MARCIO SEIJI SUGANUMA

**TRAJETÓRIAS SUCESSIONAIS E FATORES
CONDICIONANTES NA RESTAURAÇÃO DE MATAS
CILIARES EM REGIÃO DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL**

São Carlos – SP

2013

MARCIO SEIJI SUGANUMA

**TRAJETÓRIAS SUCESSIONAIS E FATORES
CONDICIONANTES NA RESTAURAÇÃO DE MATAS
CILIARES EM REGIÃO DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL**

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos da
Universidade de São Paulo, para
obtenção do título de Doutor em
Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientadora:

Dr^a Giselda Durigan

São Carlos – SP

2013

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

S947t Suganuma, Marcio Seiji
Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes
na restauração de matas ciliares em região de floresta
estacional semidecidual / Marcio Seiji Suganuma;
orientadora Giselda Durigan. São Carlos, 2013.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental e Área de Concentração
em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2013.

1. Ecologia da restauração. 2. Floresta tropical.
3. Sucessão ecológica. 4. Cronosequências. 5. Modelos
lineares. 6. Filtros ecológicos. 7. Indicadores. 8.
Monitoramento. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Licenciado **MARCIO SEIJI SUGANUMA**.

Título da tese: "Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual".

Data da defesa: 04/04/2013

Comissão Julgadora:

Prof^a. Dr^a. **Giselda Durigan (Orientadora)**
(Instituto Florestal do Estado de São Paulo)

Prof. Dr. **Juliano José Corbi**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Pedro Henrique Santin Brancalion**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP)

Prof. Dr. **João Luis Ferreira Batista**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP)

Prof^a. Dr^a. **Márcia Cristina Mendes Marques**
(Universidade Federal do Paraná/UFPR)

Resultado:

aprovado

Aprovado

Philippe Aprovado

Aprovado

aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

DEDICATÓRIA

Dedico essa tese aos meus pais Matsuo (*i.m.*) e Marina, que sempre valorizaram a educação de seus filhos e as minhas irmãzinhas Mônica e Mariana, pelo apoio em todos os momentos da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC/ USP, CAPES, CNPq e à Secretaria do Meio Ambiente do Estadual de São Paulo pelo apoio financeiro, indispensável para a realização deste estudo.

Aos membros da banca de qualificação, Flaviana M. de Souza e João L. F. Batista, pelos conselhos e sugestões no delineamento do projeto.

Aos funcionários do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, em especial ao Nelson Tessarin e ao Cidão, pela dedicação e atenção no atendimento das nossas necessidades.

Aos colegas de trabalho do Instituto de Educação Infantil e Juvenil – IEIJ, pelos ensinamentos e pelos ótimos momentos de trabalho e de diversão nesses últimos anos.

A todos os proprietários que disponibilizaram as suas áreas de mata ciliar para a realização desse estudo, em especial ao Sr. Hélio C. de Souza Dias (*i.m.*) e sua esposa Maria A. de Souza Dias (Dona Lia), pelo belo trabalho na Fazenda Cananéia.

Ao Engenheiro Donizeti Barbosa de Oliveira, responsável pelos reflorestamentos da AES Tiête, que nos guiou por muitas áreas e forneceu dados valiosos para a realização deste estudo. Ao Sr. José Carlos Bolliger Nogueira, um exemplo de pessoa, que cuidou e conhece cada árvore por ele plantada na Usina Ester.

A toda a equipe que participou das coletas de campo e das discussões no laboratório, em especial à minha “comparsa” de campo Geissianny Bessão de Assis (Gê), Antonio C. Galvão de Melo (Melão), Natashi Pilon e Edivaldo Furlan (Furla), que sempre auxiliaram em tudo que era possível e impossível.

Aos colegas de pesquisa Rodolfo C. R. de Abreu (Carioca), Augusto H. Mendonça (Guto), Alexandre Carvalho (Lemão), Antonivaldo de Jesus (Tony), Karina Bernardo, Érico Soriano, por compartilharem as experiências e os aprendizados nesses quatro anos.

Um agradecimento mais do que especial para a minha orientadora Giselda Durigan, pelos ensinamentos, a paciência, a amizade e por sempre conseguir nos empolgar com as suas conversas e discussões científicas.

RESUMO

SUGANUMA, M. S. **Trajetórias sucessionais e fatores condicionantes na restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual**. 2013. 149 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

O número de projetos de restauração de ecossistemas florestais no Brasil aumentou nas últimas décadas e, conseqüentemente, aumentaram as exigências na avaliação e na busca por indicadores de sucesso. Apesar dos avanços na ecologia da restauração, existem lacunas no conhecimento em relação ao funcionamento e à autossustentabilidade dos ecossistemas restaurados. Esta pesquisa teve o objetivo de responder às seguintes questões: (1) É possível detectar padrões nos atributos de riqueza, estrutura e grupos funcionais nas matas ciliares nativas da Floresta Estacional Semidecidual (FES), que podem ser utilizados como metas da restauração florestal nesta região? (2) Quais as variáveis de biodiversidade, estrutura florestal e grupos funcionais, nas áreas restauradas, que seguem trajetórias previsíveis com o tempo? (3) Quanto tempo é necessário para que estas variáveis atinjam os valores de referência das matas ciliares nativas? (4) Quais são os fatores bióticos, abióticos, de técnica de plantio e de manutenção pós-plantio que influenciam nas trajetórias das matas ciliares restauradas? O estudo foi desenvolvido em região de FES, onde amostramos quatro matas nativas (referências) e 26 plantios de restauração, com idade entre quatro e 53 anos, que utilizamos para modelar as trajetórias em cronoseqüência. Em cada área, dez parcelas de 100 m² foram aleatoriamente distribuídas, dentro de uma faixa de até 50 m de largura a partir da margem. Identificamos e contabilizamos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas, plantadas ou regenerantes, a partir de 50 cm de altura e os agrupamos em três classes de tamanho segundo o diâmetro à altura do peito (DAP): $DAP < 1$ cm, $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm e $DAP \geq 5$ cm. Na classe de maior tamanho registramos o DAP e estimamos a altura de cada indivíduo. Classificamos as espécies de acordo com a sua síndrome de dispersão, ritmo de crescimento, tolerância à sombra, capacidade de fixar N, grau de ameaça e raridade. Para cada parcela, medimos a abertura do dossel, contabilizamos o número de lianas, pteridófitas e árvores com epífitas e coletamos uma amostra de solo, para formar uma amostra composta para cada local de estudo. Calculamos a biomassa acima do solo para árvores com $DAP \geq 5$ cm, a riqueza total estimada por Jackknife e a riqueza rarefeita para 100 indivíduos. Por meio de entrevistas, observações em campo e análises da paisagem, obtivemos dados representativos de fatores abióticos, bióticos e de manejo que poderiam influenciar as trajetórias das comunidades arbóreas restauradas. Modelamos a trajetória de cada variável relativa à comunidade arbustivo-arbórea em função do tempo e estimamos o tempo que será necessário para igualar os ecossistemas de referência para cada variável. Entre as variáveis analisadas, selecionamos, como indicadores para monitoramento da evolução e sustentabilidade do ecossistema restaurado, as que fossem mais previsíveis (melhor qualidade dos modelos) e que representassem processos ecológicos mais relevantes. Os atributos que não variaram entre florestas nativas e que puderam ser utilizados como referência foram: riqueza observada, riqueza estimada para 100 indivíduos com $DAP \geq 5$ cm, riqueza estimada por Jackknife para

indivíduos com $DAP \geq 1$ cm, densidade de indivíduos com $DAP \geq 1$ cm, área basal, biomassa, cobertura de copas, proporção de indivíduos tolerantes à sombra e proporções de espécies zoocóricas, de crescimento lento, tolerantes à sombra, fixadoras de nitrogênio e de distribuição rara. No geral, as trajetórias foram mais bem ajustadas aos modelos logarítmicos, mas a riqueza de regenerantes de maior tamanho ($DAP \geq 5$) ajustou-se melhor ao modelo linear. A riqueza nesta classe de tamanho não atingiu o nível de regenerantes dos ecossistemas de referência no período estudado. As trajetórias seguiram padrões semelhantes, independentes das técnicas de plantio ou do número de espécies plantadas. Variáveis de estrutura florestal foram homogêneas entre as matas nativas. Nos plantios, são facilmente medidas e evoluem rapidamente. Assim, metas da restauração podem ser estabelecidas com base nos parâmetros estruturais das matas nativas e tais variáveis seriam bons indicadores inclusive em plantios de restauração mais jovens. As variáveis que tendem a alcançar mais rapidamente os valores de referência são: área basal (12 anos), biomassa (13 anos), altura média das maiores árvores (26 anos), cobertura de gramíneas (33 anos), cobertura de copas (35 anos), riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm (52 anos), densidade de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm (52 anos) e riqueza total (53 anos). A área basal e a biomassa ultrapassaram em muito os valores de referência, o que pode indicar um filtro restritivo para a regeneração natural, caso a densidade dos indivíduos na classe de maior tamanho (geralmente plantados) não diminua naturalmente com o tempo. Para alguns grupos de espécies (zoocóricas, fixadoras de N, espécies raras e ameaçadas), as proporções em termos de riqueza e de densidade não apresentaram trajetórias previsíveis, mas algumas matas ciliares restauradas atingiram e ultrapassam os valores de referência. Excluímos o fator idade para identificar os fatores que influenciaram as trajetórias das variáveis selecionadas como indicadores, calculando um índice de sucesso (proporção entre o dado observado em cada local e o estimado para a mesma variável com base no modelo). Entre as seis variáveis selecionadas como indicadores, uma foi influenciada somente pela distância de fragmento-fonte (riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$) e outra apenas pela proporção de partículas finas no solo (área basal). Apesar da proporção do terreno ocupada por gramíneas não influenciar nas trajetórias, o controle da mato-competição com herbicida resultou em maiores valores de riqueza de plantas em regeneração. Independentemente das técnicas de plantio e dos tipos de manejo dos projetos de restauração, a estrutura florestal e os processos funcionais dos ecossistemas restaurados tendem a se tornar mais semelhantes aos ecossistemas de referência com o tempo, desde que haja fontes de propágulos e disponibilidade de água e nutrientes no solo. Os resultados obtidos apontam para uma influência muito pequena ou nula das técnicas de plantio e manejo, se comparados com a influência dos fatores ambientais e da paisagem sobre as trajetórias das matas ciliares em restauração.

Palavras-chave: ecologia da restauração, floresta tropical, sucessão ecológica, cronosequências, modelos lineares, filtros ecológicos, indicadores, monitoramento.

ABSTRACT

SUGANUMA, M. S. **Successional trajectories and conditioning factors in the restoration of riparian semideciduous forest.** 2013. 149 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

A remarkable increase in the number of forest restoration projects has been recorded in Brazil in the last decade. As a consequence of this increase, the demand for monitoring and indicators of restoration success has also increased. Despite the advances in restoration ecology, there are still gaps in knowledge about the functioning and self-sustainability of restored ecosystems. In order to fill some of these gaps, in this study we aimed at to answer the following questions: (1) Are there patterns in the attributes of richness, structure, and functional groups on the native riparian Seasonally Semideciduous Forest (SSF), which may be used as goals to forest restoration in this region? (2) What are the variables representing biodiversity, forest structure and functional groups in the restored areas, which follow predictable paths over time? (3) How long it takes for these variables to achieve the reference values of native riparian forests? (4) Among the biotic, abiotic and technical factors analyzed, which can be considered as drivers of the successional trajectories of the restored forests? We assessed four native forests (as references) and 26 restored forests in the SSF region (a sub-type of the Atlantic Forest) in a chronosequence from four to 53 years since planting. At each site, the sample area comprised ten plots of 100 m² randomly distributed within a range of 50 m away from the margin. We identified and counted all individuals of tree and shrub species from 50 cm in height, planted or regenerating, categorized in three size classes according to diameter at breast height (DBH): $DBH < 1\text{ cm}$, $1\text{ cm} \leq DBH < 5\text{ cm}$ $DBH \geq 5\text{ cm}$. We measured DBH and estimated the height of each individual from the upper class. We categorized the species according to their dispersion syndrome, growth rate, shade tolerance, Nitrogen-fixing ability, degree of threaten, and rarity. For each plot, we measured the canopy openness, and recorded the number of lianas, pteridophytes and number of trees with epiphytes. We also collected composite soil samples for chemical and physical analyses, from each study site. We estimated the aboveground biomass for trees with $DBH \geq 5\text{ cm}$, total richness and richness rarefied to 100 individuals. By interviews, field observations, and landscape studies, we obtained information on other ecological factors and management practices that could affect the paths of the restored plant communities. We modeled the trajectory of each variable of the plant community over time, and estimated the period of time required for the restored forests to reach the reference ecosystems. Amongst the analyzed variables, we selected as indicators for monitoring the evolution and sustainability of the restored ecosystem those that were more predictable (best quality models) and that represent the most relevant ecological processes. The attributes that did not change among the native forests and could be used as references were: observed richness, estimated richness for 100 individuals with $DBH \geq 5\text{ cm}$, total richness estimated by Jackknife $DBH \geq 1\text{ cm}$, density $DBH \geq 1\text{ cm}$, basal area, biomass, canopy cover, proportion of shade-tolerant individuals, and proportion of zoochoric species, slow growing, shade tolerant, nitrogen fixers, and rare distribution. Overall, the trajectories were best fitted to the logarithmic models, but richness ($DBH \geq 5\text{ cm}$) was better adjusted to the linear model. In the upper size class, richness did not

reach the "species pool" of the reference ecosystems in the 53 years period analyzed. The trajectories followed similar patterns, regardless of the planting techniques or the number of planted species. Variables representing forest structure were similar among the native forests and quickly recovered in comparison to those related to biodiversity. Thus, the restoration goals can be established based on native forests parameters and such variables would be good indicators even in young restoration plantings. The variables reaching more quickly the reference values were: basal area (12 years), biomass (13 years), average height of the largest trees (26 years), grass cover (33 years), canopy cover (35 years), richness of regenerants with $\text{DBH} \geq 1 \text{ cm}$ (52 years), density of regenerants with $\text{DBH} \geq 1 \text{ cm}$ (52 years), and total richness (53 years). The basal area and biomass greatly exceeded the reference values, which may indicate a restrictive filter for the forest dynamics if the density of individuals in the upper class (most planted) does not decrease naturally over time. For some functional groups (zoochoric, N-fixing, rare, and endangered species), the proportions of species and relative densities did not follow predictable trajectories, but some of the restored riparian areas reached and exceeded the reference values. In order to identify the factors driving the paths of the variables selected as indicators, we excluded the age factor, calculating an "index of success" (the ratio between observed and estimated values for the variable, the first directly measured for each site and the last obtained by the linear models). Among the six variables selected as indicators, some were influenced only by the distance of the source fragment (seedling richness of $\text{DBH} \geq 5 \text{ cm}$) and others only by the proportion of fine particles in the soil (basal area). While the ground cover by grasses does not influence the trajectories, weed control with herbicides resulted in higher plant richness in regeneration. Regardless of planting techniques and management practices, the forest structure and functional processes of restored ecosystems tend to become more similar to reference ecosystems over time, as long as there are propagule sources in the vicinity and availability of soil water and nutrients. Our findings pointed to a weak, if any, effect from the planting techniques or management and a high influence of environmental and landscape factors on the trajectories of a riparian forest restoration.

Keywords: restoration ecology, tropical forest, chronosequence, ecological succession, linear models, ecological filter, functional traits, monitoring

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Imagens de uma das áreas de estudo (Fazenda Cananéia, Cândido Mota – SP, Brasil) em duas épocas diferentes. Imagem superior: Área antes do plantio da mata ciliar, em 1974 (Fotografia: M. A. Souza Dias); Imagem inferior: Mata ciliar restaurada, em 2011 (Fotografia: M. S. Sukanuma).22
- Figura 2. A escada da restauração. Dependendo do estado de degradação de um ecossistema florestal, diferentes abordagens de manejo podem restaurar parcialmente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. De acordo com o nível de degradação, o tempo gasto (anos) e o investimento financeiro (capital, infraestrutura e trabalho) serão variáveis. Os números indicam resultados da restauração florestal em cada um dos degraus (1) a restauração da fertilidade do solo para uso agrícola ou florestal, (2) a produção de madeira e de produtos florestais não madeireiros, ou (3) recuperação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. (Modificado de Chazdon, 2008).25
- Figura 3. Modelo de sucessão determinista mostrando o sentido unidirecional que a sucessão segue após um distúrbio, iniciando com as espécies pioneiras e chegando ao seu ponto final com espécies clímax (Modificado de Temperton e Hobbs, 2004).29
- Figura 4. Modelo de estados alternativos estáveis. Após iniciar o processo de restauração, a área restaurada pode atingir diferentes estados (A, B, C e D) dependendo dos fatores históricos que ocorrerem na área (Modificado de Lockwood e Samuels, 2004).30
- Figura 5. Modelo conceitual de transição de sistemas ecológicos entre os diferentes níveis funcionais de cada estado, ilustrando dois tipos de limiares de transição (filtros ecológicos): o biótico e o abiótico (Modificado de Hobbs e Harris, 2001; Whisenant, 1999).32
- Figura 6. Localização geográfica dos 26 plantios de restauração de mata ciliar, com idades entre quatro e 53 anos (círculos) e as quatro matas ciliares remanescentes (quadrados), em região de Floresta Estacional Semidecidual nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná. A numeração que indica as áreas está de acordo com as Tabelas 1 e 2.38
- Figura 7. Modelo esquemático de posicionamento das parcelas nos reflorestamentos de mata ciliar, onde: X = comprimento total da área restaurada e Y = largura da área restaurada que foi submetida à amostragem.42

- Figura 8. Análise dos conjuntos totais de espécies das áreas de estudo, em mata ciliar da floresta estacional semidecidual: a) Dendrograma de similaridade florística baseado no Índice de similaridade de Jaccard, onde a linha tracejada é o limite para considerar que as áreas são floristicamente semelhantes e b) agrupamento NMDS, sobreposto com as características do solo de cada área (onde: P = fósforo, MO= Matéria orgânica), as setas indicam as características do solo mais relevantes para os agrupamentos (com 10% de significância). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.....63
- Figura 9. Distribuição do número de espécies, plantadas (espécies presentes no conjunto do plantio) ou não-plantadas, nativas (espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual) ou não-nativas, que deixam descendentes ou não nas áreas em restauração. O círculo azul representa as espécies plantadas e o círculo verde, todas as espécies nativas amostradas (nas florestas nativas utilizadas como referência ou nos plantios). A área retangular que se sobrepõe aos círculos engloba todas as espécies em regeneração natural (espécies que estão deixando descendentes no local).89
- Figura 10. Evolução estrutural da comunidade arbórea em matas ciliares em restauração em função da idade dos plantios. (A) área basal; (B) biomassa total (C) média de altura das 10 árvores mais altas e (D) cobertura de copas. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.93
- Figura 11. Densidade de indivíduos nos diferentes estratos da comunidade arbórea e formas de vida não arbóreas em matas ciliares em restauração em função da idade dos plantios. (A) densidade total no estrato inferior (DAP < 1cm); (B) densidade total no estrato intermediário (DAP entre 1 e 5 cm); (C) densidade total no estrato superior (DAP > 5 cm); (D) densidade de regenerantes no estrato superior; (E) densidade no estrato intermediário e superior sem os arbustos; (F) densidade de árvores com epífitas, (G) densidade de trepadeiras e (H) densidade de pteridófitas. A linha pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.....95
- Figura 12. Modelos lineares representativos das trajetórias das variáveis relativas à riqueza de espécies em regeneração em área de 1.000 m², em função da idade dos plantios de mata ciliar: (A) riqueza total (nativas ou exóticas) amostrada no estrato superior (DAP> 5 cm) e (B) riqueza de espécies nativas amostradas no estrato superior

