

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIEL MITSUO INAGUE

**EFICIÊNCIA DA RESTAURAÇÃO ATIVA E PASSIVA NA MATA ATLÂNTICA DO
LITORAL DO PARANÁ**



CURITIBA

2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GABRIEL MITSUO INAGUE

**EFICIÊNCIA DA RESTAURAÇÃO ATIVA E PASSIVA NA MATA ATLÂNTICA DO
LITORAL DO PARANÁ**

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, Curso de Ciências Biológicas, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof^ª. Márcia C. Mendes Marques
Co-orientadora: Fernanda C. Gil Cardoso

CURITIBA

2016

RESUMO

O plantio de mudas é muito utilizado em florestas como método de restauração ecológica rápido e promissor. Entretanto, negligenciar o potencial de métodos passivos de restauração, como a regeneração natural, em determinados contextos eco-político-sociológicos, não representa a maneira eficaz de obter-se o melhor êxito na restauração ecológica. Neste estudo, dois métodos de restauração (regeneração natural e plantio de mudas) em duas áreas de Floresta Atlântica foram comparados, analisando-se sua eficácia com base nas relações entre abundância, riqueza, composição de espécies e de grupos funcionais (tolerância à sombra e síndrome de dispersão) com o tempo desde a implementação da estratégia de restauração (idade da parcela) e a distância do fragmento de floresta madura mais próximo. 3.012 indivíduos de 89 espécies foram amostrados de acordo com os estádios jovem e adulto em 60 parcelas circulares (total de 3,7 ha), sendo 36 destas parcelas de regeneração natural, e as outras 24, de plantio de mudas pioneiras nativas. Não houve diferenças na riqueza de espécies entre os estádios e entre os métodos de restauração. A composição de espécies de adultos apresentou algumas diferenças entre os métodos de restauração, mas, na geração dos jovens, a composição florística foi mais similar. A abundância e riqueza das áreas em restauração só foram correlacionadas com a idade da área em restauração e a distância do fragmento de floresta madura para o método de regeneração natural. As porcentagens de espécies com os atributos funcionais tolerância à sombra e síndrome de dispersão zoocórica não apresentaram diferenças entre os métodos de restauração. Os resultados demonstram que, em áreas próximas a fragmentos de floresta tropical madura, onde a matriz é florestal, o processo de regeneração natural por si só é tão eficiente quanto o método de plantio de mudas pioneiras nativas, e sugerem que os esforços de restauração devem ser aplicados considerando-se mais avidamente os contextos ecológicos locais, afim de evitar intervenções e custos desnecessários

Palavras-chave: Biodiversidade. Ecologia da restauração. Floresta tropical úmida. Paisagem. Plantio. Regeneração natural.

ABSTRACT

Native species plantation is frequently used in forests as a quick and secured ecological restoration method. Nevertheless, neglecting the potential of passive restoration methods, such as natural regeneration, in determined ecological-sociological contexts, does not represent the most efficient way to obtain the best achievement. In this study, we compared two restoration methods (natural regeneration and native tree species plantation) in the Atlantic Forest in southern Brazil. We analyzed the restoration efficiency according to relationships between tree abundance, species richness, species composition and functional traits (shade-tolerance and dispersal mode) with time since the restoration implementation (plot age) and distance from the nearest mature forest fragment. 3,012 individuals from 89 species were sampled according to their age group (young or adult) in 60 circular plots (3.7 ha total area), which 36 of them had been subjected to natural regeneration, and 24, to native pioneer tree species plantation. No difference was regarded to species richness between the age groups and the restoration methods. Adult species composition showed some differences between the restoration methods, whereas it was more similar among the young group. Restoration areas abundance and species richness have only been correlated with site age and distance from the nearest mature forest fragment in the natural regeneration method. Species percentages for the functional attributes shade-tolerance and zoochoric dispersal syndrome did not show any difference between methods. These findings corroborate to the fact that, in disturbed areas substantially close to mature forest fragments, where the matrix is forested, natural regeneration is, *per se*, as efficient as native pioneer tree species planting, and suggest that restoration efforts should be applied considering more fiercely the whole local ecological context.

Key-words: Biodiversity. Landscape. Natural regeneration. Plantation. Restoration ecology. Tropical moist forest.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. OBJETIVOS	8
2.1 OBJETIVOS GERAIS.....	8
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
3. MATERIAIS & MÉTODOS	9
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	9
3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E ANÁLISE DA VEGETAÇÃO.....	10
3.3 ANÁLISE DE DADOS	11
4. RESULTADOS	11
4.1 ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES.....	11
4.2 DISTÂNCIA DA FLORESTA MADURA E IDADE DA ÁREA DA PARCELA	13
4.3 ATRIBUTOS FUNCIONAIS.....	15
5. DISCUSSÃO	16
6. CONCLUSÃO	20
REFERÊNCIAS	21

1 INTRODUÇÃO

Os biomas de florestas tropicais são, ao mesmo tempo, os de maior biodiversidade e estoque de carbono no mundo (CHAZDON *et al.*, 2016) e um dos mais perturbados na atualidade. De acordo com dados da FAO (2015), a área total de florestas tropicais naturais caiu 6% globalmente no período entre 1990 e 2015. Na América Latina, o principal propósito para o desmatamento de florestas foi a abertura de pastagens para a prática de pecuária extensiva (AMELUNG & DIEHL, 1992; FEARNSIDE, 1993), o que contribuiu intensamente para a progressiva perda de habitat da grande maioria das espécies da floresta, ocasionando tanto a extinção de espécies (WILSON, 1988) quanto a perda de serviços ecossistêmicos (DAILY *et al.*, 1997). As únicas soluções para superar esse quadro são a conservação das áreas ainda existentes e da restauração das áreas degradadas (HUXEL & HASTINGS, 1999).

A restauração ecológica pode ser compreendida como um processo de redução dos danos causados ao ecossistema (RODRIGUES *et al.*, 2009), ou seja, o “auxílio da regeneração de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER, 2004). A ecologia da restauração é uma disciplina recente (CAIRNS & HECKMAN, 1996; PALMER *et al.*, 2006; YOUNG *et al.*, 2005) que tem contribuído com um corpo teórico robusto para a execução de projetos de restauração eficientes (PALMER *et al.*, 1997; YOUNG *et al.*, 2005). A prática da restauração também tem se desenvolvido conceitualmente, e hoje já existem muitas abordagens e técnicas disponíveis (MANSOURIAN *et al.*, 2005). Dentre estas práticas, está a restauração passiva, na qual a resiliência do ambiente garante a recuperação da estrutura e da função do ecossistema, e a restauração ativa, onde são necessárias ações diretas para reverter os danos causados pela perturbação (SER, 2004). Se o distúrbio não comprometer a qualidade do solo e nem a fonte de propágulos, em locais onde previamente havia floresta primária, a sucessão ecológica é normalmente bem sucedida e a floresta é capaz de regenerar-se naturalmente. No entanto, em locais onde a resiliência do sistema é baixa, a restauração ativa representa um método muito útil para auxiliar no processo de sucessão ecológica, através do plantio de mudas, por exemplo (RODRIGUES *et al.*

2009). Nem sempre a estratégia mais adequada à área é a que seria possível na prática, já que fatores como o baixo poder aquisitivo de pequenos agricultores limitam sua execução (RODRIGUES *et al.*, 2009). Um dos principais desafios da restauração de áreas degradadas é a limitação na chegada de sementes para colonização da área, já que as fontes propágulos da área degradada foram drasticamente reduzidas (RODRIGUES *et al.*, 2009). Normalmente essa limitação é causada pela falta de áreas de floresta madura a uma distância curta o suficiente para que novos propágulos cheguem naturalmente na área que está sendo restaurada (RODRIGUES *et al.*, 2009). Em paisagens bem conservadas, onde fragmentos de florestas nativas bem conectados estão presentes, é recomendado o máximo aproveitamento do potencial de regeneração natural da área degradada, isto é, utilizando-se técnicas como a remoção do distúrbio, o estímulo da regeneração natural pré-existente (condução e proteção de plantas e/ou rebrotos) e a promoção da dispersão e da chuva de sementes (MCCLANAHAN & WOLFE, 1993; SIMÕES & MARQUES, 2007; VIANI *et al.*, 2007).

