fonte de propágulos (m)	Tipo de solo	Técnicas de restauração				
									Nº espécies plantadas ₄	Densidade de plantio (indiv. ha ⁻¹)	Espécies nativas plantadas (%)	Fertilização do solo	Manutenção (anos)
22°32'08"/51°59'44"	16,0	10,0	36,89	23,4	1.131	Pastagem	5700	Latossolo	23	2.500	60	Não	1
22°33'05"/52°00'06"	17,0	135,3	23,45	23,4	1.131	Pastagem	5.100	Argissolo	26	2.273	99	Não	3
22°50'32"/50°36'22"	17,0	3,3	52,12	22,3	1.249	Cultivo	1.470	Latossolo	21	2.000	96	Não	2
22°44'57"/50°31'01"	18,0	1,0	32,31	22,3	1.249	Cana-de-açúcar	70	Latossolo	20	2.000	95	Não	1
22°50'13"/50°37'36"	20,7	1,7	37,76	22,3	1.249	Cultivo	2.400	Latossolo	25	2.222	95	Não	>3
22°34'39"/47°30'32"	22,0	3,8	42,74	21,1	1.359	Cana-de-açúcar	5	Latossolo	33	625	49	Não	>3
22°35'15"/52°51'03"	23,0	52,4	30,86	23,4	1.131	Pastagem	1.800	Latossolo	39	2.000	94	Não	3
21°19'43"/49°47'04"	27,0	2,7	41,76	23,6	1.266	Pastagem	2.000	Latossolo	24	2.000	57	Não	>3
22°47'32"/50°28'07"	28,0	3,0	49,47	22,3	1.249	Cultivo	815	Latossolo	16	889	45	Não	>3
22°46'58"/50°27'46"	38,0	0,5	60,75	22,3	1.249	Cultivo	1.530	Latossolo	26	889	48	Não	>3
22°40'20"/47°12'28"	53,0	21,9	44,47	21,9	1.256	Cultivo	0	Latossolo	23	833	64	Não	>3

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

** SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. **Applied Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 76–84, 2018.

1 A área restaurada corresponde a mancha de vegetação em que as técnicas aplicadas, as espécies plantadas e o ano de plantio foram representados pelas parcelas amostradas.

- 2 A temperatura média anual e a precipitação anual foram extraídas da localidade mais próxima (SENTELHAS et al., 2003; disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/>>).
- 3 Tipo de solo classificado de acordo com: Food and Agriculture Organization - FAO. World reference base for soil resources. Rome, FAO, 1998. (World Soil Resources Report, 60).
- 4 O número de espécies plantadas corresponde àquelas registradas na área amostrada (1.000 m²).

Tabela A.2 - Atributos das nove matas ciliares consideradas ecossistemas de referência, referentes ao seu tamanho, temperatura média anual, precipitação anual, tipo de solo e histórico de perturbações/uso do solo (Dados de Suganuma e Durigan, 2015) *.

Tipo de floresta de referência	Coordenadas geográficas (lat. S/long. O)	Área (ha)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Temperatura anual média (C°)*	Precipitação anual (mm)*	Tipo de solo**	Histórico de perturbações/uso do solo
Floresta madura FM	22°36'20"/52°18'17"	33.845,3	40,96	23,4	1.131	Latossolo	Nenhuma perturbação registrada
	22°24'37"/49°41'34"	2.178,8	27,02	21,4	1.249	Argissolo	
	23°23'28"/51°00'14"	374,3	27,20	20,9	1.629	Latossolo	
Floresta Secundária SF	22°17'13"/50°48'11"	10,6	23,46	22,4	1.205	Argissolo	Pastagem abandonada, pelo menos, 35 anos antes da amostragem
	22°45'58"/50°34'10"	6,7	22,86	22,3	1.249	Latossolo	
	22°48'15"/50°16'15"	4,0	27,85	22,3	1.249	Latossolo	
Floresta Degradada FD	22°49'02"/49°59'12"	9,2	16,44	22,3	1.249	Latossolo	Presença de gado + corte seletivo, cessados cerca de 40 anos antes da amostragem
	22°46'45"/ 50°28'55"	6,6	19,68	22,3	1.249	Latossolo	
	22°38'50"/ 50°35'49"	4,2	25,45	22,4	1.255	Latossolo	

* A temperatura média anual e a precipitação anual foram extraídas da localidade mais próxima (SENTELHAS et al., 2003; disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/>>).