- (DAP > 5 cm). A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.96
- Figura 13. Riqueza de espécies rarefeita para 100 indivíduos, em matas ciliares em restauração. (A) número total de espécies arbóreas (nativas ou não) a cada 100 indivíduos amostrados; (B) número de espécies arbóreas nativas a cada 100 indivíduos amostrados. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.97
- Figura 14. Riqueza total estimada por Jackknife para os 26 plantios de matas ciliares de diferentes idades. (A) riqueza estimada para todas as espécies (arbóreas + arbustivas) em regeneração natural e (B) riqueza estimada de espécies arbóreas. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.97
- Figura 15. Proporção de riqueza e de densidade de grupos funcionais em reflorestamentos de mata ciliar com diferentes idades. (A) proporção de espécies zoocóricas; (B) proporção de indivíduos zoocóricos (C) proporção de espécies fixadoras de nitrogênio e (D) proporção de indivíduos fixadores de nitrogênio. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.98
- Figura 16. Evolução na proporção de riqueza e de densidade de grupos funcionais com a idade dos reflorestamentos de mata ciliar. (A) proporção de espécies tolerantes à sombra; (B) proporção de indivíduos tolerantes à sombra (C) proporção de espécies de crescimento lento e (D) proporção de indivíduos de crescimento lento. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.99
- Figura 17. Proporção de riqueza e de densidade de espécies raras ou ameaçadas de extinção em reflorestamentos de mata ciliar com diferentes idades. (A) proporção de espécies raras; (B) proporção de indivíduos pertencentes a espécies raras (C) proporção de espécies ameaçadas de extinção e (D) proporção de indivíduos pertencentes a espécies ameaçadas de extinção. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.100
- Figura 18. Influência da fertilidade do solo (V%) sobre (A) o índice de riqueza de regenerantes com DAP ≥ 1 cm e (B) o índice de densidade de regenerantes com DAP ≥ 1 cm.122
- Figura 19. Influência da distância do fragmento mais próximo (m) sobre (A) o índice de riqueza de regenerantes com DAP > 5 cm e (B) a riqueza total estimada por Jackknife.123

Figura 20. Influência da proporção de partículas finas do solo (soma das porcentagens de partículas de silte e de argila) sobre o índice de área basal.....	123
Figura 21. Influência da (A) densidade de indivíduos plantados (indivíduos ha ⁻¹) e da (B) fertilidade do solo (V%) no índice de altura média das 10 árvores mais altas.	124
Figura 22. Influência da (A) proporção de partículas finas no solo (%) e da (B) distância do fragmento mais próximo (m) no índice de proporção de gramíneas sob o solo. ...	124
Figura 23. Análise de variância das médias entre os índices representativos de (A) riqueza de regenerantes com DAP > 1 cm, (B) riqueza de regenerantes com DAP > 5 cm e (C) riqueza estimada por Jackknife de acordo com a técnica utilizada para o manejo do plantio. A linha horizontal mais escura representa a mediana, o retângulo a variação entre os quantis (25-75%) e a linha pontilhada o intervalo de confiança dos dados (95%). Letras diferentes indicam diferença significativa (Kruskal-Wallis a 5% de significância) entre os diferentes tratamentos.	125

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Localização dos plantios de restauração de mata ciliar estudados por município, idade (anos após o plantio) e área restaurada (ha). ID = código de identificação das áreas de estudo formado pela abreviatura dos nomes e das idades dos plantios.39
- Tabela 2. Localização dos remanescentes de mata ciliar por município e área total do remanescente (ha). ID = código de identificação das áreas de estudo formado pela abreviatura dos nomes das áreas.40
- Tabela 3. Descrição das áreas de estudo. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP; FMSol: Fazenda Morada do Sol, Londrina, PR; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul, Ribeirão do Sul, SP. Tipo de solo, classificado segundo Oliveira et al. (1999); Clima segundo Köppen (1948); Precipitação anual (mm) e déficit hídrico (mm), segundo dados de Sentelhas et al. (1999).59
- Tabela 4. Variáveis de riqueza de espécies arbóreas em quatro matas ciliares nativas em região de Floresta Estacional Semidecidual. Riqueza observada em 1.000 m², riqueza rarefeita para 100 indivíduos por classe de tamanho e riqueza total estimada por Jackknife, acompanhada de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.62
- Tabela 5. Médias por local de estudo e média geral da densidade de indivíduos lenhosos, área basal, cobertura do dossel, densidade de lianas, densidade de árvores com epífitas e densidade de pteridófitas (n= 10), em cada mata ciliar estudada, separadas por classe de tamanho. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.64
- Tabela 6. Proporções de espécies e de indivíduos, de acordo com a síndrome de dispersão, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.65
- Tabela 7. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com seu ritmo de crescimento, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo;

EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.	66
Tabela 8. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com a tolerância à sombra, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.	67
Tabela 9. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com sua capacidade de fixação de nitrogênio, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.	67
Tabela 10. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com sua distribuição natural, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.	68
Tabela 11. Proporções de espécies e de indivíduos que constam em alguma lista de espécies ameaçadas, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.	69
Tabela 12. Variáveis representativas de atributos da comunidade vegetal, utilizadas para a modelagem das trajetórias de matas ciliares, com base em 26 plantios de restauração em região de Floresta Estacional Semidecidual.	88
Tabela 13. Equações para os modelos que melhor representam a trajetória de cada variável de riqueza, de estrutura florestal e de grupos funcionais; valores médios das quatro matas ciliares nativas e previsão do período de tempo (anos) necessário para as matas restauradas alcançarem o valor de referência (EP = erro-padrão).	91
Tabela 14. Indicadores ecológicos selecionados para avaliar o sucesso para os reflorestamentos com seus respectivos modelos (Construídos no Capítulo 2 dessa tese), o ajuste do modelo (r^2) e a unidade de medida.	118

Tabela 15. Fatores de variação contínua que podem influenciar na evolução dos reflorestamentos, divididos em três categorias: paisagem, técnica de plantio e ambiente (solo e clima) e as respectivas unidades de medida.	121
Tabela 16. Fatores de variação categórica que podem influenciar na evolução das comunidades em restauração, com as categorias correspondentes.	122

ANEXOS

Anexo 1. Planilha de valores esperados para cada variável de estrutura florestal, riqueza (nº de espécies) e grupo funcional entre as idades de 4 à 30 anos, geradas à partir dos modelos construídos no Capítulo 2 desse estudo.....	138
Anexo 2. Características edáficas e climáticas das 25 matas ciliares em restauração estudadas. TMA = Temperatura Média Anual (°C); PA = Precipitação Anual (mm); Pm = precipitação média mensal (mm); T = temperatura média mensal (°C).	140
Anexo 3. Lista de espécies, separadas por famílias e presença em matas ciliares nativas das regiões de floresta estacional semidecidual.	143
Anexo 4. Lista de espécies, separadas por famílias e estrato arbóreo (DAP > 5 cm) e regenerante (DAP < 5 cm), das áreas de estudo da floresta estacional semidecidual.	148
Anexo 5 Áreas de estudo, com alguns atributos da comunidade vegetal. NP: número de espécies plantadas amostradas; R: riqueza total amostrada; Rr: riqueza rarefeita total (no. de espécies a cada 100 indivíduos); Jack: riqueza estimada por Jackknife sem os arbustos; Dens.: densidade de plantas em regeneração; AB: área basal (m ² ha ⁻¹)	161

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	xi
ANEXOS.....	xiv
1.INTRODUÇÃO GERAL	19
1.1. A degradação dos ecossistemas naturais e a necessidade de restauração	19
1.2. Restauração florestal: a ciência e a prática.....	20
1.3. Objetivos e metas da restauração	22
1.4. Avaliação e indicadores de sucesso na restauração ecológica	25
1.5. A necessidade de interação entre a ciência e a prática.....	27
1.6. Questões pendentes na Ecologia da Restauração	28
2.OBJETIVOS	36
3. MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1. Locais de estudo.....	37
3.2. Fatores bióticos e abióticos que podem influenciar as trajetórias	40
<i>3.2.1. Fatores representados por variáveis contínuas:</i>	<i>40</i>
<i>3.2.2. Fatores representados por variáveis categóricas:</i>	<i>40</i>
3.3. Coleta de dados sobre os projetos e a paisagem	41
3.4. Coleta de dados da comunidade vegetal.....	41
3.5. Amostragem de solo	43
3.6. Classificação funcional das espécies, distribuição natural e ameaça de extinção.....	43
4.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
CAPÍTULO 1: ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA PARA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES: EXISTEM PADRÕES DE BIODIVERSIDADE, ESTRUTURA FLORESTAL E ATRIBUTOS FUNCIONAIS?	56
Resumo	56

1. INTRODUÇÃO	57
2. MATERIAL E MÉTODOS	58
2.1.Áreas de estudo.....	58
2.2.Análise dos dados	59
3. RESULTADOS.....	61
3.1.Riqueza e Diversidade.....	61
3.2.Densidade, Área Basal e Cobertura do Dossel.....	63
3.3.Classificação funcional, distribuição natural e ameaça de extinção	64
4. DISCUSSÃO.....	69
5. CONCLUSÕES.....	74
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
CAPÍTULO 2: MUDANÇAS NA ESTRUTURA, DIVERSIDADE E ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE MATAS CILIARES EM RESTAURAÇÃO AO LONGO DO TEMPO	83
Resumo	83
1. INTRODUÇÃO	84
2. MATERIAL E MÉTODOS	85
2.1.Áreas de estudo.....	85
2.2.Coleta de dados.....	86
2.3.Identificação e classificação das espécies.....	86
2.4.Análise dos dados	87
3. RESULTADOS.....	88
3.1.Panorama de riqueza e estrutura das florestas estudadas	88
3.2.Trajetórias da comunidade vegetal mediante cada um de seus atributos.....	89
3.3.Tempo estimado para igualar o ecossistema de referência	92
3.4.Estrutura florestal e densidade	92
3.5.Riqueza.....	96
3.6.Classificação funcional, distribuição natural e ameaça de extinção	98
4. DISCUSSÃO.....	100
5. CONCLUSÕES.....	104

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
CAPÍTULO 3: FATORES QUE INFLUENCIAM O SUCESSO DA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES EM REGIÃO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	113
Resumo	113
1. INTRODUÇÃO	115
2. MATERIAL E MÉTODOS	117
2.1.Áreas de estudo	117
2.2.Indicadores ecológicos (variáveis resposta)	117
2.3.Fatores bióticos e abióticos que podem influenciar a trajetória das comunidades em restauração (variáveis preditoras)	119
2.3.1. <i>Fatores representados por variáveis contínuas</i>	119
2.3.2. <i>Fatores representados por variáveis categóricas</i>	121
3. RESULTADOS.....	122
4. DISCUSSÃO.....	125
5. CONCLUSÕES.....	129
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
CONSIDERAÇÕES FINAIS	135

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. A degradação dos ecossistemas naturais e a necessidade de restauração

O aumento no consumo de matéria prima para as indústrias e a expansão das regiões agropecuárias para a produção de alimentos causam maior pressão sobre os recursos naturais do planeta, fato que vem modificando significativamente a paisagem natural nos últimos 200 anos (BROWN et al., 1984; MARON et al., 2012; SUDING, 2011). A extinção de inúmeras espécies, causada pelos desmatamentos e queimadas que reduzem e fragmentam os ecossistemas naturais e o aquecimento global causado pelo aumento da liberação de gás carbônico na atmosfera a partir da queima de combustíveis fósseis (FEARNSIDE, 1996; FEARNSIDE, 1997) são exemplos de problemas globais causados pelo crescimento populacional da espécie humana. Com mais de sete bilhões de habitantes, o estoque de recursos naturais da Terra não é mais suficiente para sustentar a população mundial, fato que tem gerado um crescente conflito entre o desenvolvimento da humanidade e a conservação do meio ambiente (FAO, 2005; MARON et al., 2012).

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (“Food and Agriculture Organization of the United Nations”) e seus associados têm registrado a cada década, desde 1946, dados sobre os recursos florestais mundiais (FAO, 2011). A última avaliação da FAO, em 2010, denominada Avaliação de Recursos Florestais Mundiais (“Global Forest Resources Assessment” - FRA), demonstrou que a área florestal global é de pouco mais de quatro bilhões de hectares, o que corresponde a 31% da área total do planeta, sendo que mais da metade da área total de florestas está concentrada em cinco regiões: Federação Russa, Brasil, Canadá, Estados Unidos da América e China.

Mesmo com alarmantes taxas de desmatamento e de perda das florestas, os dados da FRA mostram redução do desmatamento em escala mundial, passando de 16 milhões de hectares por ano na década de 1990 para cerca de 13 milhões de hectares por ano na última década (FAO, 2011). Individualmente, o Brasil é um dos cinco países com maior área de florestas no mundo, com aproximadamente 13% do valor global, sendo o país com a maior extensão de área de floresta tropical preservada, e que juntamente com outros países da América latina, como Chile, Argentina, Uruguai e Peru, aumentaram suas áreas de florestas plantadas na última década (FAO, 2011).

Todavia, apesar do aumento do território restaurado, ainda existe uma lacuna no conhecimento científico sobre como o processo de sucessão ocorre nas florestas tropicais restauradas. Entre os primeiros projetos de restauração, predomina a recuperação das matas

ciliares, que tinham como objetivos primordiais proteger os recursos hídricos e reconectar os fragmentos na paisagem (KAGEYAMA et al., 2008, RODRIGUES et al., 2009). Pelas importantes funções ecológicas, a restauração das matas ciliares, entendidas genericamente como a vegetação florestal que ocupa as margens dos corpos d' água, vem sendo objeto de leis e políticas em diferentes regiões do Brasil, com a expectativa de restaurar a estrutura dos ecossistemas degradados e revitalizar os processos ecológicos que lhes são peculiares (KAGEYAMA et al., 2008).

As exigências legais relativas à conservação e restauração das matas ciliares baseiam-se no conhecimento de que essa vegetação exerce as funções de proteger os recursos hídricos (STEINBLUMS et al., 1984; FRANKLIN, 1992; LIKENS, 1992; LIMA; ZAKIA, 2000; KAGEYAMA; GANDARA, 2000; FONSECA et al., 2001), aumentar o habitat para a vida silvestre (DOBSON et al., 1997; YOUNG, 2000; LIMA; ZAKIA, 2000; FONSECA et al., 2001) e aumentar a conectividade da paisagem, funcionando como corredores biológicos. Sendo corredores naturais, espera-se que as matas ciliares contribuam para aumentar as chances de sobrevivência e de reprodução dos animais e plantas, auxiliando assim na manutenção do fluxo gênico entre as populações (HARPER et al., 1992; MARINHO-FILHO; GASTAL, 2000).

Estudos de ecologia da paisagem comprovam que as matas ciliares são áreas que podem funcionar como excelentes corredores ecológicos, interligando os fragmentos que antes estavam isolados na paisagem (METZGER, 2003; METZGER, 2009; BRANCALION et al., 2010). Porém, cuidados devem ser tomados, pois a conectividade estrutural nem sempre resulta em uma conectividade funcional entre os fragmentos (BRANCALION et al., 2010). Restabelecida a conectividade funcional, as interações que garantem o funcionamento das florestas e que favorecem a sobrevivência dos vegetais, animais, insetos e microrganismos que dependem desses ambientes são assegurados (TABARELLI et al., 2008). Consequentemente, os fluxos gênicos entre as populações que estão isoladas nos fragmentos florestais também serão restabelecidos (METZGER, 2003; TABARELLI et al., 2010).

1.2. Restauração florestal: a ciência e a prática

A sucessão secundária é um processo que ocorre naturalmente nos ecossistemas, possibilitando que se recuperem de distúrbios (ENGEL; PARROTTA, 2008), mas quando um distúrbio (natural ou antrópico) é tão intenso que ultrapassa um limiar de irreversibilidade ou quando o processo de regeneração é muito lento, faz-se necessária a intervenção humana, que é a atividade de restauração (HOBBS, 1999). Em 1992, o biólogo norte americano Edward O.

Wilson afirmou que o próximo século seria a era da ecologia da restauração. Como foi o antecipado, a ecologia da restauração está em rápido processo de crescimento (SUDING, 2011).

Embora praticada há muito tempo em todo o mundo, utilizando diversos arranjos e combinações para atingir diferentes objetivos (GANDOLFI et al., 2007), foi somente recentemente, com o lançamento de alguns livros reunindo a fundamentação teórica sobre o assunto (JORDAN et al., 1987; TEMPERTON; HOBBS et al., 2004; WALKER et al., 2006), que a restauração de ecossistemas consolidou-se como ciência (ENGEL; PARROTA, 2003). As técnicas de restauração passaram a incorporar paradigmas, conceitos e teorias ecológicas para fundamentar os métodos (RODRIGUES e GANDOLFI, 1996; GANDOLFI et al., 2007). Hoje a restauração é um tema amplamente discutido na abordagem técnico-científica e na legislação para a proteção e recuperação de florestas (DURIGAN *et al.*, 2010). Um balanço recente sobre as iniciativas em restauração florestal no Brasil mostra que houve evolução nas técnicas ao longo de três décadas de pesquisa no país, mas a preocupação em incorporar fundamentos de ecologia teórica na compreensão dos processos ecológicos dos ecossistemas em restauração é relativamente recente (RODRIGUES et al., 2009). Estas mudanças estão viabilizando técnicas mais apropriadas para a recuperação da cobertura vegetal de áreas degradadas.

Existem poucos estudos dedicados a avaliar as técnicas de restauração quanto à sua efetividade em recuperar os processos ecológicos e a diversidade das comunidades em longo prazo ou a sua sustentabilidade, que é a meta final da restauração (URBANSKA et al., 1997; RUIZ-JAEN; AIDE 2005a; RUIZ-JAEN; AIDE 2005b). Isso é verdadeiro também para o Brasil, onde as iniciativas de restauração se multiplicaram a partir da década de 1990, mas poucos plantios antigos têm sido cientificamente avaliados (PARROTA et al., 1997; PULITANO et al., 2004; SILVEIRA; DURIGAN, 2004, SOUZA; BATISTA, 2004, MELO; DURIGAN, 2006; MELO; DURIGAN, 2007).

Projetos de restauração ecológica (a prática) vêm sendo realizados em todo o mundo, utilizando técnicas distintas e em busca constante de inovação. Analisando todos os artigos sobre restauração florestal no mundo, publicados no periódico *Restoration Ecology*, entre os anos de 1993 e 2003, que se utilizaram do plantio de mudas ou da sementeira direta, Ruiz-Jaén e Aide (2005a) verificaram que o plantio de mudas tem sido a técnica mais utilizada (56% dos casos), seguida da sementeira direta (31%). Em menor proporção foi utilizada a combinação das duas técnicas (13%). No Brasil, a predominância do plantio de mudas é ainda

mais acentuada e tem sido bem sucedida (exemplo na Figura 1), sendo raras as iniciativas que envolveram semeadura direta (e.g. CAMARGO et al., 2002; ENGEL; PARROTA, 2001).

Ainda que a regeneração natural ou os plantios de enriquecimento sejam possíveis em muitas circunstâncias, a maioria dos projetos de restauração no Brasil tem se baseado no plantio de mudas em área total.

Figura 1. Imagens de uma das áreas de estudo (Fazenda Cananéia, Cândido Mota – SP, Brasil) em duas épocas diferentes. Imagem superior: Área antes do plantio da mata ciliar, em 1974 (Fotografia: M. A. Souza Dias); Imagem inferior: Mata ciliar restaurada, em 2011 (Fotografia: M. S. Sukanuma).

1.3. Objetivos e metas da restauração

Na maioria das vezes e em praticamente todo o mundo, a única meta dos projetos de restauração é atender às exigências da legislação ambiental (DURIGAN; MELO, 2011). No entanto, essas exigências são altamente variáveis entre países e até dentro do país, como é o caso do Brasil (BRANCALION et al., 2010; DURIGAN et al., 2010, ARONSON et al., 2011) e dos EUA (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002). Em alguns países não existem leis que normatizem as metodologias de restauração e nem as metas a serem atingidas, sendo somente discutido de quem é a responsabilidade pela atividade restauradora. Nos EUA, por exemplo, a

normatização baseia-se no princípio do poluidor pagador (DURIGAN et al., 2010). Na África do Sul, a responsabilidade é do proprietário da terra, mas o governo concede um abatimento sobre seus impostos e, no Japão, as leis asseguram o pagamento do valor das terras para os proprietários no caso da desapropriação de áreas antes produtivas para a restauração florestal (ARONSON et al., 2011). Na China, as metas da restauração florestal são focadas no controle de processos erosivos, enchentes, desertificação e perda de habitat (YIN; YIN, 2009) e as ações recebem fortes subsídios governamentais. O Brasil faz parte de um grupo de países em desenvolvimento – junto com a Namíbia, Equador, Costa Rica, Vietnã e Índia - que apresenta ou está desenvolvendo uma legislação detalhada para promover, obrigar e recompensar a atividade de restauração (ARONSON et al., 2011). No Brasil, a manutenção de matas ciliares, até maio de 2012, era regida pelo Art. 2º. da Lei Federal 4.771 que em 1965 instituiu o Novo Código Florestal brasileiro. As matas ciliares eram tratadas como áreas de preservação permanente, devendo formar uma faixa protetora de largura variável entre 30 e 500 m ao longo das margens e ao redor das nascentes de corpos d'água. Por aquela Lei, a restauração das matas ciliares não era obrigatória e, caso o poder público considerasse necessário, o Estado deveria fazê-lo e indenizar os proprietários das culturas ali existentes (Art. 18) (DURIGAN; MELO, 2011). A partir de 2012, com a nova lei que revogou o Código Florestal (LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012.), a restauração das matas ciliares passou a ser obrigatória, em faixas mais estreitas do que no caso de preservação de matas existentes (que continua igual ao que a lei estabelecia antes). A largura das faixas a restaurar depende do tamanho das propriedades e da largura dos rios. No estado de São Paulo, o governo utilizou-se de resoluções do órgão ambiental (Secretaria do Meio Ambiente – SMA) para determinar a inserção de um número mínimo de espécies nativas e espécies ameaçadas de extinção nos projetos de restauração. Entre outras determinações, as resoluções SMA 21/01 e a SMA 47/03, e o estímulo de sistemas de monitoramento de áreas degradadas com a SMA 08/07 (SÃO PAULO, 2003).