A compreensão de todo processo de sucessão ecológica e o levantamento de outros dados, como tipo de solo, uso anterior da terra, clima, geografia e paisagem onde a área está inserida, é fundamental para a escolha do método de restauração ecológica mais eficiente para o contexto ecológico, político e sociológico da área degradada. Nas florestas tropicais, de forma geral, as espécies pioneiras e herbáceas colonizam e se estabelecem na área no início da sucessão. Com o passar do tempo, as herbáceas declinam e as espécies lenhosas tolerantes à sombra começam a se estabelecer. Quando o dossel se fecha, inicia-se a etapa de exclusão de espécies intolerantes à sombra, e as tolerantes continuam a se estabelecer (CHAZDON, 2008). Na etapa de reinício do sub-bosque, as espécies pioneiras do dossel começam a morrer pela idade avançada, formando clareiras, tornando heterogênea a disponibilidade de luz, permitindo a renovação das espécies do dossel. No último estágio, as espécies pioneiras restantes morrem (WIRTH *et al.*, 2009) e, juntamente com o aumento da diversidade de árvores e epífitas, resulta na floresta madura, a qual é caracterizada pela alta heterogeneidade espacial e diversidade funcional (CHAZDON, 2012). Em suma, na dinâmica sucessional da regeneração ecológica da floresta tropical, no geral, há uma substituição de espécies intolerantes à sombra (pioneiras) por espécies tolerantes à sombra (não pioneiras). Este fenômeno é biologicamente compreensível pelo fato de que ambos os tipos de

plantas apresentam diferenças contrastantes nas suas características morfológicas e fisiológicas, os quais determinam o estabelecimento, o crescimento e a sobrevivência da planta (BAZZAZ & PICKETT, 1980; CHAZDON, 2012). Da mesma maneira, a porcentagem de espécies zoocóricas e o tamanho do fruto e da semente tendem a aumentar ao longo da trajetória sucessional (WESTOBY *et al.*, 2002; CHAZDON, 2012), juntamente com mudanças dos agentes dispersores ao longo da sucessão, variando desde vento e morcegos em estágios iniciais à aves frugívoras e vertebrados de pequeno e grande porte nos estágios intermediários e tardios, respectivamente (CHAZDON, 2012).

Distúrbios, numa variedade de escalas espaciais e temporais, são componentes naturais, muitas vezes essenciais, de muitas comunidades de florestas tropicais (WHITE & JENTSCH, 2004; CHAZDON, 2003). A escala, a frequência e a intensidade de distúrbios ou usos anteriores da terra e condições pós-distúrbio influenciam as trajetórias sucessionais nas florestas tropicais (CHAZDON 2003, 2008). Entretanto, em locais como a Floresta Atlântica, especialmente no litoral do Paraná, distúrbios como desmatamento e pecuária extensiva representam, sem dúvida, a atividade de maior impacto ecológico (HECHT, 2003), ocasionando o processo de fragmentação da floresta (MORELLATO & HADDAD, 2000). Em fragmentos pequenos ocorre o efeito de borda e distúrbios antropogênicos crônicos, resultando em biomassa e diversidade reduzidas (CHAPLIN-KRAMER *et al.*, 2015) e no desenvolvimento de espécies ruderais (TABARELLI *et al.*, 2012). Promover a conexão (corredores ecológicos, por exemplo) e/ou o aumento da área dos fragmentos é um importante objetivo da ecologia da restauração, já que remanescentes de florestas abrigam quase toda biodiversidade local (CHAZDON *et al.*, 2009) e representam uma essencial fonte de propágulos, fauna (BRACALION *et al.*, 2013) e serviços ecossistêmicos (FERRAZ *et al.*, 2014) para áreas em regeneração adjacentes (CÉSAR *et al.*, 2016).

O bioma Mata Atlântica é um dos mais biodiversos e, ao mesmo tempo, com uma das maiores taxas de degradação do Brasil e do mundo. Sua distribuição vai desde o sudeste do Rio Grande do Norte até o sudeste de Santa Catarina (FIASCHI & PIRANI, 2009). A extensa distribuição latitudinal e vertical, a alta pluviosidade, e outros fatores ecológicos atuais e históricos conferem à Mata Atlântica alto grau de endemismo, sendo que o bioma é considerado o quarto maior *hotspot* do mundo para a conservação (MYERS *et al.*, 2000). O trecho de maior preservação atual é no bloco sul e sudeste, onde foi considerado por Ab'Saber (2003) como sendo a

tipologia mais típica. Os limites ocidentais da Serra do Mar, por conta de suas íngremes faces, impedirem a maior expansão dos centros urbanos ao interior do Brasil, a ocidente, concentrando-os nas regiões costeiras (PINTO & BRITO, 2003). No estado do Paraná, a Mata Atlântica permanece como um dos trechos mais conservados do Brasil. Entretanto, com o advento da rodovia PR-405 que ligava por terra Antonina e Guaraqueçaba, houve a chegada de grandes empresas agropecuárias que extraíram madeira e palmito, cultivaram café e criaram búfalos de maneira intensiva. Atualmente, apesar de algumas fazendas ainda terem uma atividade agrícola de baixa intensidade, áreas pouco perturbadas (a maioria dentro de unidades de conservação) e áreas agrícolas abandonadas são as que mais se destacam na região. Nas áreas abandonadas a restauração ecológica com processos passivos e ativos tem sido estimulada (FERRETTI & BRITZ, 2006), mas ainda há uma lacuna de conhecimento sobre a eficiência destes métodos na restauração das florestas da região.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Neste estudo foram avaliadas a estrutura e a diversidade da vegetação de áreas restauradas passivamente (regeneração natural) e ativamente (plantio de mudas) de espécies nativas no litoral do Paraná, a fim de comparar a eficiência das duas estratégias de restauração.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar se a riqueza, abundância e composição das espécies diferem nas duas estratégias de restauração;
- Avaliar se os fatores “idade da área em processo de restauração” e “distância do remanescente de floresta madura mais próximo” influenciam diferentemente as comunidades de plantas das duas estratégias de restauração;
- Avaliar se há diferenças nos grupos funcionais (tolerância à sombra e síndrome de dispersão) de plantas nas comunidades das duas estratégias de restauração.