** Tipo de solo classificado de acordo com: Food and Agriculture Organization - FAO. World reference base for soil resources. Rome, FAO, 1998. (World Soil Resources Report, 60)

APÊNDICE B – Detalhes dos modelos estatísticos ajustados no Capítulo 1

Tabela B.1 - Valores para o Critério de Informação de Akaike (AIC), teste de superdispersão, desvio residual e teste Qui-quadrado para análise de desvio para os Modelos Lineares Generalizados (MLG) ajustados considerando as distribuições Poisson e Binomial Negativa.

Classe	Distribuição	AIC	Teste de superdispersão	Fator	Desvio residual	Análise do desvio
1	Poisson	2.262,50	<0,001	Tipo de floresta	2.095,50	<0,001
		-	-	Idade	2.091,50	0,046
	Binomial Negativa	287,52	-	Tipo de floresta	20,73	0,634
		-	-	Idade	20,70	0,862
2	Poisson	481,86	<0,001	Tipo de floresta	448,50	<0,001
		-	-	Idade	329,95	<0,001
	Binomial Negativa	235,13	-	Tipo de floresta	27,00	0,003
		-	-	Idade	20,72	0,012
3	Poisson	242,44	0,025	Tipo de floresta	116,24	<0,001
		-	-	Idade	115,67	0,448
	Binomial Negativa	191,86	-	Tipo de floresta	22,65	0,001
		-	-	Idade	22,56	0,774
4	Poisson	170,53	0,014	Tipo de floresta	55,04	0,014
		-	-	Idade	51,03	0,045
	Binomial Negativa	161,10	-	Tipo de floresta	22,08	0,238
		-	-	Idade	20,67	0,235
5	Poisson	153,73	0,183	Tipo de floresta	43,76	<0,001
		-	-	Idade	43,33	0,513
	Binomial Negativa	144,02	-	Tipo de floresta	17,39	<0,001
		-	-	Idade	17,21	0,676
Total	Poisson	1.794,00	<0,001	Tipo de floresta	1.652,90	<0,001
		-	-	Idade	1.612,50	<0,001
	Binomial Negativa	294,37	-	Tipo de floresta	20,80	0,289
		-	-	Idade	20,39	0,525

Graus de liberdade: 16 para modelos considerando apenas tipo de floresta e 15 para modelos considerando tipo de floresta e idade padronizada. $\alpha = 0,05$.

APÊNDICE C – Caracterização da cobertura do dossel na área amostrada no Capítulo 2

Tabela C.1 – Valores de cobertura do dossel obtidos a partir de fotografias hemisféricas tiradas nas parcelas antes (23/11/2011) e após (11/04/2012) do desbaste.

Parcela	Tratamento (área basal residual)	Número de árvores cortadas (parcela)	Cobertura antes do desbaste (%)	Cobertura após o desbaste (%)
1	Média	8	73,14	72,24
2	Baixa	3	76,89	69,96
3	Alta	0	70,48	68,9
4	Média	1	67,27	62,69
5	Alta	0	67,95	67,93
6	Média	7	69,95	63,3
7	Baixa	2	71,73	70,85
8	Baixa	2	65,22	70,12
9	Alta	0	71,27	67,08
10	Alta	0	74,97	70,49
11	Média	3	74,87	75,76
12	Alta	0	78,97	79,52
13	Baixa	3	73,15	75,57
14	Baixa	6	70,57	74,88
15	Média	4	70,95	84,9

APÊNDICE D – Espécies presentes área amostrada no Capítulo 2

Tabela D.1 - Famílias botânicas, espécies plantadas e regenerantes e seus respectivos números de indivíduos em regeneração natural na floresta restaurada em cada ano de medição. O asterisco indica espécies que foram plantadas.