Porém, cumprir a legislação ambiental e executar um projeto de acordo com as normas não significa que o ecossistema recuperou seus atributos e funções (DURIGAN et al., 2010), de modo que as metas da restauração precisam basear-se na qualidade dos ecossistemas restaurados. Existem várias propostas na literatura que são utilizadas para nortear os projetos de restauração, que são selecionadas de acordo com o restaurador. Entre essas se destacam os princípios da Sociedade para Restauração Ecológica (“Society for Ecological Restoration” – SER), segundo os quais uma área restaurada deverá apresentar: (1) diversidade e estrutura similares às de um ecossistema de referência; (2) espécies nativas da região; (3) grupos

funcionais necessários para um desenvolvimento estável; (4) capacidade física necessária para a reprodução das populações locais; (5) funções normais de desenvolvimento da comunidade; (6) relação equilibrada com a paisagem onde está inserida; (7) não influência de potenciais distúrbios externos; (8) capacidade de suportar períodos de estresse; e (9) autossustentabilidade (SER, 2004). No âmbito da paisagem do estado de São Paulo, caracterizada pela fragmentação, Metzger (2008) considera que a restauração deve: (1) restabelecer os fluxos biológicos em paisagens fragmentadas para recuperar parte da diversidade biológica; (2) recuperar os processos naturais da paisagem; (3) eliminar problemas relacionados com a ocupação desordenada do território, como a erosão, o assoreamento de rios, a poluição do lençol freático; e (4) restabelecer a beleza cênica de áreas degradadas pela atividade humana.

Em uma perspectiva mais geral, o principal conceito final que está implícito na restauração ecológica, e que é destacado por muitos autores (KAGEYAMA; GANDARA, 2000; HOBBS; HARRIS, 2001; ENGEL; PARROTA, 2003; SER, 2004) é de que o ecossistema restaurado deve ser autossustentável e deve garantir o funcionamento dos seus processos ecológicos e as funções do ecossistema por um longo período de tempo, sem necessitar de intervenção ou manejo; assumindo-se a possibilidade de que esse novo ecossistema não seja idêntico ao que existia antes da perturbação (CHOI, 2007). Mas, em muitos casos, as metas da restauração são ambiciosas demais e não estão de acordo com as práticas da restauração (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). Devido à complexidade e às variações dos ecossistemas naturais, alguns outros defendem metas mais factíveis, que não visem recriar os ecossistemas originais (REY BENAYAS et al., 2009; SUDING, 2011, HOBBS et al., 2011, MARON et al., 2012). “Deve-se admitir nossa incapacidade de restaurar um ecossistema até o seu estado original, que seria o retorno a um passado nostálgico. É questionável a ideia de que ecossistemas restaurados com tal propósito se sustentariam em um ambiente futuro (CHOI, 2007). Mas, ainda que nossa capacidade para a restauração ecológica seja limitada, essa nossa limitação não deve ser justificativa para a não restauração” (CHOI, 2007).

Esta abordagem mais realista também assume que as metas finais da restauração devem ser consideradas como alvos móveis, não se utilizando de atributos estáticos (HOBBS; HARRIS, 2001, CHOI, 2004; SUDING; HOBBS, 2009). Segundo Choi (2004), a restauração “futurista” deve: (1) estabelecer metas factíveis e dinâmicas, baseadas no ambiente do futuro e não do passado; (2) assumir a possibilidade de múltiplas trajetórias, dada a natureza imprevisível das comunidades ecológicas e dos ecossistemas; (3) abordar escalas amplas, de

ecossistema e de paisagem; (4) avaliar o progresso da restauração com critérios explícitos, quantitativos; e (5) manter monitoramento de longo prazo dos resultados da restauração.

A restauração orientada para o futuro deve ser focada nas funções dos ecossistemas, reconstruindo as estruturas ecológicas que foram perdidas pela degradação ambiental, e não na recomposição de espécies ou na aparência da paisagem (CHOI, 2007), pois muitos dos danos ao ecossistema são irreversíveis, impedindo o retorno das espécies anteriormente existentes (CHOI, 2004). Segundo Chazdon (2008) a abordagem que deve ser dada para cada projeto de restauração florestal é fortemente dependente do estado em que o ecossistema degradado se encontra, das metas a serem atingidas e da quantidade de tempo e dinheiro que serão investidos (Figura 2).

Figura 2. A escada da restauração. Dependendo do estado de degradação de um ecossistema florestal, diferentes abordagens de manejo podem restaurar parcialmente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. De acordo com o nível de degradação, o tempo gasto (anos) e o investimento financeiro (capital, infraestrutura e trabalho) serão variáveis. Os números indicam resultados da restauração florestal em cada um dos degraus (1) a restauração da fertilidade do solo para uso agrícola ou florestal, (2) a produção de madeira e de produtos florestais não madeireiros, ou (3) recuperação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. (Modificado de Chazdon, 2008).

1.4. Avaliação e indicadores de sucesso na restauração ecológica

Atualmente, a restauração de ecossistemas passa por uma complexa redefinição dos seus objetivos, pois os projetos de restauração variam amplamente em relação à escala, tipo

de habitat e ponto de vista ecológico, social e histórico (MILLER; HOBBS, 2007). Mais complexa ainda é a busca por indicadores adequados para avaliar a sustentabilidade de ecossistemas restaurados, o que tem sido um dos maiores desafios da ecologia da restauração, extensamente discutido por Hobbs e Harris (2001), Ruiz-Jaen e Aide (2005a), Lake (2001) e Cabin (2007). Apesar de todas essas dificuldades, pesquisadores como Miller e Hobbs (2007) acreditam que, respeitando-se as particularidades de cada projeto de restauração, deve existir um procedimento geral que pode ajudar a identificar ações mais relevantes e que apresentem contribuições significativas para atingir os objetivos da restauração de ambientes degradados.

Os atributos comumente utilizados como indicadores para avaliar a sustentabilidade de ecossistemas restaurados têm sido a estrutura e a diversidade das comunidades vegetais em regeneração sob os plantios, por representarem variáveis como cobertura e fertilidade do solo (PARROTA et al., 1997; MALONEY et al., 2008), disponibilidade de habitat (KABAKOFF; CHAZDON, 1996), qualidade das relações planta-animal (ROBINSON; HANDEL, 1993; WUNDERLE Jr., 1997) e conectividade da paisagem (METZGER, 1999; METZGER, 2000).

Entretanto, poucos plantios antigos têm sido cientificamente avaliados (PARROTA et al., 1997; PULITANO et al., 2004; SILVEIRA; DURIGAN, 2004; DURIGAN, 2006; MELO; DURIGAN, 2007). Em muitos casos, é somente feita a avaliação dos plantios com base no crescimento e sobrevivência das mudas plantadas, que não representa o potencial de sustentabilidade dos ecossistemas em longo prazo e nem a efetividade da restauração em proteger os recursos hídricos ou restabelecer os processos ecológicos originais. Além disso, são poucos os estudos dedicados a avaliar as técnicas de restauração quanto à sua efetividade em recuperar os processos ecológicos e a diversidade das comunidades em longo prazo ou a sua sustentabilidade, que é a meta final da restauração (URBANSKA et al., 1997; RUIZ-JAEN; AIDE 2005a; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005b).

Tanto para direcionar a possibilidade de se conseguir a restauração apenas por meio de regeneração natural, como para avaliar o sucesso de técnicas de restauração mais complexas – e mais caras – é preciso recorrer a um protocolo cientificamente consistente (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005a). Este protocolo deve ser baseado em informações obtidas a partir de ecossistemas de referência (áreas que não foram degradadas, i.e. fragmentos de habitat natural) e áreas-controle (áreas em regeneração natural, que não receberam manipulação visando à restauração), selecionadas em sítios próximos e ambientalmente similares aos sítios de restauração a serem avaliados (SER, 2004).

1.5. A necessidade de interação entre a ciência e a prática

Pesquisas experimentais são necessárias para determinar os caminhos mais apropriados a serem tomados na restauração de ecossistemas (HOBBS; HARRIS, 2001; CHAZDON, 2008). Cabin (2007) ainda defende que devemos deixar um pouco de lado toda a formalidade e o rigor dos experimentos científicos, considerando mais a aplicabilidade de experimentos do tipo tentativa e erro; investir menos na ciência pela ciência e levar mais em conta a aplicabilidade da ciência do mundo real. O mesmo autor ainda relata a existência implícita de duas correlações inversas, a primeira de que a comunidade acadêmica dá maior prestígio e mérito para programas de pesquisa que aparentemente mostram menor aplicabilidade nos problemas do mundo real; e a segunda afirma que quanto mais puramente teórico é o pesquisador, menor é a área de restauração por ele concretizada. A prática da restauração deve servir como um campo de teste, que pode ajudar a aprimorar as teorias ecológicas (BRADSHAW, 1987)

Projetos de pesquisa que realmente atinjam as necessidades das populações envolvidas e tentem resolver os problemas do mundo real deveriam ser incentivados e recompensados, seja através da maior divulgação na mídia, de prêmios e/ou fundos financeiros, que fariam aumentar o número de pesquisas deste tipo (CABIN, 2007). Por exemplo, incentivos para aumentar a fixação de carbono na vegetação parecem promover maior esforço geral da restauração dos ecossistemas do que a própria conservação dos ecossistemas existentes (CHAZDON, 2008). No entanto, os órgãos governamentais brasileiros, em geral, não executam nem fornecem os meios para facilitar a restauração, de modo que os custos, com raras exceções, são de responsabilidade dos proprietários de terras, tanto para os que desmataram ilegalmente quanto para os casos de restauração voluntária (DURIGAN et al., 2010).

Programas de restauração rápida podem apresentar menores custos, mas a restauração e a regeneração florestal são processos de longo prazo que podem levar séculos (CHAZDON, 2008). Para que não se perca o investimento feito nas áreas de restauração é necessário ter um planejamento prévio, projetado para longo prazo, tendo em vista florestas que poderão sustentar no futuro uma ampla gama de espécies, com suas interações e os serviços ecossistêmicos das florestas preservadas (CHAZDON, 2008).

Oliveira e Engel (2011), em amplo levantamento de estudos sobre restauração de ecossistemas nos principais periódicos científicos nacionais e internacionais, entre 1980 e 2008, mostraram que, entre 539 artigos, somente 12% se referem à avaliação de sucesso na restauração ou ao uso de indicadores de sucesso. Esta baixa proporção de estudos de

indicadores de sucesso (OLIVEIRA; ENGEL, 2011), somada com o aumento das expectativas por resultados mais rápidos e consistentes na restauração de ambientes degradados (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004), mostra a necessidade de investimento em estudos científicos que possibilitem mapear os fatores que conduzem ao sucesso ou ao fracasso da restauração e, assim, aprimorar os projetos e dar suporte às políticas públicas relacionadas com a restauração. A troca de informações entre os restauradores e a academia deveria ser uma via de duas mãos, onde os restauradores informariam suas dúvidas à academia, para que esta possa nortear os seus projetos de pesquisa e trazer as respostas aos restauradores e aos tomadores de decisão (DURIGAN; ENGEL, 2012).

Projetos antigos de restauração ou mesmo áreas abandonadas com idades distintas formando cronosequências oferecem excelentes oportunidades de estudo sobre as trajetórias de ecossistemas e seus fatores condicionantes. A partir de uma cronosequência, é possível inferir sobre as alterações que ocorrem nas comunidades ao longo do tempo, com baixo custo e em curto prazo. No entanto, tais estudos apresentam um ponto fraco, ao assumir a premissa de que os locais de estudo com suas diferentes idades representam os pontos em uma variação contínua, o que nem sempre é verdadeiro (LETCHER; CHAZDON, 2009). Apesar de suas limitações, estudos em cronosequência de florestas secundárias têm produzido resultados científicos relevantes, especialmente diante da inexistência de monitoramento de uma mesma área restaurada em longo prazo. Tais estudos têm chegado à conclusão de que atributos estruturais de florestas tropicais, como a densidade de árvores e a biomassa, assim como a diversidade de espécies, aumentam rapidamente após o abandono de uma área de pastagem ou agricultura (CHAZDON et al., 2007, LEBRIJA-TREJOS et al., 2010). Tais estudos possibilitam, ainda, estimar o tempo necessário para que as variáveis atinjam os valores de referência de florestas nativas maduras (LIEBSCH et al., 2008).

1.6. Questões pendentes na Ecologia da Restauração

Duas grandes mudanças de paradigmas devem nortear a restauração ecológica nos próximos anos: (i) a busca por um embasamento científico cada vez mais forte; (ii) a inclusão do aspecto socioeconômico no estabelecimento dos limites e aproveitamento das oportunidades socioeconômicas (TEMPERTON, 2007). A busca por um embasamento científico mais sólido para as ações de restauração obriga à reflexão sobre as lacunas do conhecimento e sobre a conexão entre as teorias ecológicas vigentes e sua aplicação para o aprimoramento das práticas. Alguns temas dentro deste contexto são particularmente relevantes para esta pesquisa e serão apresentados brevemente a seguir.

Sucessão Determinista, Sucessão Estocástica e Estados Alternativos Estáveis

As teorias sobre a sucessão secundária são a base para a restauração que, na verdade, busca apenas desencadear a sucessão. No modelo de sucessão determinista, o desenvolvimento da comunidade é uma cronosequência inevitável de fatores bióticos e abióticos (TEMPERTON; HOBBS, 2004). Se a sucessão de uma comunidade natural degradada seguir o modelo determinístico, a montagem da comunidade após um distúrbio vai seguir uma linha de desenvolvimento previsível, sempre com a mesma sequência de eventos, até atingir um estado semelhante ao que existia antes do distúrbio (TEMPERTON; HOBBS, 2004, Figura 3).

Figura 3. Modelo de sucessão determinista mostrando o sentido unidirecional que a sucessão segue após um distúrbio, iniciando com as espécies pioneiras e chegando ao seu ponto final com espécies clímax (Modificado de Temperton e Hobbs, 2004).

No modelo de sucessão estocástica, a composição da comunidade bem como a sua estrutura se formaram a partir de um processo ao acaso, dependente somente da disponibilidade de nicho vago e da chegada dos organismos, de modo que a formação da comunidade não segue nenhuma trajetória específica no tempo (TEMPERTON; HOBBS, 2004; CHAZDON, 2008). Se a sucessão na comunidade restaurada seguir o modelo estocástico, não há razão para se acreditar que após a restauração a biodiversidade volte a ser o que era antes do distúrbio, pois os mais diversos estados podem se desenvolver. Lockwood e Pimm (1999) consideram que se a meta da restauração é um ecossistema semelhante ao original, e que é preciso garantir que algumas espécies desejadas sejam introduzidas neste novo ambiente.

A teoria dos estados alternativos estáveis foi formulada por Sutherland em 1974. Este modelo é o meio termo entre o modelo determinístico e o modelo estocástico, assumindo que a montagem das comunidades segue certas regras, mas que a comunidade vegetal pode assumir diversos estados alternativos estáveis, dependentes dos eventos históricos (variação climática, fogo, geada) ao qual a área foi submetida ao longo do tempo (TEMPERTON; HOBBS, 2004). Considerando que o processo sucessional não é unidirecional e previsível, e que é dependente dos eventos históricos, da ordem de chegada dos organismos ou qualquer variação climática aleatória, assume-se que vários estados alternativos estáveis são possíveis (HOBBS, 1994; TEMPERTON; HOBBS, 2004 –Figura 4).

Figura 4. Modelo de estados alternativos estáveis. Após iniciar o processo de restauração, a área restaurada pode atingir diferentes estados (A, B, C e D) dependendo dos fatores históricos que ocorrerem na área (Modificado de Lockwood e Samuels, 2004).

Regras de montagem (“assembly rules”), filtros ecológicos e limiares (“thresholds”) para a restauração

São raros os estudos visando a compreensão dos fatores que podem influenciar a trajetória dos ecossistemas a serem restaurados (HOBBS; NORTON, 2004). Alguns fatores têm sido apontados, destacando-se a existência de fontes de propágulos na vizinhança (THÉBAUD; STRASBERG, 1997; MESQUITA et al., 2001; SOUZA; BATISTA, 2004; LOCKWOOD; SAMUELS, 2004), a presença de espécies invasoras (HOBBS; NORTON, 2004; SIDDIQUE et al., 2008) ou as condições abióticas (clima, substrato e estrutura da paisagem) (HOBBS; NORTON, 2004; LOCKWOOD; SAMUELS, 2004).

Esses e outros fatores têm sido estudados pelo prisma da teoria dos filtros (HOBBS; NORTON, 2004). White e Jentsch (2004) consideram que o conceito de sucessão, juntamente

com os conceitos de filtros ecológicos, processos de construção da comunidade e distúrbios fazem parte do amplo conceito da estruturação de comunidade. Para esses autores, os filtros (abióticos e bióticos) e os distúrbios selecionam as espécies que formam a comunidade. Os processos de construção da comunidade determinam a divisão dos nichos e a base de recursos disponíveis, de modo que a sucessão descreve o desenvolvimento da comunidade dentro do contexto das mudanças do ambiente (sucessão alogênica) ou dos efeitos da comunidade sobre o ambiente e recursos disponíveis (sucessão autogênica) (WHITE; JENTSCH, 2004).

O conceito de filtros ecológicos foca nos produtos finais das interações entre um colonizador e os componentes do ecossistema e assume que, do conjunto de espécies regionais, apenas algumas são adaptadas às condições abióticas e bióticas do local a ser colonizado. Os diferentes filtros (abióticos ou bióticos) representam, então, as variáveis ecológicas e os processos responsáveis pelas regras de montagem (“assembly rules”) da comunidade (HOBBS; NORTON, 2004; TEMPERTON; HOBBS, 2004) (Figura 5, modificado de HOBBS; HARRIS, 2001; SUDING; HOBBS, 2009).

No modelo apresentado na Figura 5, são indicados os limiares (“thresholds”), bióticos ou abióticos, que podem obstruir o avanço da sucessão a não ser que sejam manejados. Limiares são barreiras que impedem que o ecossistema degradado retorne ao seu estado natural. Os limiares existentes na restauração são geralmente resultado da ação humana (HOBBS; NORTON, 2004). A identificação dos limiares em cada situação é fundamental quando do planejamento das ações de restauração. Os filtros (abióticos e bióticos) e os distúrbios selecionam as espécies que vão formar as comunidades (WHITE; JENTSCH, 2004). Filtros abióticos têm se mostrado como os obstáculos mais difíceis de serem ultrapassados no processo de recolonização em um ambiente degradado, pois condições como a falta de nutrientes no solo e a sua compactação dificultam a germinação e o crescimento das plantas (FATTORINE; HALLE, 2004). Com menos estudos do que os filtros abióticos, os filtros bióticos deverão ser um dos temas mais pesquisados na ciência da restauração neste século (FATTORINE; HALLE, 2004). Os filtros bióticos relacionados à dispersão podem, por exemplo, apresentar limiares de distância entre áreas restauradas e fontes de sementes, que inviabilizam o restabelecimento do fluxo de espécies entre a área restaurada e o restante da paisagem.

Figura 5. Modelo conceitual de transição de sistemas ecológicos entre os diferentes níveis funcionais de cada estado, ilustrando dois tipos de limiares de transição (filtros ecológicos): o biótico e o abiótico (Modificado de Hobbs e Harris, 2001; Whisenant, 1999).