3 MATERIAIS & MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em duas áreas de Floresta Atlântica no município de Antonina, PR (25°19'15"S e 48°42'24"O), a Reserva Natural Guaricicae e a Reserva Natural Morro da Mina, ambas de propriedades da organização não governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS; Figura 1). As reservas compreendem quase 10.000 hectares e estão inseridas na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, que compreende florestas, estuários, baías, ilhas, manguezais e planícies e representa uma relevante área remanescente de Floresta Atlântica no Brasil (FERRETTI & BRITTEZ, 2006).

A vegetação da região inclui a Floresta Ombrófila Densa, nas subformações Aluvial, de Terras Baixas e Submontana, além de Formações Pioneiras de Influência Fluvial e Fluviomarinha, em diferentes estágios sucessionais. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é considerado subtropical úmido (Cfa) (FERRETTI & BRITTEZ, 2006), com precipitação anual de 3.016 mm e temperatura média de 21,2°C nos últimos 25 anos (CARDOSO *et al.*, 2012). As altitudes variam desde o nível do mar até 900 m. Os tipos de solo mais comum são: Cambissolo, Gleissolo, Neossolo e Argissolo (FERRETTI & BRITTEZ, 2006).

A SPVS estabeleceu no ano 2000, em conjunto com parceiros internacionais, projetos de combate ao aquecimento global (Projeto de Restauração da Floresta Atlântica, Projeto de Ação Contra o Aquecimento Global em Guaraqueçaba e Projeto Piloto de Reflorestamento em Antonina), após a aquisição e a conversão de pastagens de bubalinocultura em áreas protegidas ambientalmente. Dessa maneira, foram implementados projetos de restauração utilizando-se como estratégias tanto a regeneração natural quanto o plantio de mudas (FERRETTI & BRITTEZ, 2006). Nesta última, foi realizado o plantio de mudas de aproximadamente 15 espécies pioneiras nativas locais, cultivadas em um viveiro local, e transplantadas com aproximadamente 5 meses de idade. Já a regeneração natural consistiu apenas na remoção do distúrbio pelo cercamento e abandono de determinadas áreas.

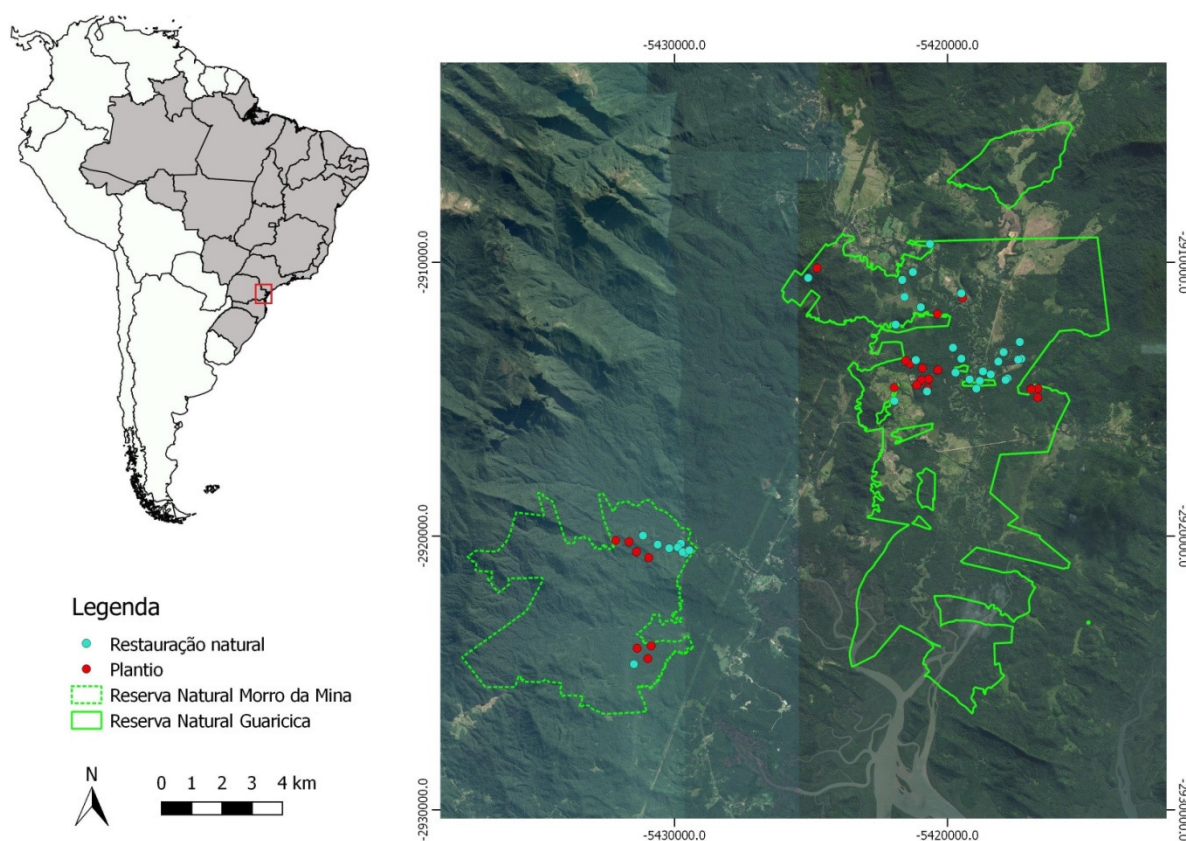


FIGURA 1. Mapa de distribuição das unidades amostrais dentro das duas reservas, diferenciando os métodos de regeneração ativa e passiva.

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL E ANÁLISE DA VEGETAÇÃO

Sessenta parcelas circulares (615,7 m² cada) foram selecionadas com base nas parcelas de monitoramento de carbono já existentes na reserva, as quais foram estabelecidas sobrepondo-se aerofotos, mapa de vegetação, e mapas de tipo e uso do solo. Destas, 36 foram submetidas à regeneração natural, e 24, ao plantio de mudas (Figura 1). Os dados foram coletados entre agosto de 2009 e dezembro de 2011, quando as parcelas possuíam entre 2 e 10 anos. Em cada parcela, foram amostrados indivíduos para a caracterização de dois estádios de tamanho: jovens e adultos. Para o estágio adulto, todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 5,0 cm foram amostrados em um raio de 14 m. Para caracterizar o estágio jovem, espécies arbóreas com DAP < 5,0 cm e altura \geq 1,3 m foram amostradas em uma sub-parcela circular de 4 m, concêntrica à parcela de amostragem referente às árvores adultas. A distância de cada parcela ao remanescente mais floresta madura mais próximo foi obtida por técnica de Sistema de Informação Geográfica (SIG ou *GIS* - *Geographic Information System*, do acrônimo inglês) através da observação de mapas das reservas e do aplicativo Vlate no software ArcGIS (maiores detalhes em KAUANO *et*

al., 2013). As áreas de regeneração natural estavam a no máximo 460 m distantes da floresta remanescente, e as de plantio, a até 200 m.

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Para analisar comparativamente a abundância e a riqueza de espécies entre os métodos de restauração (plantio e regeneração natural), foram realizadas comparações entre as médias destas variáveis nos dois métodos, para jovens e adultos separadamente, pelo teste de Wilcoxon. Optou-se por este teste, pois a distribuição dos dados não seguiu a normalidade, testada a partir do teste de Shapiro-Wilk (ZAR 1999). Comparações das composições de espécies dos dois métodos de restauração, para jovens e adultos, foram feitas por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Foram geradas matrizes de dispersão a partir das coordenadas dos dois primeiros eixos do NMDS.