Famílias botânicas e espécies	Origem	2012	2013	2014	2017	2020
Anacardiaceae		477	538	526	381	250
<i>Schinus terebinthifolia</i> *	Nativa	25	38	27	12	4
<i>Spondias mombin</i>	Nativa	3	4	5	11	10
<i>Tapirira guianensis</i> *	Nativa	449	496	494	358	236
Apocynaceae		71	86	92	95	92
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Nativa	71	86	92	95	92
Arecaceae		0	0	0	0	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Nativa	0	0	0	0	1
Bignoniaceae		0	0	0	0	0
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> *	Nativa	0	0	0	0	0
Boraginaceae		6	7	7	5	7
<i>Cordia ecalyculata</i> *	Nativa	6	6	6	4	6
<i>Cordia myxa</i>	Exótica	0	1	1	1	1
Calophyllaceae		0	0	0	0	0
<i>Calophyllum Brasiliense</i> *	Nativa	0	0	0	0	0
Cannabaceae		5	6	5	5	3
<i>Celtis iguanaea</i>	Nativa	2	2	2	3	3
<i>Trema micrantha</i>	Nativa	3	4	3	2	0
Euphorbiaceae		12	50	53	21	9
<i>Croton floribundus</i> *	Nativa	2	7	11	5	3
<i>Croton urucurana</i> *	Nativa	10	43	42	16	6
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> *	Nativa	0	0	0	0	0
Fabaceae		144	162	168	183	139
<i>Albizia niopoides</i>	Nativa	4	5	4	5	4
<i>Anadenanthera colubrina</i> *	Nativa	65	74	84	97	70
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Nativa	46	39	32	23	15
<i>Bauhinia longifolia</i> *	Nativa	6	11	11	14	15
<i>Centrolobium tomentosum</i> *	Nativa	7	5	5	3	1
<i>Copaifera langsdorffii</i> *	Nativa	1	2	1	3	3
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> *	Nativa	1	6	8	8	6
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> *	Nativa	1	1	1	1	1
<i>Holocalyx balansae</i>	Nativa	1	2	3	4	4
<i>Inga vera</i> *	Nativa	4	8	9	13	10
<i>Myroxylon peruiferum</i> *	Nativa	0	0	1	1	3
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Nativa	4	4	4	4	4
<i>Peltophorum dubium</i> *	Nativa	0	0	0	1	1
<i>Poecilanthe parviflora</i> *	Nativa	2	3	3	4	2
<i>Pterogyne nitens</i>	Nativa	1	1	1	1	0
<i>Senna pendula</i>	Nativa	1	1	1	1	0
Lamiaceae		1	1	1	1	0
<i>Vitex megapotamica</i> *	Nativa	1	1	1	1	0
Lauraceae		82	80	64	47	49
<i>Nectandra megapotamica</i> *	Nativa	72	69	57	45	48
<i>Ocotea puberula</i>	Nativa	10	11	7	2	1
Malvaceae		1	2	2	2	2
<i>Ceiba speciosa</i> *	Nativa	0	0	0	0	0
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Nativa	1	2	2	2	2