Biodiversidade e Funcionamento do Ecossistema (“BEF: Biodiversity – Ecosystem Functioning”)

As mudanças na composição, distribuição e abundância das espécies e sua influência no funcionamento dos ecossistemas são os elementos da chamada teoria BEF (*Biodiversity and Ecosystem Functioning*) (NAEEM, 2002). Essa teoria estabelece que a funcionalidade do ecossistema pode ser alcançada com uma diversidade menor do que a original (LAWTON; BROWN, 1994, WRIGHT et. al., 2009), desde que cada nicho seja ocupado por pelo menos uma espécie. No entanto, conhecer qual o número de espécies necessário pra se obter uma comunidade estável e um ecossistema funcional é uma das lacunas no conhecimento para os ecossistemas em restauração (REY BENAYAS et al., 2009; DURIGAN; ENGEL, 2012). Aplicando-se a teoria BEF à restauração, ganham importância as “espécies de ligação”, que são espécies que colonizam e se estabelecem no sistema durante um período e depois são extintas, mas durante esse período em que estão presentes desempenham o papel de facilitadoras, possibilitando o estabelecimento de outras espécies (LOCKWOOD; SAMUELS, 2004).

Espécies exóticas na restauração e os Neoeossistemas (“Novel Ecosystems”)

A utilização de espécies exóticas na restauração é um tema polêmico (D’ANTONIO; MEYERSON, 2002). Enquanto as recomendações têm sido para o uso exclusivo de espécies nativas (SER, 2004; Resolução SMA 2001, 2003, 2008), há autores que estimulam a utilização de espécies exóticas como ferramentas durante o processo de restauração (ZAVALETA et al., 2001.; EWEL; PUTZ, 2004; BRUDVIG, 2011). D’Antonio e Meyerson (2002) consideram que o papel ecológico das espécies exóticas introduzidas só poderá ser elucidado mediante estudos específicos.

Mesmo que não se introduzam, deliberadamente, espécies exóticas nos projetos de restauração, a realidade é que, seja por processos de invasão biológica de ecossistemas naturais, seja pelo aumento na degradação, os ambientes naturais ou restaurados têm resultado na formação dos Neoeossistemas (HOBBS et al., 2006; HOBBS et al., 2009). Pouco se sabe sobre o funcionamento desses ecossistemas e o seu valor biológico tem sido amplamente discutido em anos recentes (HOBBS et al., 2006; LUGO, 2004): Qual o valor ecológico dessas áreas? Devem ser tratadas de forma especial ou são apenas uma mudança dinâmica do ecossistema? As mudanças no conjunto de espécies de uma área podem afetar toda uma região? Qual o impacto socioeconômico desses novos ecossistemas? Tais questões ainda não foram elucidadas pela ciência.

Manejo Adaptativo

Manejo adaptativo é a intervenção no andamento de processos com base na observação de etapas cumpridas, visando direcionar tais processos para rumos desejados, diferentes do que ocorreria sem intervenção. O manejo adaptativo aplicado à restauração ecológica significa a tomada de decisão sobre práticas de manejo com base em erros do passado ou em fatores inesperados que retiraram os ecossistemas da trajetória esperada rumo à restauração (ZEDLER; CALLAWAY, 2003).

Ao assumir que diferentes filtros atuam em diferentes momentos das etapas de restauração, o manejo adaptativo seria empregado para facilitar a transposição destes filtros (DURIGAN; ENGEL, 2012). A aplicação de experimentos testando o manejo adaptativo em áreas restauradas é recente em todo o mundo e vem sendo estudada em países como a Austrália (MACKENZIE; KEITH, 2009; CUMMINGS et al., 2005) e os EUA (SWEENEY et al., 2002). No Brasil, o projeto Manejar é Preciso (<http://www.projetomanejarepreciso.com.br/>) testa plantio de enriquecimento sob áreas em restauração com baixa diversidade, o desbaste seletivo de árvores plantadas para reduzir a competição com o subosque e o controle

de espécies invasoras, entre outras práticas. Porém, não existem ainda resultados dessas pesquisas e outras técnicas que envolvam o manejo do fogo, uso de pastoreio, poda das árvores e uso de herbicidas, entre outras, devem ser objeto de experimentação (DURIGAN; ENGEL, 2012).

O manejo adaptativo, porém, exige o monitoramento dos ecossistemas em restauração. Sem a identificação dos fatores atuantes e suas consequências sobre a trajetória dos ecossistemas não é possível tomar decisões de manejo adaptativo e nem mesmo avaliar a eficácia dessas ações.

Formas de vida negligenciadas e Variabilidade genética das populações

As atividades de restauração no Brasil estão muito concentradas nos ecossistemas florestais. Durigan e Engel (2012) recomendam que ocorra a distribuição desse foco entre as formações campestres e savânicas e que, além disso, outras formas de vida como ervas, arbustos, epífitas, lianas, passem a ser reintroduzidas nas áreas em restauração. No entanto, o conhecimento sobre as espécies não arbóreas e o funcionamento de comunidades não florestais ou experimentos de restauração estão muito aquém do necessário.

A relevância da genética para as pesquisas e para a prática da restauração é tema controvertido. Enquanto alguns autores defendem o uso apenas de genótipos locais e de alta diversidade (ENGEL; PARROTTA, 2008; KAGEYAMA et al., 2008), outros autores argumentam que, para um cenário de mudanças climáticas, a introdução de genótipos ou mesmo espécies alóctones é desejável (HUFFORD; MAZER, 2003). As pesquisas nesta área tiveram um grande aumento nos últimos anos (DURIGAN; ENGEL, 2012), mas ainda existe uma deficiência de conhecimento em algumas áreas mais específicas da genética como: conservação de bancos de germoplasma para genes raros (KAGEYAMA et al., 2008) e quais são as consequências do transporte de genes alóctones, que ocorrem com as trocas de mudas e sementes entre regiões distintas (HUFFORD; MAZER, 2003).

1.7. Principais questões a serem respondidas nesta pesquisa

Diante do contexto já existente e das lacunas que persistem na ciência e na prática da restauração, o presente estudo foi norteado pelas seguintes questões:

- Existem padrões nos atributos de riqueza, estrutura e grupos funcionais nas matas ciliares nativas da Floresta Estacional Semidecidual, que podem ser utilizados como metas das trajetórias de reflorestamentos ecológicos nesta região?

- Quais são as variáveis de biodiversidade, de estrutura florestal e de grupos funcionais, nas áreas restauradas, que seguem trajetórias previsíveis com o tempo?
- Quanto tempo é necessário para que essas variáveis atinjam os valores de referência das matas ciliares nativas da região?
- Quais são os fatores bióticos, abióticos, de manutenção pós-plantio e de técnicas de plantio que influenciam as trajetórias das matas ciliares restauradas?

2.OBJETIVOS

A pesquisa desenvolvida teve como objetivo a caracterização das trajetórias sucessionais das comunidades vegetais de plantios de restauração de matas ciliares em região de floresta estacional semidecidual e a identificação dos fatores bióticos e abióticos que direcionam essas trajetórias. Para atingir esse objetivo maior o estudo foi realizado em etapas e os resultados obtidos foram separados em três capítulos, cada um com objetivos distintos:

- Capítulo 1 - trata da caracterização das matas ciliares nativas da região de floresta estacional semidecidual, realizada para identificar quais atributos dessas comunidades apresentam um padrão regional e, portanto, podem ser utilizados como referência na avaliação das trajetórias dos plantios de restauração.
- Capítulo 2 - para cada variável representativa de atributos das matas ciliares em restauração, foi efetuada a modelagem de sua trajetória ao longo do tempo após o plantio, utilizando a cronosequência das 26 áreas restauradas. Estimamos, através dos modelos, o tempo necessário para que sejam atingidos os valores dos ecossistemas de referência. Dentro deste capítulo, foram selecionadas as variáveis que melhor representam a evolução das comunidades ao longo do tempo e que, portanto, foram consideradas como os melhores indicadores para monitoramento de matas ciliares em restauração.
- Capítulo 3 - analisamos a contribuição relativa de fatores bióticos (das florestas plantadas ou da paisagem) e abióticos (ambientais) para o desenvolvimento das comunidades florestais em restauração.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Locais de estudo

As 30 áreas selecionadas para estudo encontram-se nas regiões centro, noroeste e sudoeste do estado de São Paulo e nos estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, nas proximidades da divisa com o estado de São Paulo (Figura 6). Todas as áreas situam-se em regiões de domínio da Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al., 1991), na bacia dos rios Paranapanema, Tietê e Paraná. As áreas de estudo encontram-se, em sua maioria, sob clima do tipo Cwa (quente e com estação seca definida), segundo a classificação de Köppen (1948), ou Cfa (fresco, sem estação seca). A temperatura média anual das áreas varia de 21° C a 24° C, com temperatura mínima de 10° C em alguns locais e máxima de 30° C. A precipitação média anual varia em torno de 1.400 mm, podendo ser inferior a 40 mm nos meses mais secos (abril a agosto). O solo das áreas de estudo são Latossolos ou Argissolos, em uma classificação geral. Informações mais detalhadas sobre o clima e solos dos plantios encontram-se no Anexo 2.

Inicialmente foram selecionadas 26 áreas de mata ciliar restauradas por meio de plantio heterogêneo de mudas de espécies arbóreas, com idade variando de quatro a 53 anos (Figura 6; Tabela 1). Para seleção dos plantios foram consultados os registros de projetos de restauração no banco de dados da Floresta Estadual de Assis, bem como outras fontes de informação, como registros de viveiros e consulta direta aos proprietários rurais, buscando abranger plantios de diferentes idades e estabelecer certa ordem cronológica para estudo. Todas as informações sobre o histórico dos plantios de restauração foram confirmadas com os proprietários ou responsáveis pelas áreas. Em caso de dúvidas quanto à real idade do plantio, a checagem foi feita pela contagem dos anéis de crescimento de algumas árvores plantadas, obtendo-se amostras pelo método não destrutivo de perfuração transversal do tronco de algumas árvores, com o auxílio da sonda de Pressler com 5 mm de diâmetro. Após o procedimento de coleta, o local perfurado no tronco foi vedado com vaselina para evitar a possível contaminação da árvore por patógenos.

As quatro áreas naturais utilizadas como ecossistemas de referência são remanescentes de mata ciliar com diferentes tamanhos, localizados sobre os principais tipos de solo e de clima da região (Figura 6; Tabela 2). Duas dessas áreas apresentam-se em melhor estado de conservação pelo fato de estarem inseridas em unidades de conservação - Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) e Estação Ecológica de Caetetus (EEcC) - e as outras duas são

fragmentos preservados em propriedades rurais particulares - Fazenda Morada do Sol (FMSol) e Fazenda Ribeirão do Sul (FRsul).

Figura 6. Localização geográfica dos 26 plantios de restauração de mata ciliar, com idades entre quatro e 53 anos (círculos) e as quatro matas ciliares remanescentes (quadrados), em região de Floresta Estacional Semidecidual nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná. A numeração que indica as áreas está de acordo com as Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Localização dos plantios de restauração de mata ciliar estudados por município, idade (anos após o plantio) e área restaurada (ha). ID = código de identificação das áreas de estudo formado pela abreviatura dos nomes e das idades dos plantios.

Nº	ID	Local	Município - Estado	Idade (anos)	Área (ha)	Coordenadas (lat/ lon)
	Balta4	Baltazar	Primeiro de Maio - PR	4	2,68	23°04'10"/ 50°51'34"
2	Areia5	Porto de Areia	Rancho Alegre – PR	5	9,28	22°47'51"/ 51°02'48"
3	Novo6.5	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	6,5	4,91	22°44'58"/ 50°31'03"
4	Lage7	Sítio Água do Lajeado	Maracaí – SP	7	1,60	22°39'18"/ 50°37'18"
5	Barra7.5	Barra do Garça (Faz. Alvorada)	Primeiro de Maio - PR	7	3,64	22°47'01"/ 51°08'42"
6	Congo8	Fazenda Congonhas	Rancho Alegre – PR	8	11,80	22°59'37"/ 50°56'28"
7	SCruz8	Fazenda Santa Cruz	Cândido Mota – SP	8	1,56	22°48'42"/ 50°40'13"
8	Pesq8.5	Pesqueiro da Dona Maria	Tarumã – SP	8,5	2,33	22°43'58"/ 50°33'06"
9	SDomi10.5	Fazenda São Domingos	Cândido Mota – SP	10,5	1,00	22°43'03"/ 50°19'11"
10	Prima10.5	UHE Porto Primavera - CESP	Porto Primavera – SP	10,5	1,81	22°20'52"/ 52°58'08"
11	Ajuri12	Fazenda Ajuricaba	Cândido Mota – SP	12	3,07	22°42'20"/ 50°22'02"
12	Jupia13	UHE Jupia – CESP	Castilho – SP	13	16,30	20°45'38"/ 51°35'24"
13	Novo14	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	14	3,05	22°46'00"/ 50°32'04"
14	Sando16	UHE-POLI-CESP e Duke-energy	Sandovalina – SP	16	9,99	22°32'08"/ 51°59'44"
15	Itagu17	UHE-POLI-CESP e Duke-energy	Itaguajé – PR	17	135,33	22°33'05"/ 52°00'06"
16	Vasqu17	Vasques	Florínea – SP	17	3,27	22°50'32"/ 50°36'22"
17	Novo18	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	18	0,97	22°45'16"/ 50°31'38"
18	Cana21	Fazenda Canaçu	Tarumã – SP	21	0,72	22°48'34"/ 50°35'50"
19	SAGue21	Fazenda Santa Agueda	Florínea – SP	21	1,68	22°50'13"/ 50°37'36"
20	Irace22	Represa de Iracemápolis	Iracemápolis – SP	22	3,81	22°34'39"/ 53°30'34"
21	Rosa23	UHE Rosana	Rosana – SP	23	52,35	22°35'15"/ 52°51'03"
22	Unesp24	UNESP – Faz. Experimental	Selvíria – MS	24	2,29	20°21'00"/ 51°23'51"
23	Promi27	AES Tietê	Promissão – SP	27	2,67	21°19'43"/ 49°47'04"
24	Cana28	Fazenda Cananéia	Cândido Mota – SP	28	3,03	22°46'58"/ 50°27'47"
25	Cana38	Fazenda Cananéia	Cândido Mota – SP	38	0,50	22°47'25"/ 50°28'06"
26	Ester53	Usina Ester	Cosmópolis – SP	53	14,48	22°40'21"/ 53°12'30"

Tabela 2. Localização dos remanescentes de mata ciliar por município e área total do remanescente (ha). ID = código de identificação das áreas de estudo formado pela abreviatura dos nomes das áreas.

Nº	ID	Local	Município - Estado	Área (ha)	Coordenadas (lat/ lon)
27	PEMD	Parque Estadual Morro do Diabo	Teodoro Sampaio – SP	33.845,3	22°36'20"/ 52°18'17"
28	EEcC	Estação Ecológica de Caetetus	Gália – SP	2.178,8	22°24'37"/ 49°41'34"
29	FMSol	Fazenda Morada do Sol	Londrina – PR	374,3	23°23'28"/ 51°00'14"
30	FRsul	Fazenda Ribeirão do Sul	Ribeirão do Sul - SP	9,2	22°49'02"/ 49°59'12"

3.2. Fatores bióticos e abióticos que podem influenciar as trajetórias

Os fatores bióticos e abióticos capazes influenciar a trajetória e o desempenho das comunidades em restauração foram divididos em fatores com dados contínuos e fatores com dados categóricos, explicados a seguir:

3.2.1. Fatores representados por variáveis contínuas:

- **Paisagem:** distância do fragmento mais próximo (m), tamanho do fragmento mais próximo (ha), área de plantio (ha), largura média da área restaurada (m), extensão do plantio (m), largura do corpo d'água (m).

- **Técnica de plantio:** densidade do plantio (indivíduos ha⁻¹) obtida a partir do espaçamento original e número de espécies plantadas.

- **Fatores abióticos:** precipitação anual de chuva da região (mm ano⁻¹), tempo médio de seca na região (nº de meses em que a precipitação foi menor que 50 mm), fertilidade do solo (% de saturação por bases), pH do solo, proporção de partículas finas no solo (soma das proporções de silte e argila em %), cobertura do solo por gramíneas (%).

3.2.2. Fatores representados por variáveis categóricas:

Os fatores categóricos foram utilizados para averiguar se técnicas de plantio e de manutenção dos reflorestamentos, bem como o histórico e a paisagem da região influenciam no desenvolvimento da comunidade vegetal das áreas restauradas. Os fatores analisados foram: tempo de irrigação, tempo de manutenção pós-plantio, técnicas de controle de gramíneas invasoras, tipo de preparo do solo para o plantio, tempo de controle de formigas, enriquecimento pós-plantio, recipiente utilizado na produção das mudas, uso anterior do solo, matriz do entorno e tipo de corpo d'água da mata ciliar.

As informações sobre o histórico de uso anterior do solo, implantação e manutenção dos plantios de restauração foram coletadas por meio de entrevistas com os proprietários ou responsáveis pelas áreas. A matriz do entorno (cultura de grãos – milho, soja e/ou trigo; pastagem; canavial; várzea com arroz) e tipo de corpo d'água da mata ciliar (nascente; corpo d'água natural - rio ou lago; corpo d'água artificial - represa) foram observados durante as expedições de campo.

3.3. Coleta de dados sobre os projetos e a paisagem

As variáveis relativas à paisagem foram obtidas por meio de processamento de imagens Landsat 7 fornecidas pelo site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2010). Para os cálculos de distância e tamanho dos fragmentos naturais e dos reflorestamentos utilizamos o programa IDRISI Andes (EASTMAN, 2006). Os dados utilizados para classificar a matriz do entorno das áreas reflorestadas foram registrados em campo durante as expedições de coleta de dados.

A densidade do plantio foi obtida a partir da amostragem em campo, em que medimos as distâncias entre indivíduos plantados, de acordo com o alinhamento inicial. Nos dois únicos casos em que o plantio foi efetuado sem alinhamento, obtivemos a informação da densidade a partir dos executores do plantio. O número de espécies plantadas foi obtido pela identificação das espécies plantadas amostradas dentro das parcelas, restringindo-se, à área de 1.000 m² por local (10 parcelas de 100 m²).

Os dados climáticos foram obtidos através de cartas climáticas da região de estudo (SENTELHAS et al., 1999). Foi calculada a média dos últimos 10 anos para a precipitação anual e a duração da estação seca (número de meses com precipitação inferior a 50 mm).

3.4. Coleta de dados da comunidade vegetal

Em cada uma das áreas de estudo, foram alocadas dez parcelas de 20 x 5 m, com a borda maior paralela à margem. Considerando que a grande diferença de área entre os plantios e, especialmente, entre as matas naturais, levaria a uma diferença muito grande na distância entre parcelas se as áreas como um todo fossem amostradas, estabelecemos como extensão máxima de amostragem 700 m ao longo da margem. Considerando que o objeto de estudo seria a mata ciliar, estabelecemos como limite a distância máxima de 50 m a partir do espelho d'água. A distribuição das parcelas foi aleatorizada pelo seguinte procedimento: a extensão total da área a ser amostrada, paralela ao corpo d'água, foi subdividida em dez trechos de igual tamanho. Cada trecho foi subdividido em faixas de 5 m de largura, paralelas à margem,

tantas quantas fosse possível mediante a largura da faixa de plantio, até o máximo de 10 (50 m). Dentro de cada trecho foi sorteada a distância de localização de uma única parcela de amostragem. Em faixas de plantio mais estreitas do que 50 m houve mais de uma parcela representativa da mesma distância, mas em cada área foi sorteada pelo menos uma parcela para cada distância (exemplo na Figura 7).

Figura 7. Modelo esquemático de posicionamento das parcelas nos reflorestamentos de mata ciliar, onde: X = comprimento total da área restaurada e Y = largura da área restaurada que foi submetida à amostragem.

Em cada parcela foram amostrados:

a) Indivíduos de espécies lenhosas com altura a partir de 50 cm de altura, em três classes de tamanho:

Classe 1 – $DAP < 1$ cm (indivíduos identificados e contabilizados por espécie);

Classe 2 – $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm (indivíduos identificados e contabilizados por espécie);

Classe 3 - $DAP \geq 5$ cm (identificados, medido o DAP com fita diamétrica, medindo-se individualmente cada tronco em caso de múltiplos caules e estimada a altura).