Para avaliar a influência da idade da área e da distância da floresta madura mais próxima na comunidade de plantas das duas estratégias de restauração, para jovens e adultos, foram utilizadas regressões lineares (ZAR, 1999).

Para analisar da relação dos grupos funcionais (porcentagem de espécies tolerantes à sombra e porcentagem de espécies zoocóricas) com o método de restauração foram realizados testes t de *Student* não pareados.

4 RESULTADOS

4.1 ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

Nas 60 parcelas, foi amostrado um total de 3.012 indivíduos de 89 espécies. A abundância de indivíduos adultos foi de 2.425, e a de jovens, 587.

A riqueza de espécies foi de 75 espécies entre as parcelas de regeneração natural, e de 48 espécies nas parcelas de plantio de mudas. Separadamente, a riqueza de espécies dos indivíduos adultos foi de 60 espécies em parcelas de regeneração natural, e de 38 espécies em parcelas de plantio de mudas. Já a riqueza de espécies de jovens foi de 45 espécies em parcelas de regeneração natural, e de 32 em parcelas de plantio de mudas. A abundância de indivíduos adultos no método plantio de mudas foi maior do que na regeneração natural ($z=2,65$; $p=0,007$). A abundância de jovens e nas riquezas de jovens e de adultos foi semelhante entre os métodos de restauração ($p>0,05$) (Figura 2).

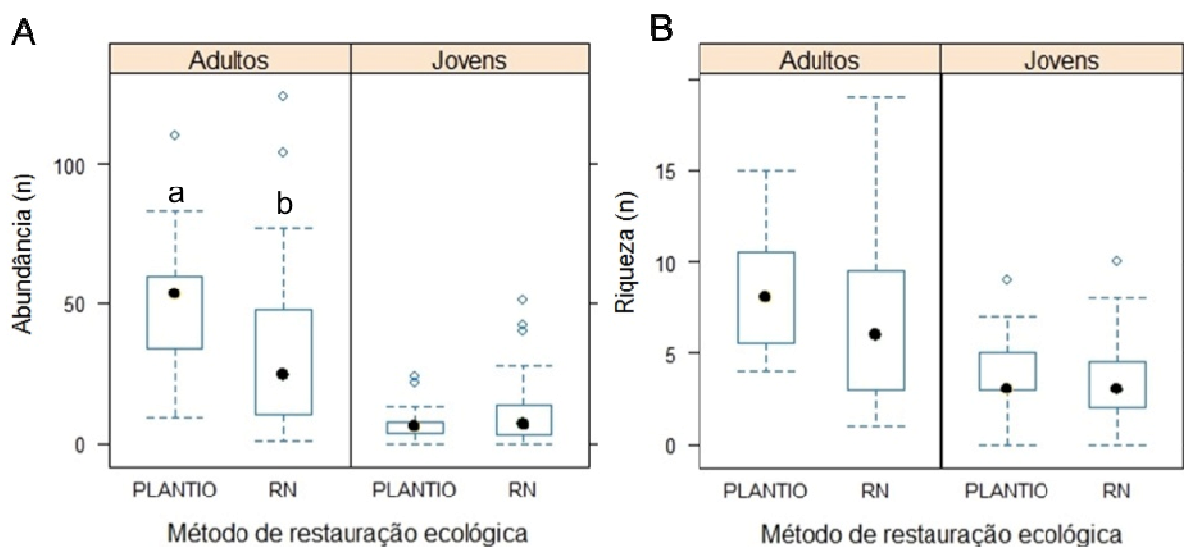


Figura 2. Abundância (A) e riqueza de espécies (B) de acordo com os estádios de tamanho e os métodos de restauração ecológica, sendo estes: regeneração natural (“RN”) e plantio de mudas (“PLANTIO”). Letras minúsculas “a” e “b” indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Parcelas de plantio e regeneração natural apresentaram uma composição florística muito similar entre elas para os indivíduos jovens, enquanto que os indivíduos adultos demonstraram uma composição de espécies mais segregada entre plantio e regeneração natural (Figura 3). Entre os adultos foi observado um maior agrupamento das parcelas de regeneração natural mais próximo aos valores negativos dos eixos da matriz de dispersão, enquanto que as parcelas de plantio ficaram mais agrupadas nos valores positivos. O diagrama de dispersão dos jovens não demonstrou nenhum padrão aparente entre as parcelas de plantio e regeneração natural, indicando ter uma composição de espécies similar entre os dois métodos de restauração (Figura 3).

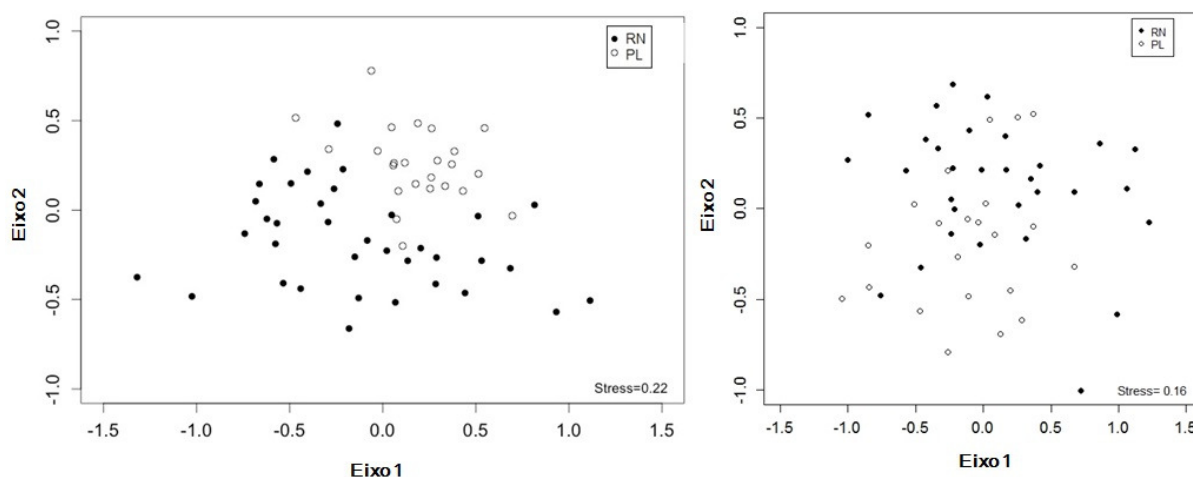


Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) da composição de espécies dos indivíduos adultos (A) e jovens (B) em cada parcela, de acordo com o método de restauração ecológica utilizado, sendo os pontos pretos relativos à regeneração natural (“RN”), e os brancos, ao plantio de mudas (“PL”).

4.2 DISTÂNCIA DA FLORESTA MADURA E IDADE DA PARCELA

Tanto a riqueza de espécies ($R^2 = 0,126$; $p = 0,019$; Figura 4B) quanto à abundância dos indivíduos jovens ($R^2 = 0,110$; $p = 0,027$; Figura 4D) aumentaram com a idade das parcelas onde a regeneração natural foi conduzida, enquanto que essa relação com idade não foi observada nas parcelas onde houve plantio de mudas (Figura 4). Nem a riqueza nem a abundância indivíduos adultos variaram com a idade (Figuras 4A e 4C).