Meliaceae		78	103	117	187	295
<i>Cedrela fissilis*</i>	Nativa	1	0	0	0	0
<i>Guarea kunthiana</i>	Nativa	33	46	60	119	222
<i>Melia azedarach</i>	Exótica	0	1	1	0	0
<i>Trichilia elegans</i>	Nativa	1	1	1	1	2
<i>Trichilia pallida</i>	Nativa	43	55	55	67	71
Moraceae		1	2	2	2	2
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	Exótica	0	1	1	1	1
<i>Morus nigra</i>	Exótica	1	1	1	1	1
Myrtaceae		25	26	28	33	49
<i>Campomanesia xanthocarpa*</i>	Nativa	0	0	0	0	0
<i>Eugenia myrcianthes</i>	Nativa	0	1	3	2	6
<i>Eugenia pyriformis</i>	Nativa	2	2	1	2	2
<i>Eugenia uniflora</i>	Nativa	18	18	19	20	29
<i>Myrciaria glazioviana</i>	Nativa	1	1	1	1	1
<i>Plinia cauliflora</i>	Nativa	0	0	0	4	5
<i>Psidium guajava</i>	Exótica	3	3	3	4	6
<i>Syzygium cumini</i>	Exótica	1	1	1	0	0
Phytolaccaceae		3	3	3	3	5
<i>Gallesia integrifolia</i>	Nativa	3	3	3	3	5
Rosaceae		0	0	0	1	2
<i>Eriobotrya japonica</i>	Exótica	0	0	0	1	2
Rubiaceae		25	39	52	74	82
<i>Genipa americana*</i>	Nativa	0	2	3	13	12
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Nativa	15	22	31	42	53
<i>Randia calycina</i>	Nativa	5	8	11	13	14
<i>Sapium glandulatum</i>	Nativa	5	7	7	6	3
Rutaceae		15	18	18	22	27
<i>Balfourodendron riedelianum*</i>	Nativa	13	16	16	20	25
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	Nativa	0	0	0	0	1
<i>Murraya paniculata</i>	Exótica	1	1	1	1	0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Nativa	1	1	1	1	1
Salicaceae		39	41	40	45	46
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Nativa	1	1	1	1	2
<i>Casearia sylvestris*</i>	Nativa	38	40	39	44	44
Sapindaceae		35	51	55	57	49
<i>Allophylus edulis</i>	Nativa	27	36	37	33	21
<i>Cupania vernalis*</i>	Nativa	2	6	7	11	15
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Nativa	6	9	11	13	13
Sapotaceae		3	3	3	3	3
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Nativa	3	3	3	3	3
Solanaceae		0	3	2	1	3
<i>Solanum didymum</i>	Nativa	0	0	0	0	2
<i>Solanum mauritianum</i>	Nativa	0	3	2	0	0
<i>Solanum pseudoquina</i>	Nativa	0	0	0	1	1
Urticaceae		15	48	46	39	26
<i>Cecropia pachystachya</i>	Nativa	15	48	46	39	26
Verbenaceae		2	6	7	0	0
<i>Cytharexylum myrianthum*</i>	Nativa	2	6	7	0	0

APÊNDICE E – Detalhes dos contrastes realizados na análise de dinâmica do
Capítulo 2

Tabela E.1 - Comparações entre pares para as variáveis densidade de plântulas, número de recrutas, plântulas e juvenis mortos, ingressos de plântulas para juvenis e de juvenis para árvores considerando os tratamentos alta área basal residual (AABR), média área basal residual (MABR) e baixa área basal residual (BABR) e os diferentes anos de medição.