Para cada indivíduo amostrado foi registrado se era um indivíduo plantado ou regenerante (indivíduos que estavam fora do alinhamento do plantio inicial e/ou fora da lista de espécies plantadas).

b) Lianas: contabilizadas todas as lianas cuja raiz principal estivesse dentro da parcela;

c) Pteridófitas terrestres: contabilizadas;

d) Árvores com epífitas (número de forófitos): contabilizadas as árvores dentro da parcela, desde que tivessem ao menos um indivíduo de espécie epífita.

e) Além do levantamento de plantas individuais, foram tomadas medições de cobertura de copas do dossel. Para a cobertura de copas de espécies arbóreas foi utilizado um densitômetro periscópico, tomando-se 20 pontos (um ponto a cada metro), sistematicamente distribuídos na linha central de cada parcela. Em cada ponto registrou-se a cobertura (com ou sem folhagem) e os dados foram convertidos em porcentagem. Para a cobertura de gramíneas invasoras, utilizou-se o método de linhas (CANFIELD, 1941). A unidade amostral foi uma trena estendida dividindo ao meio cada parcela em sua maior extensão (20 m), medindo-se a extensão dos segmentos da trena sobre o terreno ocupado por gramíneas, expressa em porcentagem.

3.5. Amostragem de solo

Em cada local, foi coletada uma amostra de solo superficial (0 a 20 cm de profundidade) dentro de cada parcela de 100 m². As dez amostras foram misturadas, formando uma amostra composta para cada área de estudo, que foi submetida a análises químicas e físicas. As análises granulométricas foram executadas pelo método da pipeta, obtendo-se as frações areia grossa, areia fina, silte e argila, conforme recomendado por Camargo et al. (1986). As análises químicas (macronutrientes Ca, Mg, K, Al, P; acidez potencial – H+Al; pH em CaCl₂; matéria orgânica; e micronutrientes B, Cu, Mn, Fe e Zn) seguiram Raij et al. (2001). A partir da análise química foram obtidas a capacidade de troca catiônica (CTC), a soma de bases (SB), a saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m).

3.6. Classificação funcional das espécies, distribuição natural e ameaça de extinção

A identificação das espécies foi feita em campo sempre que possível, coletando-se o material botânico, quando necessário, para confirmação posterior em herbário, com base na literatura ou com auxílio de especialistas. O material coletado foi depositado na coleção botânica da Floresta Estadual de Assis - SP. Classificamos as espécies, com base na literatura, pelos seguintes atributos: (a) síndrome de dispersão, em zoocórica, anemocórica e autocórica (YAMAMOTO et al., 2007; ALMEIDA-NETO et al., 2008); (b) ritmo de crescimento, em lento, moderado e rápido (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); (c) tolerância à sombra, em tolerante ou intolerante (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); (d) capacidade de fixar de nitrogênio (fixadora ou não fixadora; USDA, 2011); (e) status de ameaça, considerando-se ameaçada a espécie que constasse em pelo menos uma das seguintes

listas: São Paulo (2004); Brasil (2008) e IUCN (2010). Para classificar as espécies pela sua distribuição natural, em rara ou comum, aplicamos os critérios propostos por Caiafa e Martins (2010).

Os dados coletados sobre as comunidades vegetais das matas nativas foram utilizados nos capítulos 1 e 2 e os dados sobre as comunidades em restauração foram utilizados nos capítulos 2 e 3. As variáveis obtidas a partir desses dados são apresentadas em detalhe em cada capítulo.

4.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v.17, p.503-513, 2008.

ARONSON, J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J. M. D.; GANDOLFI, S. ; MELO, A. C. DE G.; KAGEYAMA, P. Y.; MARQUES, M. C. M.; NAVE, A. G.; MARTINS, S. V.; GANDARA, F. B.; REIS, A. BARBOSA, L. M.; SCARANO, F. R. 2011. What role should government regulatio play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. **Restoration Ecology**, v.19, n.6, p.690-695, 2011.

BRADSHAW, A. D. Restoration: an acid test for ecology. In: JORDAN, W.R.I; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. (Ed.). **Restoration Ecology: A synthetic approach to ecological research**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987, p. 23-30.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente – MMA e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA. 2008. **Instrução Normativa Nº06**, de 23 de setembro de 2008.

BROWN, S.; LUGO, A. E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, v.14, p.161-187, 1982.

BRUDVIG, L. A. The Restoration of Biodiversity: where has research been and where does it need to go? **American Journal of Botany**, Saint Louis, v.98, p.549-558, 2011.

CABIN, R. J. Science-driven restoration: a square grid on a round Earth? **Restoration Ecology**, v.15, n.1, p.1-7, 2007.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversidade e Conservação**, v.19, p.2597–2618, 2010.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. **Boletim Técnico**, 106, Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 94 p. 1986.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Rehabilitation of Degraded Areas of Central Amazonia Using Direct Sowing of Forest Tree Seeds. **Restoration Ecology**, v.10, n.4, p.636–644, 2002.

CANFIELD, R. H. Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. **Journal of Forestry**, v.39, n.4, p.388-394, 1941.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. 2003.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philos. Trans. R. Soc.**, v.326, p.273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands, **Science**, v.320, p.1458-1460, 2008.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: towards “futuristic” restoration. **Ecological Research**, v.19, p.75-81, 2004.

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

CUMMINGS, J.; REID, N.; DAVIES, I.; GRANT, C. Adaptive restoration of sand-mined areas for biological conservation. **Journal of Applied Ecology**, v.42, n.1, p.160-170, 2005.

D'ANTONIO, C. M.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, v.10, p.703-713, 2002.

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

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; CONTIERI, W. A. A flora arbusto-arbustiva do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Ed.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil / Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p.199-239.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Legal rules for ecological restoration: Na additional barrier to hinder the success of initiatives? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: Martins, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Ed. UFV, 2012, p.1-23.

DURIGAN G.; MELO, A. C. G. Panorama das políticas públicas e pesquisas em restauração ecológica no estado de São Paulo, Brazil. In: Figueroa, E. (Ed.). Conservación de la biodiversidad en las américas: lecciones y recomendaciones de política. **Universidad de Chile Ed. Santiago, Chile, 2011, p.355-387**.

EASTMAN, R. J. IDRISI Andes Tutorial. Clark Labs, Clark University. **Worcester, MA, USA, 2006**.

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

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Agroforestry approaches to ecosystem restoration in tropical and subtropical regions. **World Forestry Congress, 12**, Québec, 2003.FAO. 2003.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.;

ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.01-26.

EWEL, J. J.; MAZZARINO, M. J.; BERISH, C. W. Tropical soil fertility changes under monocultures and successional communities of different structure. **Ecological Applications**, v.1, p.289-302, 1991.

EWEL, J. J.; PUTZ, F. E. A place for alien species in ecosystem restoration. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, DC, v.2, n.7, p.354-360, 2004.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global Forest Resources Assessment 2005: Progress towards sustainable forest management**. Roma, Italia, 2005, 147p.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **State of the World's Forests 2011**. Roma, Italia, 2011, 165p.

FATTORINI, M; HALLE, S. The dynamic environmental filter model: How do filtering effects change in Assembling communities after disturbance? In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice**. New York, Island Press, 2004, p.96-114.

FEARNSIDE, P. M. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land use change in Brazil Amazon region. In: LEVINE, J. (Ed.). **Biomass Burning and Global Change**. LIT Press, Cambridge, MA, 1996, p.606-617.

FEARNSIDE, P. M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.90, p.59-87, 1997.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands- Do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v.12, p.85-94, 2004.

FONSECA, C. E. L.; RIBEIRO, J. F.; SOUZA, C. C.; REZENDE, R. P.; BALBINO, V. K. Recuperação da vegetação de Matas de Galeria: estudos de caso no Distrito Federal e entorno. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Embrapa Cerrados, Planaltina, Brasil, 2001, p.815-870.

FRANKLIN, J. F. Scientific basis for new perspectives in forests and streams. In: NAIMAN, R. J. (Ed.). **Watershed Management Balancing Sustainability and Environmental Change**. Springer Verlag, Berlin, 1992, p.25-72.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability x Impermeability: Canopy Trees as Biodiversity Filters. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, SP, v.64, n.4, p.433-438, 2007.

HARPER, K. T.; SANDERSON, S. C.; MCARTHUR, E. D. Riparian ecology in tion National Park, Utah. USDA. Forest Service. **INT general technical report**, v.298, p.32-42, 1992.

HOBBS, R. J. Restoration of disturbed ecosystems. In: WALKER, L. R. (Ed.). **Ecosystems of Disturbed Ground**. Amsterdam Elsevier, 1999, p.673-687.

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

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Copyright, Island Press, 2004, p.72-95.

HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecol. Biogeogr.**, v.15, p.1-7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, n.11, p.599-605, 2009.

HOBBS, R. J.; HALLETT, L. M. EHRLICH, P.R.; MOONEY, H. A. Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. **Bioscience**, v.61, p.442-450, 2011.

HUFFORD, K. M.; MAZER, S. J. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v.18, p.47-155, 2003.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de imagens** [data de acesso: 10 de janeiro de 2010]. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>.

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010.4. [data de acesso: 27 de outubro de 2010]. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.

JORDAN III, W. R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. (Eds.). **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987, 341p.

KABAKOFF, R. P.; CHAZDON, R. L. Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.12, p.779-788, 1996.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, São Paulo, Brasil, 2000, p.249-270.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e a restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.27-48.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. México. Fundo de Cultura Econômica. 1948.253p.

LAKE, P. S. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. **Ecological Management and Restoration**, v.2, p.110-115, 2001.

LAWTON, J. H.; BROWN, V. K. Redundancy in Ecosystems. In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A (Eds.). **Biodiversity and Ecosystem Function**., Berlin: Springer- Verlag, 1994, p.255-270.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PEREZ-GARCIA, A.; MEAVE, J. A.; BONGERS, F. E.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, v.91, p.386-398, 2010.

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. C.; 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, p.1717-1725, 2008.

LIKENS, G. E. The ecosystem approach: its use and abuse. In: **Excellence in Ecology, Vol.3**. KLINE, O. (Ed.). Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, 1992, 167 p.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000, p. 33-44.

LOCKWOOD, J. L.; PIMM S. L. When dos restoration succeed? In: WEIHER, E.; KEDDY, P. (Ed.). **Ecological assembly: advances, perspectives, retreats**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999, p.396-392.

LOCKWOOD, J. L.; SAMUELS, C. L. Assembly models and the practice of restoration. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. Island Press, Washington, D.C, 2004, p.55–70.

LUGO, A. E. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, Washington, DC, 2004, p.265-273.

MACKENZIE, B. D. E.; KEITH, D. A. Adaptive management in practice: Conservation of a threatened plant population. **Ecological Management & Restoration**, v.10, n.S1, p.129-135, 2009.

MALONEY, K. O.; GARTEN, JR. C. T.; ASHWOOD, T. L. Changes in Soil Properties Following 55 Years of Secondary Forest Succession at Fort Benning, Georgia, U.S.A. **Restoration Ecology**, v.16, n.3, p.503-510, 2008.

MARINHO-FILHO, J.; GASTAL, M. L. Mamíferos das matas ciliares dos cerrados do Brasil Central. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000, p.209-222.

MARON, M.; HOBBS, R. J.; MOILANEN, J. W.; CHRISTIE, K. GARDNER, T. A.; KEITH, D. A. LINDENMAYER, D. B.; MCALPINE, C. A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v.155, n.2012, p.141-148, 2012.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.71, p.149-154, 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, v.7, p.101-111, 2007.

MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIANSO, G. B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v.89, p.528-537, 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.71, p.445-463, 1999.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE, Brazil). **Ecological Applications**, v.10, p.1147-1161, 2000.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil. 2003, p.49-76.

METZGER, J. P. Landscape ecology: perspectives based on the 2007 IALE World Congress. **Landscape Ecology**, v.23, p.501-504, 2008.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v.142, n.2009, p.1138-1140, 2009.

MILLER, J. R.; Hobbs, R. Habitat restoration – Do we know what we’re doing? **Restoration Ecology**, v.15, n.3, p.382-390, 2007.

NAEEM, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. **Ecology**, v.83, p.1537-1552.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO-FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**. Instituto Agrônomo/EMBRAPA Solos, Campinas. 1999. 64p.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Ecological restoration: Analysing the last twenty-eight years of publication in this area. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, p.303-315, 2011.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE, JR. J. M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.

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-BÔAS, O; DURIGAN, G. (Org.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. 1 ed. São Paulo: Páginas & Letras, 2004, v. 1, 2004, p. 419-445.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001, 284 p.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIASZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. **Science**, v.325, p.1121-1124, 2009.

ROBINSON, G. R.; HANDEL, S. N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology**, v.7, p.271-278, 1993.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v.2, p.4–15, 1996.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, 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, 2005a.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v.218, p.159-173, 2005b.

SÃO PAULO – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução SMA 48** de 21/09/2004.

SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. Balanços Hídricos Climatológicos do Brasil - 500 balanços hídricos de localidades brasileiras. Piracicaba: ESALQ, 1999. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/index.php?UF=sp>>.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration (Version 2)**. 2004.

SILVEIRA, E. R.; DURIGAN, G. Recuperação das matas ciliares: estrutura da floresta e regeneração natural aos 10 anos em diferentes modelos de plantio na Fazenda Canaçu, Tarumã, SP. In: VILAS BOAS, O; DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p.347-370.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

STEINBLUMS, I. J.; FROEHLICH, H. A.; LYONS, J. K. Designing stable buffer strips for stream protection. **Journal of Forestry**, v.82, p.49-52, 1984.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS R. J.; SUDING, K. N. **New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration**. Copyright, Island Press, 2009, p.3-21.

SUDING, K. N. 2011. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures and Opportunities Ahead. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v.42, p.465–87, 2011.

SUTHERLAND, J. P. Multiple stable states in natural communities. **American Naturalists**, v.108, n.964, p.859-873, 1974.

SWEENEY, B. W.; CZAPKA, S. J.; YERKES, T. 2002. Riparian forest restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. **Restoration Ecology** 10:392-400.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V. F.; PERES, C. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v.40, n.6, p.657-661, 2008.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2328-2340, 2010.

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T. HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice**. New York, Island Press, 2004, p.34-53.

TEMPERTON, V. M. The Recent Double Paradigm Shift in Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.15, p.344-347, 2007.

THÉBAUD, C.; STRASBERG, D. Plant dispersal in fragmented landscapes: a field study of wood colonization in rainforest remnants of the Mascarene Archipelago. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. JR. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. The University of Chicago Press, Chicago, 1997, p.321-332.

URBANSKA, K. M.; WEBB, N. R.; EDWARDS, P. J. Why restoration? In: URBANSKA, K. M.; WEBB, N. R.; EDWARDS, P. J. (Ed.). **Restoration ecology and sustainable development**. University Press, Cambridge, United Kingdom, 1997, p.3-7.

USDA, ARS, National Genetic Resources Program. **Germplasm Resources Information Network - (GRIN)** [Online Database]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. [data de acesso: 11 de maio de 2011]. Disponível em: <<http://www.ars-grin.gov/~sbmljw/cgi-bin/taxnodul.pl?language=en>>.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 1991.

WALKER, B.; SALT, D. Resilience thinking. **Sustaining ecosystems and people in a changing world**. Island Press, Washington, D.C. 2006.

WHISENANT, S. G. **Reparing damaged wildlands: A process-oriented, landscape-scale approach**. Cambridge: Cambridge University Press. 1999.

WHITE, P. S.; JENTSCH, A. Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant communities. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Copyright, Island Press, 2004, p.342-366.

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

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

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.21, n.3, p.553-573, 2007.

YIN, R.; YIN, G. China's Ecological Restoration Programs: initiation, implementation and challenges. In: YIN, R. (Ed.) **An integrated assessment of China's Ecological Restoration Programs**. New York: Springer, 2009. p.1-19.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, v.92, p.73-83, 2000.

ZAVALETA, E. S., HOBBS, R. J., MOONEY, H. A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology and Evolution**, v.16, p.454-459, 2001.

ZEDLER, J. B; CALLAWAY, J. C. Adaptive restoration: A strategic approach for integrating research into restoration projects. In: RAPPORT, D. J. (Ed.). **Managing for healthy ecosystems**. Boca Raton: Lewis, 2003, 1552p.

CAPÍTULO 1:
ECOSSISTEMAS DE REFERÊNCIA PARA RESTAURAÇÃO DE MATAS
CILIARES: EXISTEM PADRÕES DE BIODIVERSIDADE, ESTRUTURA
FLORESTAL E ATRIBUTOS FUNCIONAIS?

Resumo - A utilização de ecossistemas naturais como meta a ser atingida e a seleção de indicadores para monitoramento dos projetos são temas controversos na ciência e na prática da restauração. Analisamos a vegetação ripária em quatro remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, para verificar se alguns atributos dessas comunidades se repetem em diferentes locais, podendo assim considerá-los como referências para esta região fitogeográfica. Instalamos dez parcelas de 100 m² na mata ciliar dentro de cada fragmento florestal, onde amostramos plantas lenhosas com altura $\geq 0,5$ m, divididas em estrato regenerante (DAP < 5 cm) e estrato arbóreo (DAP ≥ 5 cm) e classificamos as espécies com base em atributos funcionais, raridade e status de ameaça. Contabilizamos lianas, pteridófitas e árvores com epífitas. As variáveis estruturais de densidade (estrato arbóreo e regenerante e árvores com epífitas), área basal, biomassa e cobertura de copas não diferiram entre locais. As variáveis de riqueza entre as áreas que tiveram menos variação foram: riqueza rarefeita para 100 indivíduos no estrato arbóreo, a riqueza total estimada por Jackknife e as proporções de espécies raras, tolerantes à sombra, de crescimento lento e zoocóricas. Porém, analisando-se a proporção de indivíduos na comunidade, somente a tolerância à sombra foi pouco variável. Para as outras variáveis analisadas não existem padrões que possam ser considerados referência para esta região fitogeográfica. No entanto, ainda que para algumas variáveis existam padrões, sua utilização como meta da restauração depende de: 1) prazos longos para monitoramento de projetos e, sobretudo, 2) estudos que demonstrem que os ecossistemas restaurados podem, um dia, igualar os ecossistemas pré-existentes.

Palavras-chaves: Floresta Estacional Semidecidual, metas para restauração, valores de referência.

1. INTRODUÇÃO

A utilização de ecossistemas naturais primitivos como referência ou como meta a ser atingida em projetos de restauração ecológica e a definição de indicadores para avaliar a evolução dos ecossistemas restaurados são temas muito controversos na Ecologia da Restauração (CHOI, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; HOBBS, 2007). Os autores que defendem o uso de ecossistemas primitivos como referência (ARONSON et al., 1995; WHITE; WALKER, 1997) argumentam que, para fins de concepção e avaliação de projetos de restauração, é desejável o estabelecimento de alguns padrões esperados como metas a ser atingidas. Assim, identificar pelo menos um ecossistema de referência que contenha uma série de características ambientais, de acordo com o histórico de ocupação da área, seria crucial para avaliar o sucesso de projetos de restauração (ARONSON et al., 1995; WHITE; WALKER, 1997; ENGEL; PARROTA, 2008).

Engel e Parrota (2008) consideram que, independentemente da complexidade da metodologia da restauração ou do seu enfoque, as informações sobre o ecossistema que se pretende restaurar são fundamentais para fornecer a base teórica para a restauração. Segundo recomendações da Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004) e na opinião de alguns autores (ARONSON et al., 1995; BREWER; MENZEL, 2009; SUDING; HOBBS, 2009), áreas de referência são importantes para a tomada de decisões na restauração, somente pela necessidade de se ter maior conhecimento sobre o ecossistema em que se está trabalhando. O conhecimento sobre ecossistemas primitivos poderia, também, tornar-se uma importante ferramenta para a construção de modelos preditivos das trajetórias sucessionais. Seria possível, por exemplo, estimar o tempo necessário para que as comunidades em restauração ou em regeneração natural atinjam os valores de referência da floresta madura, para diferentes atributos de estrutura e de biodiversidade (LIEBSCH et al., 2007; LIEBSCH et al., 2008).

Por outro lado, os autores que questionam a utilização de ecossistemas naturais primitivos como meta da restauração (PICKETT; PARKER, 1994; WHITE; WALKER, 1997; CHOI, 2004; CHOI, 2007; HOBBS, 2007) argumentam que a utilização de um estado ou sistema de referência é desnecessária e que a comparação com ecossistemas primitivos é uma “armadilha” que a ecologia da restauração deve evitar, pois os ecossistemas, com ou sem a intervenção humana, estão constantemente se modificando no tempo e no espaço. Pelo fato de muitos danos ao ecossistema serem irreversíveis (CHOI, 2004), a restauração ecológica deve se focar no futuro dos ecossistemas restaurados. A restauração deve buscar reconstruir as estruturas ecológicas que foram perdidas pela degradação ambiental, garantindo a

sustentabilidade dos ecossistemas, em vez de ter como objetivos a recomposição precisa das espécies perdidas ou a recuperação de toda uma paisagem idêntica à do passado (CHOI, 2007).