A riqueza de adultos das parcelas de regeneração natural diminuiu com o aumento da distância do remanescente de floresta madura mais próxima ($r^2 = 0,133$; $p = 0,016$), enquanto que nas parcelas onde houve plantio de mudas não foi observada essa relação ($p > 0,05$; Figura 5A). Da mesma maneira, não foi observada uma relação entre distância da floresta madura com a riqueza de jovens, e nem com a abundância para ambos os estádios de tamanho ($p > 0,05$; Figuras 5B, 5C e 5D).

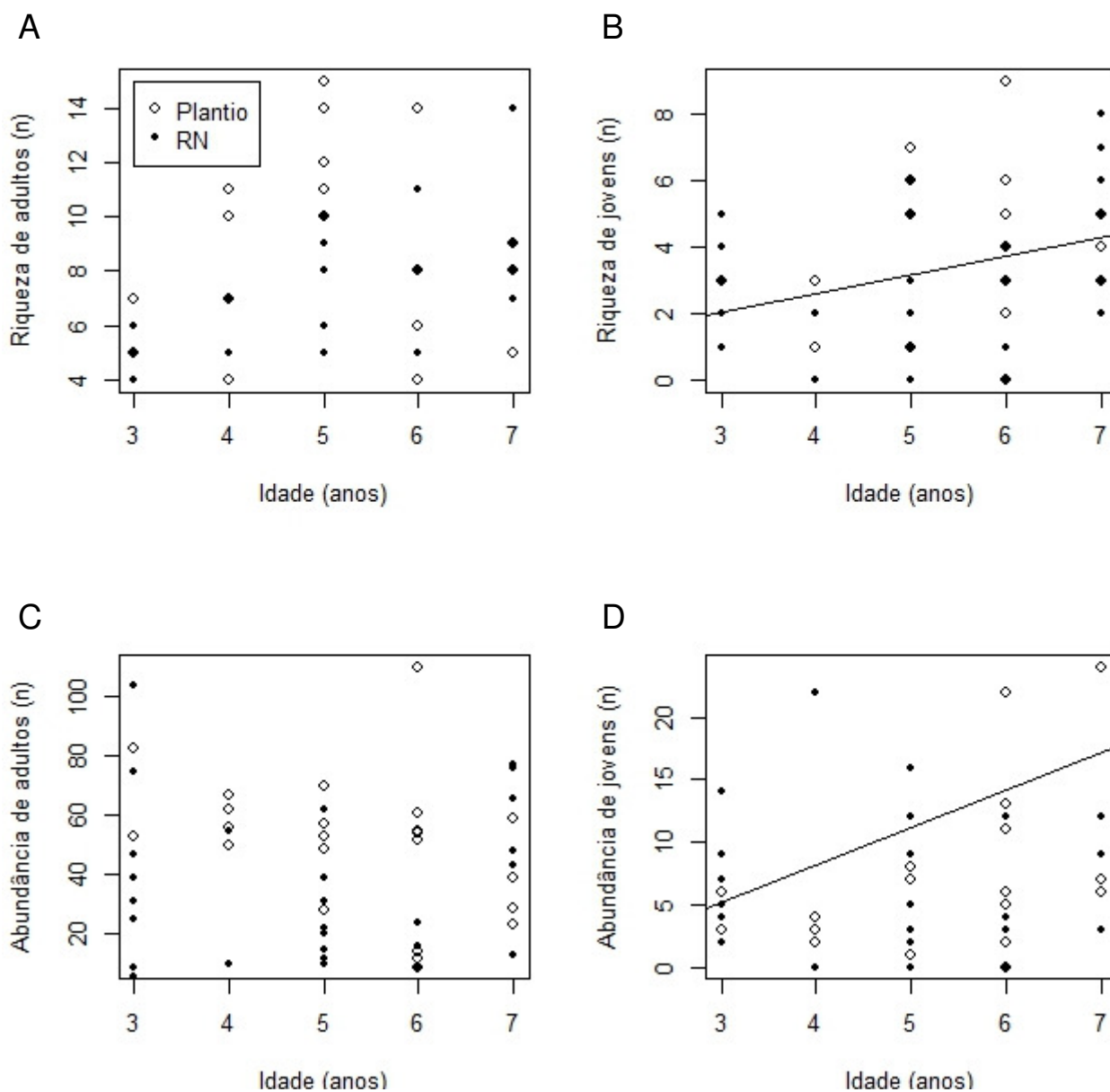


Figura 4. Riqueza de espécies dos estádios adulto (A) e jovem (B) e abundância relativa de indivíduos adultos (C) e jovens (D), de acordo com a idade da parcela. O método de restauração ecológica utilizado em cada parcela está indicado pelas cores: preta para regeneração natural (“RN”) e branca para plantio de mudas (“Plantio”). Linhas de tendência foram apresentadas apenas para as relações significativas (regeneração natural, com $p < 0.05$).