Variável resposta	Nível do fator	Contraste	Estimativa	Erro padrão	Razão z	Valor p
Densidade de plântulas (indivíduos 100 m ⁻²)	AABR	2013 x 2014	-0,011	0,105	-0,105	1,000
	AABR	2013 x 2017	-0,079	0,103	-0,770	0,868
	AABR	2013 x 2020	0,045	0,106	0,424	0,974
	AABR	2014 x 2017	-0,068	0,103	-0,665	0,910
	AABR	2014 x 2020	0,056	0,106	0,529	0,952
	AABR	2017 x 2020	0,124	0,104	1,193	0,632
	MABR	2013 x 2014	-0,051	0,092	-0,551	0,946
	MABR	2013 x 2017	-0,026	0,092	-0,277	0,993
	MABR	2013 x 2020	-0,034	0,092	-0,369	0,983
	MABR	2014 x 2017	0,025	0,091	0,274	0,993
	MABR	2014 x 2020	0,017	0,091	0,182	0,998
	MABR	2017 x 2020	-0,008	0,092	-0,092	1,000
	BABR	2013 x 2014	0,057	0,064	0,896	0,807
	BABR	2013 x 2017	0,260	0,068	3,846	< 0,001
	BABR	2013 x 2020	0,355	0,070	5,106	< 0,001
	BABR	2014 x 2017	0,203	0,069	2,960	0,016
	BABR	2014 x 2020	0,298	0,070	4,229	< 0,001
	BABR	2017 x 2020	0,095	0,074	1,287	0,571
	2013	AABR x MABR	-0,070	0,206	-0,341	0,938
	2013	AABR x BABR	-0,516	0,200	-2,572	0,027
	2013	MABR x BABR	-0,445	0,198	2,255	0,062
	2014	AABR x MABR	-0,110	0,205	-0,535	0,854
	2014	AABR x BABR	-0,447	0,201	-2,230	0,066
	2014	MABR x BABR	-0,337	0,197	1,710	0,201
	2017	AABR x MABR	-0,017	0,205	-0,082	0,996
	2017	AABR x BABR	-0,176	0,201	-0,878	0,654
	2017	MABR x BABR	-0,160	0,199	0,803	0,701
	2020	AABR x MABR	-0,149	0,206	-0,723	0,750
	2020	AABR x BABR	-0,206	0,203	-1,012	0,569
	2020	MABR x BABR	-0,056	0,199	0,283	0,957
Recrutas (indivíduos 100 m ⁻²)	AABR	2013 x 2014	0,206	0,131	1,566	0,398
	AABR	2013 x 2017	-0,782	0,136	-5,767	< 0,001
	AABR	2013 x 2020	-0,428	0,151	-2,831	0,024
	AABR	2014 x 2017	-0,988	0,142	-6,957	< 0,001
	AABR	2014 x 2020	-0,634	0,157	-4,038	< 0,001
	AABR	2017 x 2020	0,354	0,161	2,202	0,123
	MABR	2013 x 2014	0,189	0,113	1,680	0,334
	MABR	2013 x 2017	-0,752	0,118	-6,381	< 0,001
	MABR	2013 x 2020	-0,514	0,127	-4,058	< 0,001
	MABR	2014 x 2017	-0,941	0,123	-7,664	< 0,001
	MABR	2014 x 2020	-0,703	0,131	-5,356	< 0,001
	MABR	2017 x 2020	0,237	0,136	1,749	0,298
	BABR	2013 x 2014	1,084	0,070	15,392	< 0,001