A definição de metas factíveis para a restauração ecológica é fundamental até mesmo sob o ponto de vista econômico, pois as dificuldades operacionais e os custos envolvidos na restauração dependem do conjunto de objetivos propostos (EHRENFELD, 2000; HOBBS, 2007; MILLER; HOBBS, 2007). Maron et al. (2012), ao discutirem até que ponto a restauração pode compensar a perda de ecossistemas naturais, analisam uma série de estudos que demonstram que a maioria dos projetos atinge parcialmente as suas metas e que os ecossistemas restaurados jamais serão iguais ao ecossistemas que foram destruídos. Por isso o debate sobre ecossistemas de referência como meta a ser atingida em projetos de restauração adquire grande relevância e a seleção de áreas a serem utilizadas como referência é um grande desafio (WHITE; WALKER, 1997). É conveniente discutir a precisão e as limitações dos diferentes tipos de informações de referência, bem como descrever como múltiplas fontes de informação devem ser utilizadas na compreensão das variações da natureza. Além disso, algumas características do ecossistema são relativamente fáceis de prever enquanto outras são mais difíceis (WHITE; WALKER, 1997; EHRENFELD, 2000).

A primeira questão que se coloca quanto à utilização de ecossistemas primitivos como referência para projetos de restauração ecológica é: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais para ecossistemas maduros dentro de uma mesma região ecológica? Caso não existam, esta informação por si só inviabilizaria o estabelecimento de metas com base nesses ecossistemas. Caso existam padrões, outras questões deverão ser elucidadas, relativas aos prazos de avaliação dos projetos e às trajetórias possíveis dos ecossistemas restaurados. O presente estudo visa responder apenas à primeira dessas questões, por meio da análise de variáveis estruturais e funcionais das comunidades em matas ciliares naturais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Foram selecionadas quatro matas ciliares inseridas em remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica) de diferentes tamanhos, localizados sobre os principais tipos de solo e de clima da região (Tabela 2). A localização das matas ciliares desse estudo estão representadas na Figura 6 (Introdução geral, página 37), duas áreas de estudo

estão inseridas em unidades de conservação - Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD) e Estação Ecológica de Caetetus (EEcC) - e as outras duas em fragmentos preservados em propriedades rurais particulares - Fazenda Morada do Sol (FMSol) e Fazenda Ribeirão do Sul (FRsul).

Tabela 3. Descrição das áreas de estudo. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP; FMSol: Fazenda Morada do Sol, Londrina, PR; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul, Ribeirão do Sul, SP. Tipo de solo, classificado segundo Oliveira et al. (1999); Clima segundo Köppen (1948); Precipitação anual (mm) e déficit hídrico (mm), segundo dados de Sentelhas et al. (1999).

Localidade	Tipo de solo	Clima	Precipitação anual (mm)	Déficit hídrico (mm)
PEMD	Argissolo Vermelho	Cwa	1.131	79
EEcC	Argissolo Vermelho	Cwa	1.249	53
FMSol	Latossolo Vermelho	Cfa	1.629	0
FRsul	Latossolo Vermelho	Cwa/Cfa	1.217	98

2.2. Análise dos dados

Por tratar-se de uma busca por padrões de referência que representem ecossistemas nativos da FES, as poucas espécies exóticas, com baixo número de indivíduos, presentes nos fragmentos foram retiradas das análises dos dados. Foram três as espécies não nativas amostradas: 12 indivíduos de *Citrus limonum* Risso e um indivíduo de *Citrus sinensis* (L.) Osbeck na FRsul (o menor dos fragmentos) e um indivíduo de *Citrus* sp na FMSol.

Com o intuito de verificar se existe uma flora única, característica das matas ciliares dessa região, analisamos a similaridade florística entre o conjunto total de espécies amostradas de cada fragmento, utilizando o programa R. Foi calculado o índice de similaridade de Jaccard (ID_{SJ}), entre as áreas, sendo consideradas floristicamente semelhantes duas áreas com $ID_{SJ} > 25\%$ (MÜLLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) Foi feita uma análise de agrupamento de escala multidimensional não métrica (NMDS), que foi sobreposta com os resultados das análises de solo e de tamanho dos fragmentos.

Foram calculados dois indicadores de riqueza para cada local: (a) a riqueza rarefeita, que tem sido utilizada como representante de diversidade (MAGURRAN, 2004), obtida a partir da curva de rarefação baseada nos dados observados sorteando 100 indivíduos, com 1.000 simulações sem reposição, para o conjunto de espécies em cada estrato; e (b) o número total de espécies (no conjunto total) em cada área pelo estimador de riqueza de Jackknife (EFRON; TIBSHIRANI, 1993), utilizando o programa R.

Para as variáveis estruturais – densidade de indivíduos em cada estrato (indivíduos ha^{-1}), densidade de lianas, pteridófitas e árvores com epífitas (indivíduos ha^{-1}), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e cobertura de copas (%), cada parcela de 100 m^2 foi considerada como unidade amostral. Os dados foram testados quanto à sua normalidade e homocedasticidade, para as três variáveis que não apresentaram essas premissas (área basal, cobertura de copas e densidade de árvores com epífitas), os dados foram transformados em valores logarítmicos. Atendidos os dois pressupostos, foram feita a análises de variância (ANOVA – Tukey, $\alpha = 0,05$), segundo Zar (1999) utilizando o programa Statistica 7.0.

Uma vez que as variáveis de riqueza, atributos funcionais e as proporções de espécies raras ou ameaçadas são atributos de toda a comunidade e não foram bem representados na escala de parcelas, cada área de estudo como um todo foi considerada como unidade amostral. Foi calculada a proporção de espécies e a densidade relativa (proporção de indivíduos) de cada grupo, para cada atributo. Para todas essas variáveis, foi calculada a média e o coeficiente de variação entre as quatro áreas, que expressa a porcentagem de variação dos dados entre as áreas de estudo (PIMENTEL-GOMES; GARCIA, 2002). Foram adotados como critério para classificação dos coeficientes de variação os valores recomendados para experimentos de campo (PIMENTEL-GOMES, 1985): baixos, quando inferiores a 10%, médios, de 10% a 20%, altos, de 20% a 30%, e muito altos, quando superiores a 30%.

Foram consideradas como valores de referência para descrever as matas ciliares naturais dessa região as variáveis estruturais que não diferiram entre as quatro áreas na comparação de médias e, para as outras variáveis, quando o coeficiente de variação entre as quatro áreas foi classificado como baixo ou médio (inferior a 20%).

Para as variáveis estruturais, foram calculadas: a densidade de indivíduos em cada classe (indivíduos ha^{-1}), a área basal na Classe 3 ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), a biomassa lenhosa acima do solo na Classe 3 (Mg ha^{-1} – Brown et al., 1989) e a cobertura de copas (%). Empregamos ANOVA seguida do teste de Tukey ($\alpha \leq 0,05$), utilizando as parcelas como unidades amostrais no programa Statistica 7.0, para selecionar os atributos da comunidade que não variaram entre os quatro fragmentos (ZAR, 1999).

$$BLAS = e^{\{-1,996 + 2,32 \ln (DBH)\}}$$

Onde:

BLAS = Biomassa lenhosa acima do solo (resultado em kg)

DBH = Diâmetro à altura do peito (em cm)

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza e Diversidade

Foram amostrados, nos quatro locais de estudo, 4.774 indivíduos (3.147 na classe 1, 1.146 na classe 2, e 481 na classe 3), distribuídos em 141 espécies, pertencentes a 38 famílias. A riqueza do conjunto total de espécies observadas em 1.000 m² variou desde 69 espécies, no PEMD e na FRsul, até 92 espécies na FMSol, local que também teve o maior número de espécies exclusivas, com 23 espécies (Anexo 3). A média geral das áreas de estudo foi de 77 espécies (Tabela 4). A média da riqueza observada no estrato regenerante (69 espécies) foi maior do que a do estrato arbóreo (41 espécies), com coeficiente de variação de valor médio em ambos os estratos (Tabela 4).

A riqueza rarefeita para 100 indivíduos foi maior no estrato arbóreo, variando entre 32 e 45 espécies, com coeficiente de variação médio (15%). Para o estrato regenerante o coeficiente de variação foi alto (24%; Tabela 4). Para o conjunto total de espécies, a riqueza rarefeita para 100 indivíduos variou entre 24 e 41 espécies, com alto coeficiente de variação (23%; Tabela 4).

A riqueza total estimada por Jackknife para cada mata ciliar foi, em média, 30% superior ao observado, com o valor mínimo de 90 espécies no PEMD e valor máximo de 122 na FMSol. A média dos quatro locais foi de 102 espécies, com coeficiente de variação de 14% (Tabela 4).

Tabela 4. Variáveis de riqueza de espécies arbóreas em quatro matas ciliares nativas em região de Floresta Estacional Semidecidual. Riqueza observada em 1.000 m², riqueza rarefeita para 100 indivíduos por classe de tamanho e riqueza total estimada por Jackknife, acompanhada de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEeC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 (DAP< 1cm)						
Riqueza observada	60	72	67	48	62	17
Riqueza rarefeita p/ 100 indivíduos	31	29	36	21	29	21
Classe 2 (1≤ DAP< 5cm)						
Riqueza observada	35	28	66	33	40	43
Riqueza rarefeita p/ 100 indivíduos	25	19	39	18	25	38
Classe 3 (DAP≥ 5cm - arbóreo)						
Riqueza observada	38	38	47	41	42	11
Riqueza rarefeita p/ 100 indivíduos	36	32	45	36	37	15
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Riqueza observada	62	75	83	55	69	18
Riqueza rarefeita p/ 100 indivíduos	30	28	38	21	29	24
Jackknife de regenerantes s/ arbustos	88	95	117	94	99	13
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Riqueza observada	69	79	92	69	77	15
Riqueza rarefeita p/ 100 indivíduos	31	30	41	24	31	23
Jackknife (“pool de espécies”)	90	98	122	97	102	14

A flora arbórea das matas ciliares estudadas foi similar entre três áreas (PEMD, EEeC e FRsul), mas as três diferenciam da FMSol (Figura 8a). A textura do solo (mais argiloso) e a condição climática (sem seca) proporcionaram uma flora mais rica e distinta na FMSol (Figura 8b).

Figura 8. Análise dos conjuntos totais de espécies das áreas de estudo, em mata ciliar da floresta estacional semidecidual: a) Dendrograma de similaridade florística baseado no Índice de similaridade de Jaccard, onde a linha tracejada é o limite para considerar que as áreas são floristicamente semelhantes e b) agrupamento NMDS, sobreposto com as características do solo de cada área (onde: P = fósforo, MO= Matéria orgânica), as setas indicam as características do solo mais relevantes para os agrupamentos (com 10% de significância). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

3.2.Densidade, Área Basal e Cobertura do Dossel

A densidade de indivíduos variou de 1.020 a 1.410 indivíduos ha^{-1} na classe 3 ($\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$) e de 9.290 a 12.200 indivíduos ha^{-1} no conjunto das classes 1 e 2, sem diferença significativa entre as médias (Tabela 5). A densidade de regenerantes na FMSol foi inferior à de EEcC e de FRsul na Classe 1 ($F_{(3, 36)} = 6,7$, $p < 0,001$) e superior que o PEMD e a EEcC na Classe 2 ($F_{(3, 36)} = 6,5$, $p < 0,001$; Tabela 5). Entre o PEMD e a EEcC, que são os dois fragmentos maiores, em melhor estado de conservação e cujos solos se assemelham, não houve, em nenhuma das classes, diferença significativa entre as densidades de indivíduos (Tabela 5).

A área basal variou entre 16,4 e 41,0 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, com média geral de 27,9 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$, mas pela ampla variação entre as parcelas do PEMD, não houve diferença significativa entre as médias (Tabela 5). A biomassa lenhosa acima do solo e a cobertura de dossel, com médias de 195,5 Mg ha^{-1} e 88,4%, não foram significativamente diferentes entre os fragmentos (Tabela 5).

A densidade de árvores com epífitas não apresentou diferença entre os fragmentos, com médias variando entre 130 e 210 indivíduos ha^{-1} (Tabela 5). Por outro lado, as densidades

de lianas e de pteridófitas diferiram entre locais, sendo que a mata ciliar do menor fragmento (FRsul) apresentou densidade de lianas (média de 3.210 indivíduos ha^{-1}) superior à EEcC ($F_{(3, 36)} = 1,86$, $p < 0,05$) e densidade de pteridófitas (1.830 indivíduos ha^{-1}) inferior a todos os outros fragmentos ($F_{(3, 36)} = 5,32$, $p < 0,05$; Tabela 5).

Tabela 5. Médias por local de estudo e média geral da densidade de indivíduos lenhosos, área basal, cobertura do dossel, densidade de lianas, densidade de árvores com epífitas e densidade de pteridófitas ($n = 10$), em cada mata ciliar estudada, separadas por classe de tamanho. PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul	
Classe 1 (DAP < 1cm)					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	7.630 ^{ab}	9.210 ^a	5.540 ^b	9.090 ^a	7.868
Classe 2 (1 ≤ DAP < 5cm)					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	2.190 ^b	2.390 ^b	3.750 ^a	3.130 ^{ab}	2.865
Classe 3 (DAP ≥ 5cm - arbóreo)					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	1.100 ^a	1.410 ^a	1.020 ^a	1.280 ^a	1.203
Área Basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	41,0 ^a	27,0 ^a	16,4 ^a	27,2 ^a	27,9
Biomassa total (Mg ha^{-1})					
Cobertura de dossel (%)	90,5 ^a	90,5 ^a	85,5 ^a	87,0 ^a	88,4
Classe 1 e 2 (regenerantes)					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	9.820 ^a	11.600 ^a	9.290 ^a	12.220 ^a	10.733
Acima de 1 cm de DAP					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	3.290 ^b	3.800 ^{ab}	4.840 ^a	4.410 ^{ab}	4.085
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)					
Densidade (indivíduos ha^{-1})	10.920 ^{ab}	13.010 ^{ab}	10.310 ^b	13.500 ^a	11.935
Densidade de lianas (indivíduos ha^{-1})	2.430 ^{ab}	2.120 ^b	2.270 ^{ab}	3.210 ^a	2.508
Densidade de árvores com epífitas (indivíduos ha^{-1})	150 ^a	210 ^a	160 ^a	130 ^a	163
Densidade de pteridófitas (indivíduos ha^{-1})	11.280 ^a	8.480 ^a	12.980 ^a	1.830 ^b	8.643

Médias com letras iguais na mesma linha não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

3.3. Classificação funcional, distribuição natural e ameaça de extinção

As espécies de dispersão zoocórica foram predominantes em todas as áreas de estudo, correspondendo a mais de 50% da riqueza em todas as classes de tamanho, com baixos coeficientes de variação (máximo de 11% na classe 3; Tabela 6). A proporção de indivíduos zoocóricos (densidade relativa) não ultrapassou 50% em nenhuma das classes de tamanho em três das matas ciliares estudadas. Na FMSol, no entanto, mais de 70% dos indivíduos, nos dois estratos, pertenciam a espécies zoocóricas, resultando em coeficiente de variação alto ou muito alto para esta variável entre as áreas (Tabela 6). Na EEcC e no FRsul, a proporção de

indivíduos de dispersão autocórica foi a maior no conjunto das classes 1 e 2 e no conjunto das classes 1, 2 e 3 (Tabela 6).

Tabela 6. Proporções de espécies e de indivíduos, de acordo com a síndrome de dispersão, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas de média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEeC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies zoocóricas	69%	70%	66%	64%	67	4
Espécies anemocóricas	15%	15%	25%	23%	20	27
Espécies autocóricas	16%	15%	9%	13%	13	23
Indivíduos zoocóricos	49%	38%	78%	32%	49	42
Indivíduos anemocóricos	9%	6%	11%	5%	8	36
Indivíduos autocóricos	41%	56%	11%	72%	45	58
Classe 3 (DAP _≥ 5cm - arbóreo)						
Espécies zoocóricas	63%	63%	71%	54%	63	11
Espécies anemocóricas	19%	24%	21%	31%	24	22
Espécies autocóricas	18%	13%	8%	15%	14	31
Indivíduos zoocóricos	50%	43%	71%	46%	52	24
Indivíduos anemocóricos	10%	18%	23%	23%	19	33
Indivíduos autocóricos	40%	39%	6%	31%	29	55
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies zoocóricas	70%	71%	65%	64%	68	5
Espécies anemocóricas	14%	15%	23%	23%	19	26
Espécies autocóricas	16%	14%	12%	13%	14	12
Indivíduos zoocóricos	49%	39%	77%	24%	47	47
Indivíduos anemocóricos	10%	7%	12%	7%	9	27
Indivíduos autocóricos	41%	54%	11%	69%	69	56

A proporção de espécies e de indivíduos de crescimento lento e moderado foi predominante em todas as classes, e a FMSol teve a maior proporção de espécies e de indivíduos de crescimento rápido (Tabela 7). Para o estrato arbóreo, 45% das espécies amostradas, em média, são de crescimento lento, mas o coeficiente de variação foi alto e a proporção média de indivíduos com ritmo de crescimento lento foi superior a 60% nos dois estratos, com altos coeficientes de variação em ambos (Tabela 7).

Tabela 7. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com seu ritmo de crescimento, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies de crescimento lento	46%	38%	35%	45%	41	13
Espécies de crescimento moderado	39%	41%	40%	37%	39	4
Espécies de crescimento rápido	15%	21%	25%	18%	20	24
Indivíduos de crescimento lento	71%	76%	48%	84%	70	22
Indivíduos de crescimento moderado	22%	18%	34%	10%	21	48
Indivíduos de crescimento rápido	7%	6%	18%	6%	9	63
Classe 3 (DAP≥ 5cm - arbóreo)						
Espécies de crescimento lento	53%	47%	32%	46%	45	20
Espécies de crescimento moderado	34%	42%	45%	49%	43	15
Espécies de crescimento rápido	13%	11%	23%	15%	16	34
Indivíduos de crescimento lento	72%	61%	38%	67%	60	25
Indivíduos de crescimento moderado	22%	36%	46%	26%	33	33
Indivíduos de crescimento rápido	6%	3%	16%	7%	8	70
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies de crescimento lento	46%	39%	33%	45%	41	15
Espécies de crescimento moderado	38%	41%	39%	38%	39	4
Espécies de crescimento rápido	16%	20%	28%	17%	20	27
Indivíduos de crescimento lento	71%	75%	48%	82%	69	21
Indivíduos de crescimento moderado	22%	20%	35%	12%	22	43
Indivíduos de crescimento rápido	7%	5%	17%	6%	9	64

Predominaram espécies (82 a 84%) e indivíduos (89 a 96%) tolerantes à sombra em todos os estratos, sendo assim, a variável funcional mais persistente, com baixo coeficiente de variação, não ultrapassando 10% (Tabela 8).

Tabela 8. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com a tolerância à sombra, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies tolerantes à sombra	89%	83%	80%	85%	84	5
Indivíduos tolerantes à sombra	94%	92%	94%	98%	96	2
Classe 3 (DAP≥ 5cm - arbóreo)						
Espécies tolerantes à sombra	84%	89%	70%	83%	82	10
Indivíduos tolerantes à sombra	94%	91%	79%	92%	89	8
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies tolerantes à sombra	87%	84%	74%	83%	82	7
Indivíduos tolerantes à sombra	94%	92%	93%	98%	94	3

Espécies fixadoras de nitrogênio correspondem a pouco mais de 10% nas comunidades estudadas e a proporção de indivíduos dessas espécies é ainda menor, com média de 7% (Tabela 9). Os coeficientes de variação para as riquezas são baixos para a classe 3 e o conjunto total de indivíduos, sendo média (17%) no conjunto de espécies regenerantes (Tabela 9).