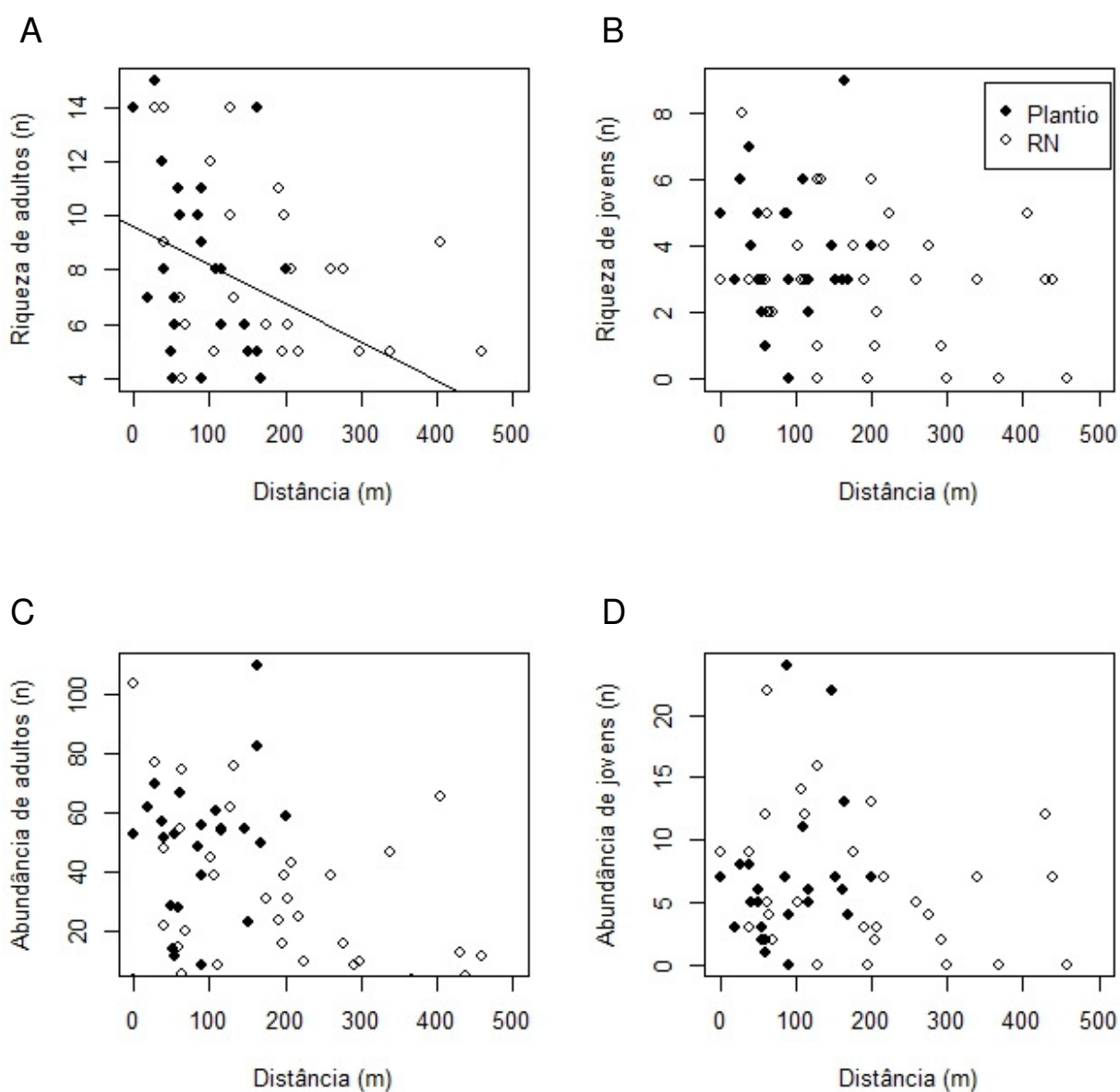


Figura 5. Riqueza de espécies dos estádios adulto (A) e jovem (B) e abundância relativa de indivíduos adultos (C) e jovens (D), de acordo com a distância de cada parcela com a floresta madura mais próxima. O método de restauração ecológica utilizado em cada parcela está indicado pelas cores: preta para regeneração natural (“RN”) e branca para plantio de mudas (“Plantio”). Linhas de tendência foram apresentadas apenas para as relações significativas (regeneração natural, com $p < 0,05$).

4.3 ATRIBUTOS FUNCIONAIS

Não houve diferença nas porcentagens de espécies tolerantes à sombra e zocóricas entre dois métodos de restauração utilizados, tanto para a comunidade de jovens, quanto para a de adultos ($p > 0,05$; Figura 6).

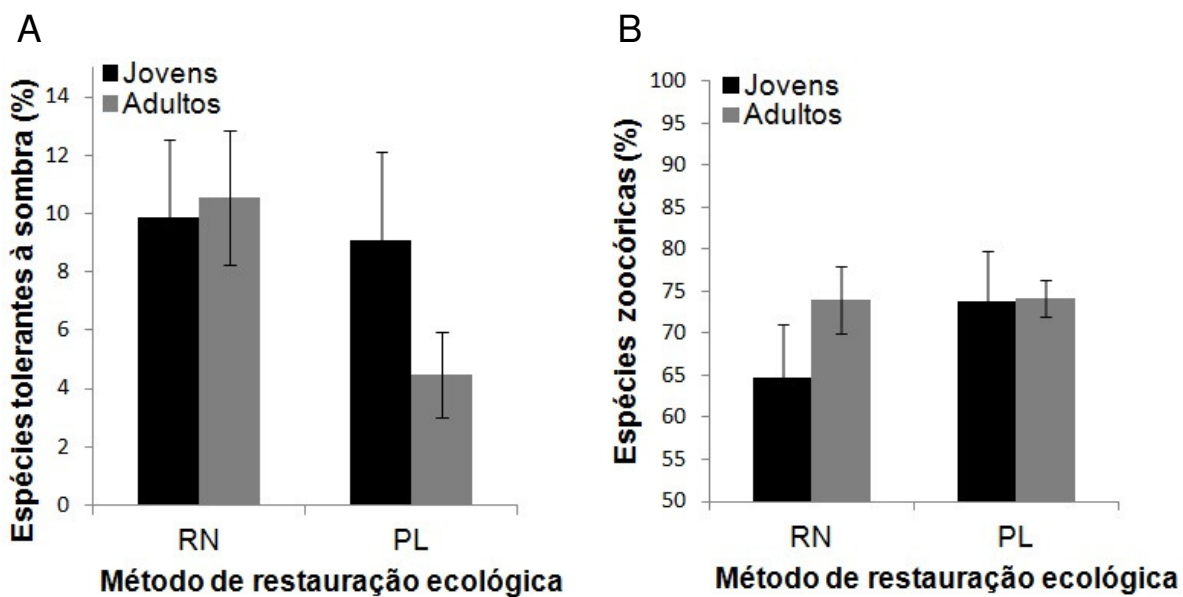


Figura 6. Porcentagem de espécies tolerantes à sombra (A) e zoocóricas (B) para cada método de restauração ecológica (“RN” = regeneração natural; “PL” = plantio de mudas) conforme os estádios de tamanho.

5 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram que, de fato, o programa de regeneração natural nas Reservas Guaricica e Morro da Mina na Floresta Atlântica do litoral do Paraná foi efetivo. Mesmo com esse aporte extra de indivíduos nas parcelas submetidas ao plantio de mudas, as parcelas de regeneração passiva obtiveram resultados similares de abundância de indivíduos, riqueza e composição de espécies, provindos provavelmente de áreas de floresta remanescentes próximas muito ricas em espécies vegetais. Estudos como os de Clewell & McDonald (2009) e Holl & Aide (2011) mostraram que a região dos trópicos possui uma capacidade inerente de se regenerar naturalmente, mesmo após distúrbios agropecuários, dependendo da paisagem onde estão inseridas.

O sucesso do método regeneração natural foi equivalente ao do plantio de mudas nas parcelas analisadas. É bem verdade que já foram observados casos onde a regeneração natural não foi totalmente eficaz, como quando o grau de perturbação é tão alto que ultrapassa o limiar da resiliência e faz com que o ecossistema fique estagnado em um novo estado sucessional estável e degradado (LAMB *et al.*, 2005). Entretanto, outros estudos (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; NORDEN *et al.* 2009) afirmaram que a proximidade da área perturbada com um fragmento floresta madura, além de uma alta abundância de

espécies generalistas da flora regional e um alto nível de dispersão de sementes faz que a riqueza de espécies rapidamente aumente dentro de poucas décadas. Esses resultados positivos são condizentes com os achados deste presente estudo, onde menos de uma década após a implantação dos projetos de restauração foi suficiente para se averiguar a similaridade da eficiência da regeneração natural se comparada ao plantio de mudas.

Mesmo que métodos ativos de restauração sejam necessários em áreas muito degradadas, eles não trazem vantagens diferenciais em todo o processo sucessional, sendo que seu papel seria o de propiciar uma cobertura vegetal facilitadora para o estabelecimento de fauna e flora que chegam naturalmente ao longo da trajetória sucessional (WUNDERLE, 1997; SCOTT *et al.*, 2001; BOWEN *et al.*, 2007; PINOTTI *et al.*, 2012; CHAZDON, 2014; PEÑA-DOMENE *et al.*, 2014), e seu desenvolvimento depende de processos ecológicos naturais tais como a restauração de polinizadores (DIXON, *et al.*, 2009), dispersores de sementes, consumidores e micorrizas associadas (RUIZ-JAEN & AIDE 2005; BRUDVIG 2011; MORRISON & LINDELL, 2012).