Plântulas mortas (indivíduos 100 m ²)	BABR	2013 x 2017	0,621	0,091	6,835	< 0,001
	BABR	2013 x 2020	0,580	0,089	6,494	< 0,001
	BABR	2014 x 2017	-0,463	0,103	-4,477	< 0,001
	BABR	2014 x 2020	-0,504	0,102	-4,940	< 0,001
	BABR	2017 x 2020	-0,041	0,117	-0,351	0,985
	2013	AABR x MABR	-0,286	0,234	-1,222	0,440
	2013	AABR x BABR	-1,780	0,224	-7,947	< 0,001
	2013	MABR x BABR	-1,494	0,219	6,807	< 0,001
	2014	AABR x MABR	-0,302	0,240	-1,259	0,418
	2014	AABR x BABR	-0,902	0,233	-3,868	< 0,001
	2014	MABR x BABR	-0,599	0,228	2,634	0,023
	2017	AABR x MABR	-0,256	0,245	-1,044	0,549
	2017	AABR x BABR	-0,377	0,242	-1,555	0,265
	2017	MABR x BABR	-0,122	0,237	0,512	0,865
	2020	AABR x MABR	-0,372	0,258	-1,439	0,321
	2020	AABR x BABR	-0,772	0,251	-3,075	0,006
	2020	MABR x BABR	-0,400	0,241	1,659	0,221
	AABR	2013 x 2014	0,288	0,197	1,459	0,463
	AABR	2013 x 2017	-1,209	0,178	-6,802	< 0,001
	AABR	2013 x 2020	-1,253	0,176	-7,121	< 0,001
	AABR	2014 x 2017	-1,497	0,193	-7,765	< 0,001
	AABR	2014 x 2020	-1,540	0,191	-8,062	< 0,001
	AABR	2017 x 2020	-0,044	0,171	-0,256	0,994
	MABR	2013 x 2014	0,051	0,185	0,277	0,993
	MABR	2013 x 2017	-1,589	0,164	-9,695	< 0,001
	MABR	2013 x 2020	-1,308	0,174	-7,531	< 0,001
	MABR	2014 x 2017	-1,641	0,167	-9,849	< 0,001
	MABR	2014 x 2020	-1,360	0,176	-7,715	< 0,001
	MABR	2017 x 2020	0,281	0,154	1,824	0,262
	BABR	2013 x 2014	-0,344	0,121	-2,844	0,023
	BABR	2013 x 2017	-1,702	0,115	-14,806	< 0,001
	BABR	2013 x 2020	-1,334	0,124	-10,781	< 0,001
	BABR	2014 x 2017	-1,359	0,104	-13,114	< 0,001
	BABR	2014 x 2020	-0,990	0,113	-8,744	< 0,001
	BABR	2017 x 2020	0,369	0,107	3,449	0,003
	2013	AABR x MABR	0,018	0,306	0,058	0,998
	2013	AABR x BABR	-0,564	0,293	-1,928	0,131
	2013	MABR x BABR	-0,582	0,293	1,987	0,115
	2014	AABR x MABR	-0,219	0,316	-0,692	0,768
	2014	AABR x BABR	-1,196	0,298	-4,014	< 0,001
	2014	MABR x BABR	-0,977	0,290	3,369	0,002
	2017	AABR x MABR	-0,363	0,292	-1,241	0,429
	2017	AABR x BABR	-1,058	0,283	-3,739	< 0,001
	2017	MABR x BABR	-0,695	0,275	2,531	0,031
	2020	AABR x MABR	-0,038	0,297	-0,128	0,991
	2020	AABR x BABR	-0,645	0,285	-2,260	0,062
	2020	MABR x BABR	-0,607	0,284	2,136	0,083
Juvenis mortos (indivíduos 100 m ²)	-	AABR x MABR	-0,541	0,400	-1,353	0,366
	-	AABR x BABR	-1,305	0,371	-3,513	0,001
	-	MABR x BABR	-0,764	0,329	2,321	0,053
Plântulas para	AABR	2013 x 2014	1,163	0,296	3,932	< 0,001
	AABR	2013 x 2017	0,065	0,296	0,218	0,996