Tabela 9. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com sua capacidade de fixação de nitrogênio, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies fixadoras de nitrogênio	11%	11%	11%	15%	12	17
Indivíduos fixadores de nitrogênio	8%	5%	11%	4%	7	45
Classe 3 (DAP≥ 5cm - arbóreo)						
Espécies fixadoras de nitrogênio	11%	11%	13%	12%	12	8
Indivíduos fixadores de nitrogênio	5%	6%	13%	8%	8	45
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies fixadoras de nitrogênio	10%	10%	11%	12%	11	9
Indivíduos fixadores de nitrogênio	8%	5%	11%	4%	7	45

A proporção de espécies com distribuição natural rara apresentou baixo coeficiente de variação no estrato regenerante e na comunidade como um todo. No estrato arbóreo houve uma menor proporção de espécies raras na FMSol, o que se reflete em um coeficiente de variação de 13% (Tabela 10). A proporção de indivíduos pertencentes a espécies raras foi ligeiramente maior no estrato arbóreo da EEcC (61%) em relação aos outros locais, o que aumentou a média dessa classe de tamanho para 43% (Tabela 10).

Tabela 10. Proporções de espécies e de indivíduos de acordo com sua distribuição natural, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies raras	35%	33%	35%	35%	35	3
Indivíduos de espécies raras	34%	40%	32%	21%	32	25
Classe 3 (DAP≥ 5cm - arbóreo)						
Espécies raras	39%	39%	30%	41%	37	13
Indivíduos de espécies raras	36%	61%	29%	44%	43	32
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies raras	36%	35%	35%	39%	36	5
Indivíduos de espécies raras	34%	43%	32%	23%	33	25

A proporção de espécies ameaçadas foi baixa em todas as áreas, não ultrapassando 10% e os coeficientes de variação para essas proporções foram altos ou muito altos (Tabela 11). A proporção de indivíduos de espécies ameaçadas na mata ciliar da FMSol é superior em todas as classes devido à alta densidade de *Euterpe edulis* (580 indivíduos ha⁻¹).

Tabela 11. Proporções de espécies e de indivíduos que constam em alguma lista de espécies ameaçadas, separados por classe de tamanho em quatro matas ciliares nativas, acompanhadas pela média e coeficiente de variação (%). PEMD: Parque Estadual Morro do Diabo; EEcC: Estação Ecológica dos Caetetus; FMSol: Fazenda Morada do Sol; FRsul: Fazenda Ribeirão do Sul.

	Locais de estudo				Média	Coeficiente de variação (%)
	PEMD	EEcC	FMSol	FRsul		
Classe 1 e 2 (regenerantes)						
Espécies ameaçadas	10%	5%	7%	4%	7	41
Indivíduos ameaçados	6%	3%	12%	1%	6	87
Classe 3 (DAP _≥ 5cm)						
Espécies ameaçadas	8%	5%	9%	7%	7	24
Indivíduos ameaçados	4%	5%	17%	8%	9	70
Classe 1, 2 e 3 (todos os indivíduos)						
Espécies ameaçadas	9%	5%	7%	4%	6	36
Indivíduos ameaçados	6%	3%	12%	2%	6	78

4. DISCUSSÃO

Para a maioria dos atributos estruturais (área basal, cobertura de copas e densidade de espécies arbóreas no estrato arbóreo e regenerante) e para alguns atributos funcionais (predominância de espécies zoocóricas, de crescimento lento e tolerantes à sombra), as florestas nativas estudadas seguem um padrão que pode ser utilizado como referência para matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual. Porém, para outros atributos, existem variações amplas entre áreas naturais, que impossibilitam a visualização de um alvo único para toda a região.

A análise por NMDS confirma que, floristicamente, a mata ciliar da FMSol é distinta das demais, e que essa diferença está relacionada com algumas características do solo, como o teor de fósforo, a proporção de matéria orgânica e a porcentagem de silte. Aparentemente, o solo mais fértil e com maior quantidade de silte, ou seja, com maior capacidade de reter água, possibilita maior riqueza e a ocorrência de um grupo maior de espécies exclusivas, que exigem solos mais férteis, como *Gallesia integrifolia* e *Urera baccifera*. O maior estabelecimento dos indivíduos de espécies ameaçadas neste local pode, também, estar associado a solos de melhor qualidade. Estudos de Oliveira-Filho et al. (1994, 2001) em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Montana em Minas Gerais, indicaram que a capacidade hídrica do solo e as diferenças na fertilidade podem ser igualmente importantes para a distribuição das espécies. Além das diferenças em fertilidade e capacidade de água disponível

no solo, a menor deficiência hídrica decorrente das condições climáticas explicam a maior riqueza e a distinção florística da FMSol.

Diferentes fatores (naturais ou de perturbação) parecem afetar diferentemente os atributos das comunidades, particularmente os que representam a biodiversidade e os processos ecológicos a ela relacionados. O menor (FRsul) e o maior (PEMD) fragmento apresentaram o mesmo número de espécies em 1.000 m² e o menor valor de riqueza total estimada por Jackknife foi obtido para o fragmento de maior tamanho. O tamanho do fragmento, isoladamente, não explica o número de espécies arbóreas contidas na comunidade, pelo menos quando se comparam amostras de igual tamanho. Porém, pode haver um limiar de tamanho do fragmento abaixo do qual alguns processos ecológicos ficam comprometidos. Em alguns casos a conectividade da paisagem se torna o preditor de riqueza mais significativo, como no caso de fragmentos muito pequenos próximos de um fragmento grande (METZGER, 2000) ou no caso da permeabilidade da matriz ser muito alta (FARIA et al., 2006).

O maior número de espécies amostradas no estrato regenerante é decorrente, simplesmente, do maior número de indivíduos amostrados, pois quando analisamos os resultados da riqueza rarefeita para 100 indivíduos, que representa a diversidade da comunidade, o maior número de espécies está presente no estrato arbóreo. A competição entre os regenerantes tende a beneficiar a diversidade, ocorrendo maior mortalidade em espécies muito abundantes, de modo que a proporção entre as espécies se torna mais homogênea nas classes de maior tamanho, aumentando a equabilidade das comunidades.

A densidade de indivíduos no estrato regenerante (Classes 1 e 2 juntas) e no estrato arbóreo (Classe3) não diferiu entre as quatro áreas, colocando-se como descritores adequados das matas ciliares da região. Toniato e Oliveira-Filho (2004), ao estudarem setores de um mesmo fragmento de Floresta Estacional Semidecidual com diferentes históricos de perturbação, encontraram grandes diferenças entre trechos na densidade de indivíduos. Porém, os valores médios registrados por esses autores para o fragmento como um todo (1.330 e 9.050 indivíduos ha⁻¹ para os estratos arbóreo e regenerante, respectivamente) foram semelhantes aos obtidos neste estudo, para os mesmos critérios de inclusão.

Aparentemente, mesmo a área mais nuclear do fragmento de 9 ha (FRsul) sofre influência de efeitos de borda, o que leva ao aumento de lianas, como esperado para fragmentos pequenos (LAURANCE et al., 2001). A baixa densidade de pteridófitas neste local também deve ser afetada pelo tamanho do fragmento. Não fosse esta área, com densidade de pteridófitas de apenas 1.800 indivíduos por hectare, poderia ter sido encontrado um padrão para as matas ciliares da região, superior a 8.000 indivíduos por hectare. Porém,

considerando-se que a maioria dos plantios de mata ciliar ocupa áreas com largura máxima de 30 m, é de se supor que a densidade de pteridófitas registrada nos fragmentos maiores nunca venha a ser atingida em pequenas áreas em restauração, mesmo que tais espécies sejam incluídas nos projetos.

A cada dez árvores amostradas em matas ciliares nativas da região é de se esperar que uma ou duas tenham epífitas, o que pode ser considerado padrão para matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual, já que esta variável não diferiu entre áreas. Mas as populações de epífitas também estão sujeitas aos impactos causados pela fragmentação. Algumas espécies que dependem de um ambiente mais estável para germinarem e se estabelecerem sofrem mais com a fragmentação do que espécies que não apresentam essas limitações (PARRA-TABLA et al., 2011) e as espécies que dependem de polinizadores especializados são ainda mais afetadas (AGUILAR et al., 2006). Por esta razão, alguns tipos de epífitas, como as bromélias, têm sido considerados como bons indicadores de ecossistemas conservados (KESSLER, 2002; GOODE; ALLEN, 2009). Neste estudo, não foram identificadas as espécies de epífitas, de modo que foram igualmente contabilizadas espécies generalistas, como as do gênero *Tillandsia*, e outras que podem ser mais raras ou mais exigentes em qualidade de hábitat. Esta diferenciação poderia ter apontado amplas variações entre áreas e merece ser objeto de estudos específicos. A densidade de árvores com epífitas nas matas naturais como meta para florestas em restauração pode ser um alvo inatingível ou pode levar a decisões de manejo equivocadas, como a introdução de epífitas em ecossistemas que ainda não apresentam condições ecológicas ideais para a existência desta forma de vida.

A área basal, a biomassa acima do solo e a cobertura de copas não mostraram diferenças entre as áreas de estudo e coincidem com valores observados em outras matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual (DURIGAN; LEITÃO-FILHO, 1995; TONIATO; OLIVEIRA-FILHO, 2004; SUGANUMA et al., 2008). Além disso, a rápida evolução destas variáveis as coloca como bons indicadores para monitoramento e os valores de referência como metas possíveis da restauração. Melo e Durigan (2007) observaram que a área basal de plantios de restauração de mata ciliar no sudoeste de São Paulo iguala as matas nativas aos 13 anos após o plantio. Da mesma forma, dados em cronosequência de Letcher e Chazdon (2009), em áreas de pastagem abandonadas na Costa Rica, mostram que antes dos 30 anos os valores de acúmulo de biomassa acima do solo já são iguais aos das florestas nativas. Estudos de regeneração natural de florestas em áreas de pastagem, em Porto Rico, mostraram que os valores de biomassa e de área basal aumentam muito rápido nos primeiros 25 anos, atingindo os valores das florestas nativas antes dos 40 anos (AIDE et al., 2000). Para

a cobertura de copa, Suganuma et al. (2008) obtiveram valores semelhantes aos de matas nativas da mesma região, aos 18 anos após o plantio. Essas três variáveis de estrutura florestal indicam que os serviços ecossistêmicos esperados para matas ciliares, como a proteção contra erosão, qualidade da água, manutenção da vazão, entre outras, estão sendo atingidos (MELO; DURIGAN, 2007). Além disso, a recuperação da estrutura proporciona aumento da diversidade de nichos (SOUZA; BATISTA, 2004), melhora na ciclagem de nutrientes (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005) e inibe o avanço de espécies invasoras (CAVALHEIRO et al., 2002; DURIGAN; MELO, 2011).

A evolução estrutural, porém, não deve ser avaliada separadamente dos índices de riqueza e diversidade (SOUZA; BATISTA, 2004). Caso não se observe evolução destas variáveis acompanhando as mudanças na estrutura florestal pode-se concluir que filtros ambientais estejam agindo sobre a comunidade em restauração e medidas de manejo adaptativo para a sua superação devam ser tomadas.

Apesar da diferença florística entre os fragmentos, alguns grupos funcionais (proporção de espécies zoocóricas e tolerantes à sombra) se distribuem de maneira semelhante entre as áreas de estudo. Segundo Wright et al. (2009), para a restauração de ecossistemas degradados, não é necessário restaurar a composição da comunidade por completo, pois as funções do ecossistema aumentam com o aumento da biodiversidade segundo uma curva assintótica, de modo que a partir de certo ponto o ecossistema não tem seu funcionamento melhorado com o aumento da diversidade florística (NAEEM, 2006; WRIGHT et al., 2009).

A predominância de espécies de dispersão zoocórica nas florestas analisadas seguiu o padrão encontrado em vários estudos para florestas tropicais primárias (KINOSHITA et al., 2006; SILVA, 2006), secundárias (LIEBSCH et al., 2008) ou restauradas (SANSEVERO et al., 2011), no domínio da Mata Atlântica. A elevada proporção de espécies zoocóricas entre os indivíduos regenerantes sob plantios tem sido considerada como indicador de sucesso da restauração, pois demonstra que a fauna dispersora está atuante, colaborando para a superação dos filtros que dificultam a chegada de propágulos à comunidade em formação. No entanto, a proporção de indivíduos zoocóricos foi altamente variável entre as comunidades e pode ser considerada imprevisível.

Por outro lado, a elevada proporção de indivíduos autocóricos observada em três das quatro áreas estudadas parece fugir ao padrão esperado para florestas tropicais. Nessas áreas, duas espécies de pequeno porte com frutos secos deiscentes (*Actinostemon conceptionis* e *A. concolor*) regeneram-se em abundância e chegam a ultrapassar a metade dos indivíduos de toda a comunidade em duas delas.

Entre as matas ciliares estudadas, houve proporções muito semelhantes de espécies de ritmo de crescimento lento e para a proporção de espécies e de indivíduos tolerantes à sombra. As proporções de espécies desses grupos foram semelhantes às registradas por Durigan et al. (2004) em florestas na mesma região, com 32% de espécies com ritmo de crescimento lento e 72% para espécies tolerantes à sombra. A utilização dessas proporções como meta da restauração em longo prazo seria aceitável, pois seguem um padrão regional. Porém, tais proporções não devem servir de referência para nortear projetos, uma vez que tolerância à sombra e crescimento lento são atributos esperados para a maioria das espécies em florestas maduras e não em áreas em etapas iniciais de sucessão, às quais se assemelham ecologicamente os plantios de restauração. Assim como observado para síndrome de dispersão, a proporção de espécies foi muito mais previsível do que a proporção de indivíduos entre os grupos pelo ritmo de crescimento ou tolerância à sombra.

A baixa riqueza e densidade de espécies fixadoras de nitrogênio parece indicar que a habilidade de fixar nitrogênio não parece favorecer competitivamente os indivíduos dessas espécies. Mas existe um padrão para a proporção de espécies fixadoras, com baixos coeficientes de variação.

Segundo alguns autores (KAGEYAMA et al., 1998; BREWER; MENZEL, 2009) a frequência e abundância de espécies consideradas raras devem ser elementos relevantes para o objetivo da restauração, quando se busca a conservação da biodiversidade. Neste estudo, somente a proporção de espécies raras apresentou um padrão, com baixa variação entre os locais de estudo, ainda que a proporção de indivíduos dessas espécies nas comunidades seja muito variável. Para espécies ameaçadas, não se observou um padrão nem para espécies e nem para indivíduos. A inexistência de espécies ameaçadas em nove plantios de restauração analisados por Melo e Durigan (2007) foi interpretada pelos autores como evidência de que os projetos têm priorizado os serviços ecossistêmicos, deixando a desejar em termos de conservação de biodiversidade. KAGEYAMA et al. (1998) sugerem que espécies raras e comuns, assim como espécies ameaçadas, sejam plantadas nos reflorestamentos nas mesmas proporções em que são encontradas na natureza. Esta recomendação impõe algumas dificuldades. A coleta de sementes e a produção de mudas de espécies mais raras não é uma tarefa fácil e a coleta em excesso, sem o devido controle, pode prejudicar a dinâmica das populações naturais dessas espécies (DURIGAN et al., 2010). Adicionalmente, as proporções de espécies raras ou ameaçadas encontradas nas matas ciliares estudadas referem-se a ecossistemas maduros, que podem ser muito diferentes do que ocorre em etapas iniciais da

sucessão secundária, paradigma que tem norteado os projetos e normas para a restauração ecológica no Brasil.

De modo geral, a proporção entre grupos funcionais foi mais previsível para espécies do que para indivíduos nas comunidades. Esta observação tem implicações importantes para a prática da restauração, pois, ainda que seja possível recomendar que as proporções de espécies por grupo busquem o valor de referência, não é possível recomendação alguma relativa à proporção de indivíduos, que, em última instância, define o número de mudas ou sementes a serem plantadas para cada grupo. Tudo indica que as regras de montagem (TEMPERTON et al., 2004) são distintas entre comunidades, mesmo dentro de uma única região biogeográfica, resultando em combinações exclusivas de grupos funcionais em cada comunidade.

Estabelecer a estrutura e o funcionamento de ecossistemas íntegros como meta para a restauração é utópico, pela simples inexistência de um alvo único a ser atingido para muitos atributos que são altamente variáveis entre locais. Outras vezes, o padrão existe, mas atingir este alvo por meio de técnicas de restauração pode ser impossível e metas inatingíveis resultam em fracasso ou em sucesso parcial, principalmente quando há objetivo de atingir ecossistemas iguais aos que foram destruídos (MARON et al., 2012).

Por outro lado, o conhecimento dos valores de referência para os atributos em ecossistemas íntegros pode ser uma importante ferramenta auxiliar na elaboração de projetos de restauração mais efetivos, especialmente quando envolvem o plantio de mudas de espécies nativas (CHOI, 2004). Os valores de referência podem, também, direcionar práticas de manejo adaptativo (ZEDLER; CALLAWAY, 2003; SCHREIBER et al., 2004), visando retificar as trajetórias de ecossistemas em restauração. Mas o conhecimento dos ecossistemas de referência é ainda mais relevante na avaliação de impactos e na quantificação de perdas que não podemos recuperar com técnicas de restauração (EHRENFELD, 2000; MARON et al., 2012).

5. CONCLUSÕES

Nem todos os atributos de florestas naturais maduras podem ser utilizados como metas para projetos de restauração. Muitos deles apresentam ampla variação entre as florestas naturais, sendo, portanto, imprevisíveis e, por isto não devem ser utilizados nem mesmo como referência para representar o conjunto de florestas naturais da região. Entre estes estão a densidade de pteridófitas, a densidade de lianas, a proporção de indivíduos fixadores de

nitrogênio, de espécies e indivíduos ameaçados de extinção, e a proporção de indivíduos por síndrome de dispersão, ritmo de crescimento ou raridade.

Por outro lado, existem atributos estruturais, funcionais e de riqueza que não variam entre florestas nativas e que podem ser utilizados como referência para descrever as matas ciliares naturais em região de Floresta Estacional Semidecidual. Destacam-se, entre estes, a riqueza observada e estimada para 100 indivíduos no estrato arbóreo, a riqueza total estimada por Jackknife, a densidade (no estrato arbóreo e regenerante), a área basal, biomassa acima do solo, a cobertura de copas e as proporções de espécies zoocóricas, de crescimento lento, tolerantes à sombra, fixadoras de nitrogênio e de distribuição rara. Entre os atributos funcionais dos indivíduos na comunidade, apenas a proporção quanto à tolerância à sombra apresenta um padrão.

Os atributos estruturais são mensuráveis mesmo em etapas iniciais de desenvolvimento das comunidades, o que os coloca, potencialmente, como bons indicadores no monitoramento da evolução de comunidades em restauração. Os atributos funcionais e de riqueza, mesmo quando apresentam pequena variação entre áreas, devem ser vistos com restrições como indicadores para monitoramento de ecossistemas em restauração, uma vez que representam florestas maduras e resultam de processos ecológicos de muito longo prazo.

Mesmo para os atributos que seguem um padrão nas florestas naturais, é necessário o conhecimento das trajetórias dos ecossistemas em restauração como base para o estabelecimento de metas baseadas nesses atributos. Estudos são necessários para verificar se tais valores podem ser atingidos por meio de técnicas de restauração e, nesses casos, para definir os valores esperados para cada variável em cada etapa de desenvolvimento das comunidades (metas parciais). Caso a meta final seja o valor do atributo nas florestas naturais, é desejável que se possa estimar o prazo necessário para atingi-la.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR, R.; ASHWORTH, L.; GALLETO, L.; AIZEN, M. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: Review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, v.9, p.968–980, 2006.

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.

ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v.17, p.503-513, 2008.

ARONSON, J.; DHILLION, S.; LE FLOC'H, E. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. **Restoration Ecology**, v.3, n.1, p.1-3, 1995.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente – MMA e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA. 2008. **Instrução Normativa Nº06**, de 23 de setembro de 2008.

BREWER, J. S.; MENZEL, T. A method for evaluating outcomes of restoration when no reference sites exist. **Restoration Ecology**, v.17, n.1, p.4-11, 2009.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v.35, p.881-902, 1989.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversidade e Conservação**, v.19, p.2597–2618, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. 2003.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Ed.). **A bacia do rio Tibagi. Londrina-PR**. 2002, p.213-224.

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

CHOI, Y. D. Restoration Ecology to the Future: A Call for New Paradigm. **Restoration Ecology**, v.15, n.1, p.351-353, 2007.

DURIGAN, G.; LEITÃO-FILHO, H. F. Florística e fitossociologia de matas ciliares do oeste paulista. **Revista do Instituto Florestal**, v.7, n.2, p.197-239, 1995.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; CONTIERI, W. A. A flora arbusto-arbustiva do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Ed.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil / Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p.199-239.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Legal rules for ecological restoration: Na additional barrier to hinder the success of initiatives? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

DURIGAN G.; MELO, A. C. G. Panorama das políticas públicas e pesquisas em restauração ecológica no estado de São Paulo, Brazil. In: Figueroa, E. (Ed.). *Conservación de la biodiversidad en las américas: lecciones y recomendaciones de política*. **Universidad de Chile Ed. Santiago, Chile, 2011, p.355-387**.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An Introduction to the Bootstrap**, Chapman & Hall. Washington DC, USA, 1993.