Nossos resultados contrariaram a ideia de que o plantio de mudas aceleraria a restauração ecológica e propiciaria vantagens em relação à regeneração natural. A riqueza de espécies das parcelas de plantio de mudas, por exemplo, não foi maior do que a das parcelas de regeneração natural. A composição de espécies do estágio adulto apresentou algumas diferenças entre os métodos de restauração devido à seleção de mudas para plantio, mas, no estágio jovem, essas diferenças foram atenuadas, resultando em uma composição florística mais similar. Apesar da abundância de indivíduos adultos ter sido maior nas parcelas onde houve plantio de mudas do que nas de regeneração natural, este resultado também não indica maior sucesso da restauração ativa, devido ao aporte extra de indivíduos propiciado pelo plantio de mudas. Em Norden *et al.* (2009), a assembleia de comunidades de áreas de floresta tropical em regeneração natural demonstrou um modelo de equilíbrio da dinâmica sucessional, ao invés de um modelo conduzido por dispersão limitada e estocasticidade demográfica de trajetórias idiossincráticas, o que reflete variação na sequência e tempo da chegada de espécies (EWEL, 1980; HUBBEL, 2001).

A relação esperada de aumento da riqueza e abundância com a da idade da área não foi o observado na maioria dos casos, exceto para a abundância e riqueza de adultos na regeneração natural, como também observado em Liebsch *et al.* (2009). Nas parcelas onde foi feito, o plantio de mudas representou um acréscimo instantâneo de indivíduos e espécies no estágio adulto e, conseqüentemente, no dos jovens também, já que a fonte de propágulos e sementes destes são os próprios indivíduos adultos. Não encontrar diferença na relação entre a idade da área com a riqueza e a abundância do estágio adulto das parcelas de regeneração natural pode ser explicado pelo fato de que havia parcelas de adultos com um número muito alto de indivíduos e espécies, o que pode ter ocorrido devido a uma excelente taxa de dispersão no início da trajetória sucessional da maioria dessas parcelas.

A distância da floresta madura remanescente foi determinante apenas para a riqueza de espécies de adultos das parcelas de regeneração natural. Com relação ao método de restauração, esse resultado foi esperado, já que o plantio representou um aporte de diversas espécies e indivíduos nas parcelas onde foi administrado. Outro fator que corroborou para este resultado foi que as parcelas de plantio de mudas estavam distantes, no máximo, 200 m do remanescente florestal maduro mais próximo, enquanto que na regeneração natural, a parcela mais distante estava a aproximadamente 460 m, isto é, mais que o dobro da distância. Infelizmente não havia, neste projeto de restauração, parcelas de plantio de mudas mais distantes que isso da floresta remanescente madura para efeitos de comparação de distâncias. Levando isso em consideração, pode-se afirmar que nossos resultados foram similares ao encontrados em florestas de regeneração secundária da Costa Rica (NORDEN *et al.*, 2009), que sugere a importância de fatores como a proximidade de fragmentos de floresta madura na resiliência do ecossistema.

Apesar de não ter havido diferença entre as porcentagens de espécies tolerantes à sombra, é possível gerar uma interpretação ecológica ao observar os valores percentuais. A porcentagem de espécies tolerantes à sombra dobrou na geração dos jovens nas parcelas de plantio. Mesmo sendo utilizadas apenas espécies não tolerantes à sombra no plantio de mudas, o grupo dos adultos recebeu naturalmente 4,4% de espécies tolerantes à sombra, número este que subiu para 9,0% no grupo dos jovens, o qual representou um valor muito

aproximado das porcentagens de adultos (10,5%) e de jovens (9,8%) da regeneração natural. Esses valores representaram índices baixos se comparados com a literatura, como em Liebsch *et al.* (2008), que encontrou de 19-54,4%±5,3 para áreas de Floresta Atlântica em processo de regeneração até 15 anos desde o fim do distúrbio. A porcentagem de espécies zoocóricas em todas as parcelas estava entre 73-75%, exceto para os jovens em regeneração natural, que apresentou 64% de espécies zoocóricas. Entretanto, essa faixa entre jovens e adultos, de abrangência aproximada de 10%, cuja diferença não foi significativa, está mais elevada que o equivalente para regiões de mesma idade após um distúrbio, equivalendo à porcentagem de áreas de regeneração de 0 a 25 anos, como também observado em Liebsch *et al.* (2008).

Os resultados gerais deste estudo convergem com os recentes achados de Gilman *et al.* (2016), cuja comparação de métodos ativos (plantio de mudas nativas) e passivo (regeneração natural) de regeneração apontaram o alto potencial da regeneração natural da floresta tropical em áreas de pastagens abandonadas próximas a remanescentes florestais maduros. No estudo citado, comparações de dados de riqueza, área basal e composição florística indicaram que a similaridade das trajetórias sucessionais regenerantes tanto do plantio de mudas quanto da regeneração natural sugeriram que o estabelecimento da plântula e a chuva de sementes não variaram fortemente entre os tratamentos. Para estudos futuros, é recomendada a análise de outros aspectos como a de outros atributos funcionais e a inclusão de áreas mais antigas em regeneração em novas perspectivas, já que, para este estudo, foram consideradas áreas de regeneração natural com até 10 anos de idade para efeito de comparação de métodos de restauração. Contudo, este tempo pode ter sido muito pequeno em termos de regeneração e sucessão ecológica, o que faz com que a terceira recomendação seja a re-amostragem e confecção de novas análises, o que permite uma comparação mais aprofundada e avançada no processo sucessional, já que um maior tempo se passou desde a primeira amostragem. O tempo para restaurar completamente uma floresta tropical varia muito de acordo com diversos fatores, e Liebsch *et al.* (2008) calculou em torno de 1.000 a 4.000 anos para a recuperação do grau de endemismo (40% das espécies) para a Mata Atlântica – este seria o aspecto mais demorado. Outros aspectos podem ser recuperados

mais rapidamente, como 20 a 30 anos para a biomassa, e ao menos 80 anos para riqueza e composição de espécies (BROWN & LUGO, 1990; PASCARELLA *et al.*, 2000; MARÍN-SPIOTTA *et al.*, 2007; LETCHER & CHAZDON, 2009; NORDEN *et al.*, 2009).