juvenis (indivíduos 100 m ⁻²)	AABR	2013 x 2020	-0,118	0,276	-0,426	0,974
	AABR	2014 x 2017	-1,098	0,365	-3,008	0,014
	AABR	2014 x 2020	-1,281	0,350	-3,664	0,001
	AABR	2017 x 2020	-0,182	0,350	-0,522	0,954
	MABR	2013 x 2014	0,693	0,213	3,251	0,006
	MABR	2013 x 2017	-0,241	0,226	-1,069	0,708
	MABR	2013 x 2020	0,047	0,251	0,186	0,998
	MABR	2014 x 2017	-0,934	0,257	-3,636	0,002
	MABR	2014 x 2020	-0,647	0,279	-2,316	0,094
	MABR	2017 x 2020	0,288	0,289	0,997	0,751
	BABR	2013 x 2014	-0,442	0,142	-3,102	0,010
	BABR	2013 x 2017	-0,071	0,216	-0,330	0,988
	BABR	2013 x 2020	-0,368	0,195	-1,887	0,234
	BABR	2014 x 2017	0,370	0,206	1,798	0,274
	BABR	2014 x 2020	0,074	0,183	0,404	0,978
	BABR	2017 x 2020	-0,296	0,245	-1,208	0,622
	2013	AABR x MABR	-0,257	0,308	-0,835	0,682
	2013	AABR x BABR	-0,513	0,302	-1,698	0,206
	2013	MABR x BABR	-0,256	0,294	0,871	0,659
	2014	AABR x MABR	-0,727	0,395	-1,841	0,156
	2014	AABR x BABR	-2,118	0,364	-5,812	< 0,001
	2014	MABR x BABR	-1,391	0,312	4,462	< 0,001
	2017	AABR x MABR	-0,563	0,402	-1,401	0,340
	2017	AABR x BABR	-0,649	0,399	-1,626	0,234
	2017	MABR x BABR	-0,086	0,359	0,240	0,969
	2020	AABR x MABR	-0,093	0,403	-0,231	0,971
	2020	AABR x BABR	-0,763	0,373	-2,044	0,102
	2020	MABR x BABR	-0,670	0,364	1,843	0,156
Juvenis para árvores (indivíduos 100 m ⁻²)	AABR	2013 x 2014	-0,470	0,329	-1,429	0,481
	AABR	2013 x 2017	-0,001	0,516	-0,002	1,000
	AABR	2013 x 2020	0,224	0,563	0,398	0,979
	AABR	2014 x 2017	0,469	0,491	0,955	0,775
	AABR	2014 x 2020	0,694	0,540	1,285	0,573
	AABR	2017 x 2020	0,225	0,671	0,336	0,987
	MABR	2013 x 2014	0,406	0,527	0,770	0,868
	MABR	2013 x 2017	-1,204	0,459	-2,620	0,044
	MABR	2013 x 2020	-0,693	0,527	-1,315	0,553
	MABR	2014 x 2017	-1,610	0,517	-3,117	0,010
	MABR	2014 x 2020	-1,099	0,577	-1,904	0,226
	MABR	2017 x 2020	0,511	0,516	0,989	0,756
	BABR	2013 x 2014	2,487	0,601	4,136	< 0,001
	BABR	2013 x 2017	-0,692	0,264	-2,626	0,043
	BABR	2013 x 2020	0,182	0,357	0,510	0,957
	BABR	2014 x 2017	-3,179	0,613	-5,188	< 0,001
	BABR	2014 x 2020	-2,304	0,659	-3,499	0,003
	BABR	2017 x 2020	0,875	0,376	2,324	0,093
	2013	AABR x MABR	0,622	0,536	1,159	0,478
	2013	AABR x BABR	-0,887	0,443	-2,003	0,111
	2013	MABR x BABR	-1,508	0,499	3,022	0,007
	2014	AABR x MABR	1,498	0,564	2,655	0,022
	2014	AABR x BABR	2,070	0,691	2,998	0,008
	2014	MABR x BABR	0,572	0,782	-0,732	0,745

2017	AABR x MABR	-0,581	0,640	-0,907	0,636
2017	AABR x BABR	-1,578	0,586	-2,694	0,019
2017	MABR x BABR	-0,997	0,502	1,986	0,116
2020	AABR x MABR	-0,296	0,726	-0,407	0,913
2020	AABR x BABR	-0,928	0,672	-1,381	0,351
2020	MABR x BABR	-0,633	0,614	1,031	0,557

As estimativas das diferenças são apresentadas na escala do modelo (log) e as diferenças significativas são destacadas em negrito.