6 CONCLUSÃO

Apesar da vasta biodiversidade e do intenso histórico de distúrbio, regiões degradadas de Mata Atlântica do litoral do Paraná possuem um grande potencial de regeneração. A restauração passiva, por meio da regeneração natural, demonstrou-se ser tão eficiente quanto quando comparada a métodos de restauração ativa, como o plantio de mudas, em regiões suficientemente próximas a um fragmento de floresta madura. Floresta essa que está inserida na porção mais conservada do bioma Mata Atlântica, a qual representa uma riquíssima fonte de fauna e flora. Apesar do efeito facilitador da restauração ativa, a eficiência da restauração passiva não deve ser negligenciada, e métodos como o plantio de mudas seriam necessários apenas em áreas mais profundamente degradadas, localizadas em matrizes agrícolas e com remanescente florestal maduro extensamente fragmentado ou inexistente, por exemplo. A comparação entre os métodos de restauração demonstrou resultados satisfatórios para a restauração passiva, o que elimina a necessidade da implementação de dispendiosas estratégias de restauração ativa nas áreas da Reserva Guaricica e da Reserva Natural Morro da Mina, no devido contexto ecológicos em que estão inseridas. Não obstante, mais estudos acerca da dinâmica complexa da ecologia da restauração de florestas tropicais são necessários, bem como o acompanhamento de projetos de restauração a longo prazo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. N.. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, 2003.
- AMELUNG, T.; DIEHL, M. **Deforestation of tropical rain forests: Economic causes and impact on development**. Mohr, 1992.

BAZZAZ, F. A.; PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual review of ecology and systematics**, 11, 287-310., 1980.

BOWEN, Michiala E. et al. Regrowth forests on abandoned agricultural land: a review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3, p. 273-296, 2007.

BRANCALION, P. H. S., MELO, F. P., TABARELLI, M., RODRIGUES, R. R., Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. **Nat. Conserv.** 11, 186–190. 2013.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of tropical ecology**, v. 6, n. 01, p. 1-32, 1990.

BRUDVIG, L. A. The restoration of biodiversity: Where has research been and where does it need to go?. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 549-558, 2011.

CAIRNS, J. R.; HECKMAN, J. R. Restoration ecology: the state of an emerging field. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 21, p. 167–189, 1996.

CARDOSO, F. C. G., *et al.* Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant and Soil**, v. 354, p. 269–281, 2012.

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

CHAPLIN-KRAMER, R. *et al.* Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7402-7407, 2015.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics**, v. 6, p. 51–71, 2003.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. **Tropical forest community ecology**, p. 384-408, 2008.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. **Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi de Ciências Naturais**, v. 7, p. 195-218, 2012.

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

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.

CLEWELL, A.; MCDONALD, T. Relevance of natural recovery to ecological restoration. **Ecological Restoration**, v. 27, n. 2, p. 122-124, 2009.

DAILY, G. C. *et al.* Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecol.**: 1–16. 1997.

DIXON, K. W. Pollination and restoration. **Science** 325:571–573, 2009.

EWEL, J. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, p. 2-7, 1980.

FAO. Global Forest Resources Assessment 2015. FAO Forestry Paper No. 1. **UN Food and Agriculture Organization**, Rome, 2015.

FEARNSIDE, P. M. **Deforestation in Brazilian Amazonia**: the effect of population and land tenure. *Ambio-Journal of Human Environment Research and Management*, 22 (8), 537-54, 1993.

FERRAZ, S.F.B., FERRAZ, K.M.P.M.B., CASSIANO, C.C., BRANCALION, P.H.S., LUZ, D.T.A., AZEVEDO, T.N., TAMBOSI, L.R., METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landsc. Ecol.** 29, 187–200. 2014.

FERRETTI, A. R., BRITTEZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal of Nature Conservation**, v. 14, p. 249-259, 2006.

FIASCHI, P.; PIRANI, J.R. Review of plant biogeographic studies in Brazil. **Journal of Systematics and Evolution** v. 0, n. 0, p. 1–20, 2009.

GILMAN, A. C. *et al.* Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 798-808, 2016.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R.. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest ecology and management**, v. 148, n. 1, p. 185-206, 2001.

HECHT, S. B. Indigenous soil management and the creation of Amazonian dark earths: implications of Kayapó practice. In: **Amazonian Dark Earths**. Springer Netherlands, 2003. p. 355-372.

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.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, 2001.

HUXEL, G. R.; HASTINGS, A. Habitat loss, fragmentation, and restoration. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 3, p. 309-315, 1999.

KAUANO, É. E. *et al.* Micro-and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 145-151, 2013.

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

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, 2008.

MANSOURIAN, S.; LAMB, D.; GILMOUR, D. **Overview of technical approaches to restoring tree cover at the site level**. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, D. (Eds.), *Forest Restoration in Landscapes: Beyond Planting Trees*. Springer, New York, p. 241–249, 2005.

MARIN-SPIOTTA, E.; SILVER, W. L.; OSTERTAG, R. LONG-TERM PATTERNS IN TROPICAL REFORESTATION: PLANT COMMUNITY COMPOSITION AND ABOVEGROUND BIOMASS ACCUMULATION. **Ecological Applications**, v. 17, n. 3, p. 828-839, 2007.

MCCLANAHAN, T. R. ; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, v. 7, p. 279–288, 1993.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MORRISON, E.; B.; LINDELL, C. A. Birds and bats reduce insect biomass and leaf damage in tropical forest restoration sites. **Ecological Applications**, v. 22, n. 5, p. 1526-1534, 2012.

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

NORDEN, N. *et al.* Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385-394, 2009.

PASCARELLA, J. B. *et al.* Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, n. 3, p. 217-228, 2000.

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.

PALMER, M. A.; FALK, D. A.; ZEDLER, J. B. **Ecological theory and restoration ecology**. In: Falk, D.A., Palmer, M.A., Zedler, J.B. (Eds.), *Foundations of Restoration Ecology*. Island Press, Washington, p. 1–10, 2006.

PEÑA-DOMENE, M. *et al.* Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. **PloS one**, v. 9, n. 8, p. e104656, 2014.

PINOTTI, B. T.; PAGOTTO, C. P.; PARDINI, R.. Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. **Forest ecology and management**, v. 283, p. 119-127, 2012.

PINTO, L. P.; BRITO, M. C. W. **Dynamics of biodiversity loss in the Brazilian Atlantic Forest: an introduction**. In: Galindo-Leal; Câmara, I.G (eds.). *The Atlantic Forest of South America – biodiversity status, threats and outlook*. Washington: Island Press, p. 27-30, 2003.

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.

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

SER – Society for Ecological Restoration. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson, Arizona, USA, 2004.

SCOTT, T. A.; WEHTJE, W.; WEHTJE, M.. The need for strategic planning in passive restoration of wildlife populations. **Restoration ecology**, v. 9, n. 3, p. 262-271, 2001.

SIMÕES, C. G. ; MARQUES, M. C. M. The role of sprouts in the restoration of Atlantic Rainforest in southern Brazil. **Restoration Ecology** , v. 15, p. 53–59, 2007.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

VIANI, R. A. G.; NAVE, A. G.; RODRIGUES; R. R. Transference of seedlings and alocotone young individuals as ecological restoration methodology. In: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. (Eds.), *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas*. Nova Science Publishers, New York, p. 145–170, 2007.

WESTOBY, M. *et al.* Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual review of ecology and systematics**, p. 125-159, 2002.

WHITE, PETER S.; JENTSCH, A. N. K. E. Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**, p. 342-366, 2004.

WILSON, E. O. *et al.* The current state of biological diversity. **Biodiversity**, v. 521, n. 1, p. 3-18, 1988.

WIRTH, C. *et al.* **Old-growth forest definitions**: a pragmatic view. In: C. WIRTH, G. GLEIXNER ; M. HEIMANN (Eds.): Old-growth forests: function, fate and value, v. 207, p. 11-33. Springer, New York, 2009.

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

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.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**., 4th edn.(Prentice Hall: New Jersey). 1999.