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

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.01-26.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v.15, p.587–612, 2006.

GOODE, L. K.; ALLEN, E. M. F. Seed germination conditions and implications for establishment of an epiphyte, *Aechmea bracteata* (Bromeliaceae). **Plant Ecology**, v.204, p.179-188, 2009.

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

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010.4. [data de acesso: 27 de outubro de 2010]. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v.12, p.65-70, 1998.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. Behaven Press, London. 1992, 363p.

KESSLER, M. Species richness and ecophysiological types among Bolivian bromeliad communities. **Biodiversity and Conservation**, v.11, p.987-1010, 2002.

KINOSHITA, L. S.; TORRES, R. B.; FORNI-MARTINS, E. R.; SPINELLI, T.; AHN, Y. J.; CONSTÂNCIO, S. S. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.20, n.2, p.313-327, 2006.

KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia**. México. Fundo de Cultura Econômica. 253p.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.605-618, 2001.

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.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. C.; 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, p.1717-1725, 2008.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltda. United Kingdom, 2004. 215p.

MARON, M.; HOBBS, R. J.; MOILANEN, A.; MATTHEUWS, J. W.; CHRISTIE, K.; GARDNER, T. A.; KEITH, D. A.; LINDENMAYER, D. B.; MCALPINE, C. A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v.155, p.141-148,. 2012.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Structural evolution of planted riparian forests in the Medium Paranapanema Valley, SP, Brazil. **Scientia Florestalis**, v.73, n.101-111, 2007.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v.10, n.4, p.1147-1161, 2000.

MILLER, J. R.; R. HOBBS. Habitat restoration – Do we know what we're doing? **Restoration Ecology**, v.15, n.3, p.382-390, 2007.

MUELLER-DOMBOIS, D.; H. ELLENBERG. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. Wiley, New York. 1974, 547 p.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**, Washington: Island Press. 2006, p. 210-237.

OLIVEIRA-FILHO, E. A.; VILELA, D. A.; CARVALHO A. T.; GAVILANES, M. L. Effects of soils and topography on the distribution on the tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.10, p.483-508, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v.58, n.1, p.139-158, 2001.

OLIVEIRA, J. B.; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO-FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**. Instituto Agrônômico/EMBRAPA Solos, Campinas. 1999. 64p.

PARRA-TABLA, V.; VARGAS C. F.; NAVAL C.; CALVO, L. M.; OLLERTON, J. Population Status and Reproductive Success of an Endangered Epiphytic Orchid in a Fragmented Landscape. **Biotropica**, v.11, p.01-08, 2011.

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.

PIMENTEL-GOMES. **Curso de Estatística Experimental**. Piracicaba-SP. ESALQ/USP. 1985.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais: exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos**. Piracicaba: FEALQ. 2002.

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

SANSEVERO J. B. B.; PRIETO, P. V.; DE MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, J. F. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v.19, p.379-389, 2011.

SÃO PAULO – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução SMA 48** de 21/09/2004.

SCHREIBER, E. S. G.; BEARLIN, A. R.; NICOL, S. J.; TODD, C. R. Adaptive management: a synthesis of current understanding and effective application. **Ecological Management & Restoration**, v.5, p.177–182, 2004.

SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. Balanços Hídricos Climatológicos do Brasil - 500 balanços hídricos de localidades brasileiras. Piracicaba: ESALQ, 1999. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/resultados/index.php?UF=sp>>.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration (Version 2)**. 2004.

SILVA F. A. da. Dispersão de sementes no Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. D. (Org.). **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. ITEDES, Londrina – PR, 2006, p.43-47.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS R. J.; SUDING, K. N. **New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration**. Copyright, Island Press, 2009, p.3-21.

SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; CAVALHEIRO, A. L.; VANZELA, A. L. L.; BENATO, T. Comparando metodologias para comparar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.377-385, 2008.

TEMPERTON, M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Island Press, Washington, 2004. 441p.

TONIATO, M. T. Z.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, v.198, p.319–339, 2004.

USDA, ARS, National Genetic Resources Program. **Germplasm Resources Information Network - (GRIN)** [Online Database]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. [data de acesso: 11 de maio de 2011]. Disponível em: <<http://www.ars-grin.gov/~sbmljw/cgi-bin/taxnodul.pl?language=en>>.

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.

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

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.3, p.553-573, 2007.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, New Jersey, 1999.

ZEDLER, J. B; CALLAWAY, J. C. Adaptive restoration: A strategic approach for integrating research into restoration projects. In: RAPPORT, D. J. (Ed.). **Managing for healthy ecosystems**. Boca Raton: Lewis, 2003. 1552p.

CAPÍTULO 2:

MUDANÇAS NA ESTRUTURA, DIVERSIDADE E ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE MATAS CILIARES EM RESTAURAÇÃO AO LONGO DO TEMPO

Resumo – As práticas de restauração florestal aceleram os processos de reestruturação e a sucessão da vegetação, visando, na maior parte das vezes, reestabelecer uma comunidade vegetal semelhante à que existia antes do desmatamento. Mas não se sabe como a comunidade vegetal evolui para cada um de seus atributos. Buscamos com este estudo: (a) construir modelos preditivos que representem alterações temporais na estrutura florestal, riqueza de espécies arbóreas e grupos funcionais da comunidade vegetal e, (b) estimar o tempo necessário para que os plantios de restauração alcancem a média dos valores de quatro matas ciliares nativas dessa região ecológica. Levantamos dados de 26 plantios de restauração de mata ciliar entre quatro e 53 anos. Contabilizamos, identificamos e medimos, em cada área, todos os indivíduos arbóreos, plantados ou não, com altura a partir de 50 cm, em 10 parcelas de 5 x 20 m. A estrutura florestal apresentou modelos logarítmicos confiáveis que atingem rapidamente o valor de referência aos 12 anos para a área basal, 13 anos para a biomassa e 23 anos para a altura média das 10 árvores mais altas. Modelos lineares representaram melhor a evolução da riqueza, indicando que ainda não houve um patamar de estabilização. O modelo mais robusto para a evolução da riqueza foi obtido na classe de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm, com previsão de atingir o valor de referência aos 70 anos. As proporções de espécies de dispersão zoocórica, fixadoras de nitrogênio, de distribuição rara e listadas como ameaçadas de extinção tendem a alcançar os valores dos ecossistemas de referência dentro do período analisado, mas não seguem uma trajetória previsível ao longo do tempo, uma vez que amplas variações não são explicadas pela idade dos plantios. As proporções de espécies tolerantes à sombra e de crescimento lento resultaram em modelos com alto poder preditivo, que atingem a média dos valores de referência aos 119 e 98 anos, respectivamente. A idade dos reflorestamentos explica a maior parte das modificações para a maioria das variáveis estruturais, funcionais e de riqueza das comunidades em restauração, mas existem outros fatores atuantes localmente sobre a evolução dessas comunidades que precisam ser compreendidos.

Palavras-chave: Cronosequência, modelos lineares, trajetórias sucessionais, sucesso na restauração, sucessão florestal.

1. INTRODUÇÃO

A intervenção humana na restauração de florestas tropicais acelera eficientemente os processos de reestruturação das comunidades e a sucessão florestal nas diversas áreas degradadas pela ocupação humana, antecipando a recuperação da estrutura florestal, fornecendo assim um ambiente mais adequado para a dispersão e a colonização por espécies tardias ou climáticas (CHAPMAN; CHAPMAN, 1996; AIDE et al., 2000; SOUZA; BATISTA, 2004; CHAZDON, 2008, LETCHER; CHAZDON, 2009; HOLL; AIDE, 2011). Outros estudos demonstram que o plantio de espécies arbóreas facilita o processo de recolonização vegetal da área a ser restaurada por espécies nativas oriundas do *pool* regional de espécies (LUGO, 1992; PARROTTA et al., 1997; RUIZ-JAEN; AIDE 2005b), até mesmo em áreas muito degradadas, onde a paisagem foi extremamente modificada, como áreas de pastagens (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; SANSEVERO et al., 2011) ou de mineração (PARROTTA et al., 1997; PARROTTA; KNOWLES, 1999).

É conhecido que o processo de sucessão secundária em florestas tropicais inicia-se com a colonização do local por espécies pioneiras, que crescem rapidamente e em pouco tempo produzem uma cobertura de copas homogênea, o sombreamento faz diminuir a densidade de gramíneas e herbáceas, criando assim condições para a germinação e o crescimento de espécies características de estádios mais avançados da sucessão (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; CAVALHEIRO et al., 2002; BRANCALION et al., 2010). A trajetória sucessional de florestas secundárias é relativamente bem conhecida (LIEBSCH et al., 2007; LIEBSCH et al., 2008; LETCHER; CHAZDON 2009) e, pode-se dizer, previsível, pelo menos para alguns atributos das comunidades e processo ecológicos. No entanto, para ecossistemas restaurados por meio de intervenção humana, poucos elementos foram proporcionados pela ciência, até o momento, para a compreensão ou a predição de suas trajetórias sucessionais (SOUZA; BATISTA, 2004; McCLAIN et al., 2011). Algumas das grandes lacunas na ecologia da restauração estão relacionadas com a previsão das trajetórias que os ecossistemas restaurados irão seguir. Ainda não existe total compreensão se essas trajetórias conduzirão a atributos semelhantes aos dos ecossistemas naturais, se resultarão em comunidades floristicamente distintas dos ecossistemas naturais, mas com as mesmas funções ecológicas (HOBBS; NORTON, 2004; HOBBS et al., 2006; LUGO, 2010), ou ainda, se criarão outros estados alternativos estáveis, totalmente diferentes nos aspectos funcionais e estruturais (HOBBS et al., 2009)

Reconhecer quando um ecossistema restaurado requer intervenções no processo de restauração depende da capacidade de prever as trajetórias que os ecossistemas podem seguir

(SUDING; HOBBS, 2009; HOLL; AIDE, 2011) mediante as intervenções ou na ausência delas, para que não haja gasto desnecessário de trabalho, tempo e dinheiro (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005a; FLORENTINE, 2008). Três possíveis trajetórias para ecossistemas em restauração são descritos por Suding e Hobbs (2009): (1) Modelo gradual contínuo, descreve mudanças contínuas no ambiente e a trajetória sucessional segue para um ponto similar ao que era o ambiente antes do distúrbio; (2) Modelo estocástico, ocorre um alto desequilíbrio entre as variações no ecossistema e as mudanças no ambiente; e (3) Modelo com limiares, quando ocorrem mudanças abruptas causadas por pequenas mudanças nas condições ambientais.

Considerando um modelo gradual contínuo e utilizando-se de dados em cronosequência, é possível construir modelos preditivos para diversos atributos que se modificam na sucessão natural, como estrutura florestal, densidade de regenerantes, riqueza e biomassa (CHAZDON, 2003; CHAZDON, 2007; LETCHER; CHAZDON, 2009; MAZA-VILLALOBOS et al., 2011). Estudos em cronosequência, em sua maioria, têm sido realizados para modelar a sucessão natural de florestas secundárias (CHAZDON, 2003; CHAZDON, 2007; LIEBSCH et al., 2007, LIEBSCH et al., 2008; LETCHER; CHAZDON 2009; LEBRIJA-TREJOS et al., 2010; MAZA-VILLALOBOS et al., 2011), mas são poucos os estudos em áreas que foram restauradas por meio do plantio de mudas (SOUZA; BATISTA, 2004; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005b; MCCLAIN et al., 2011), que podem contribuir para a avaliação da eficácia desta técnica de restauração em desencadear os processos sucessionais.

Com o objetivo de conhecer a trajetória sucessional da comunidade vegetal de matas ciliares restauradas por meio de plantios mistos de espécies arbóreas, coletamos dados em cronosequência de 26 áreas reflorestadas com idades entre quatro e 53 anos, em regiões de Floresta Estacional Semidecidual - FES, na bacia do Rio Paraná. Buscamos, com este estudo: (a) construir modelos preditivos que melhor representem as alterações nos atributos da comunidade vegetal ao longo do tempo e, (b) a partir dos modelos mais robustos, estimar o tempo necessário para que os reflorestamentos alcancem os valores encontrados para cada atributo nas matas ciliares nativas dessa região ecológica (FES).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Entre as áreas de estudo descritas na Tabela 1 (Introdução geral, página 38), as 26 áreas restauradas, com idades entre 04 e 53 anos, foram utilizadas neste capítulo para a construção dos modelos e as 04 matas ciliares inseridas nos remanescentes florestais de

Floresta Estacional Semidecidual geraram os valores de referência (ver Capítulo 1) utilizados nas previsões de tempo necessário para igualar as matas nativas. As matas ciliares foram todas restauradas por meio de plantio de mudas de espécies arbóreas, com grande variação no número de espécies, espaçamento, técnicas de plantio e de manutenção.

2.2.Coleta de dados

Alocamos, ao longo de cada mata ciliar, dez parcelas de 20 x 5 m, sistematicamente distribuídas, com a borda maior paralela à margem, em diferentes distâncias do corpo d'água (entre zero e 50 m). Amostramos e identificamos todos os indivíduos lenhosos com altura igual ou superior a 0,5 m, os quais foram divididos em três classes de tamanho: Classe 1 – plantas com diâmetro à altura do peito (DAP) menor que 1 cm; Classe 2 – plantas com DAP maior ou igual a 1 cm e menor que 5 cm e Classe 3 - indivíduos com DAP maior ou igual a 5 cm. Para efeito de comparação entre as áreas de estudo, em alguns casos, reunimos as classes 1 e 2 em um grupo que denominamos ‘regenerantes’.

Registramos o número de lianas (cuja raiz principal estivesse dentro da parcela), de pteridófitas terrestres e o número de árvores com epífitas (número de forófitos) em cada parcela. Para obtenção da cobertura de copas utilizamos um densitômetro periscópico, tomando 20 pontos (um ponto a cada metro), sistematicamente distribuídos na linha central de cada parcela.

2.3.Identificação e classificação das espécies

A identificação das espécies foi feita em campo sempre que possível, coletando o material botânico, quando necessário, para confirmação posterior em herbário, com base na literatura ou com auxílio de especialistas. O material coletado foi depositado na coleção botânica da Floresta Estadual de Assis - SP. Classificamos as espécies, com base na literatura, pelos seguintes atributos: (a) síndrome de dispersão, em zoocórica, anemocórica e autocórica (YAMAMOTO et al., 2007; ALMEIDA-NETO et al., 2008); (b) ritmo de crescimento, em lento, moderado e rápido (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); (c) tolerância à sombra, em tolerante ou intolerante (CARVALHO, 2003; DURIGAN et al., 2004); (d) capacidade de fixar de nitrogênio (fixadora ou não fixadora; USDA, 2011); (e) status de ameaça, considerando-se ameaçada a espécie que constasse em pelo menos uma das seguintes listas: São Paulo (2004); Brasil (2008) e IUCN (2010). Para classificar as espécies pela sua distribuição natural, em rara ou comum, aplicamos os critérios propostos por Caiafa e Martins (2010).

2.4. Análise dos dados

A partir dos dados coletados, foram obtidas as variáveis utilizadas nas análises para representar os atributos das comunidades vegetais estudadas (Tabela 12).

Algumas variáveis exigiram cálculos adicionais para sua obtenção a partir dos dados de campo. A estimativa de biomassa seca total foi efetuada com base nas equações alométricas desenvolvidas por Brown et al. (1989). A riqueza total foi estimada por Jackknife (EFRON; TIBSHIRANI, 1993) e, para possibilitar comparações de riqueza entre as comunidades, utilizamos a riqueza rarefeita, conforme recomendado por Magurran (2004). Utilizamos a riqueza rarefeita para 100 indivíduos amostrados, conforme proposto por Durigan (2009), que bem representa a diversidade da comunidade arbórea.

Por apresentarem grande variação que é pouco explicada pela idade dos plantios, os indivíduos arbustivos e os indivíduos com DAP < 1 cm foram retirados das análises para a estimativa de riqueza total por Jackknife e de riqueza rarefeita.

Para todas as variáveis obtidas, analisamos a dispersão dos dados em busca de tendências utilizando o programa R. Por meio de análises de regressão, nas quais os atributos das comunidades foram tratados como variáveis resposta e o tempo (idade dos plantios) como variável preditora, gerando assim modelos lineares e logarítmicos, ajustando a curva de acordo com o melhor valor de r^2 (ZAR, 1999; LIEBSCH et al., 2008).

A partir desses modelos, geramos uma planilha de valores esperados para cada variável em cada idade (entre 4 e 30 anos), que podem servir como referência para monitoramento de projetos de restauração (Anexo 1). Adicionalmente, efetuamos análise preditiva de quantos anos serão necessários para que os plantios de restauração se equiparem aos fragmentos de matas ciliares nativas na região de estudo, utilizando como alvo a ser atingido ao longo da sucessão, o valor médio entre as quatro matas ciliares nativas amostradas, em cada um dos seus atributos de riqueza, grupos funcionais, estrutura, raridade ou status de ameaça.

Tabela 12. Variáveis representativas de atributos da comunidade vegetal, utilizadas para a modelagem das trajetórias de matas ciliares, com base em 26 plantios de restauração em região de Floresta Estacional Semidecidual.

	Variável	Unidade
Estrutura	Área basal total da comunidade (plantadas e regenerantes, DAP $\geq$ 5 cm)	m ² .ha ⁻¹
	Área basal de regenerantes (DAP $\geq$ 5 cm)*	m ² .ha ⁻¹
	Altura média das dez árvores mais altas	m
	Biomassa seca acima do solo (DAP $\geq$ 5 cm)	Mg.ha ⁻¹
	Cobertura do dossel	%
	Cobertura de gramíneas invasoras	%
	Densidade total no estrato arbóreo (DAP $\geq$ 5 cm)	ind.ha ⁻¹
	Densidade de regenerantes (três classes de tamanho)	ind.ha ⁻¹
	Densidade de pteridófitas terrestres	ind.ha ⁻¹
	Densidade de forófitos (árvores com pelo menos uma epífita)	ind.ha ⁻¹
	Densidade de trepadeiras	ind.ha ⁻¹
Riqueza	Riqueza de espécies arbóreas amostradas (plantadas + regenerantes)	nº de espécies
	Riqueza de espécies regenerantes	nº de espécies
	Riqueza de espécies imigrantes (não plantadas)*	nº de espécies
	Riqueza total estimada (Jackknife)	nº de espécies
	Riqueza de espécies nativas estimada (Jackknife)	nº de espécies
	Riqueza total rarefeita para 100 indivíduos (diversidade)	nº de espécies
	Riqueza de nativas rarefeita para 100 indivíduos (diversidade)	nº de espécies
Grupos funcionais, raridade ou ameaça	Proporção de espécies e indivíduos ameaçados de extinção	%
	Proporção de espécies e indivíduos de distribuição rara	%
	Proporção de espécies e indivíduos de dispersão zoocórica	%
	Proporção de espécies e indivíduos de crescimento lento	%
	Proporção de espécies e indivíduos tolerantes à sombra	%
	Proporção de espécies e indivíduos fixadores de nitrogênio	%
	Proporção de indivíduos pela origem das espécies (nativas ou não da Floresta Estacional Semidecidual)*	%

* Dados coletados somente nos plantios de mata ciliar e não nos fragmentos.

3. RESULTADOS

3.1. Panorama de riqueza e estrutura das florestas estudadas

No conjunto de todas as 30 áreas, amostramos 24.236 indivíduos, distribuídos em 364 espécies (Anexo 4), das quais 147 foram encontradas somente nos fragmentos de

vegetação nativa e 73 são exclusivas das áreas em restauração (Figura 9). Entre as 205 espécies plantadas, 55 (27%) não foram amostradas em regeneração e, destas, 23 são nativas. Entre as 268 espécies amostradas em regeneração, 118 não foram plantadas e, dentre estas, 12 são exóticas. Entre as 132 espécies nativas que foram plantadas, 109 (83%) foram amostradas em regeneração (Figura 9).

Os dados mais representativos de estrutura e riqueza das comunidades, discriminados por local de estudo, são apresentados no Anexo 5.

Figura 9. Distribuição do número de espécies, plantadas (espécies presentes no conjunto do plantio) ou não-plantadas, nativas (espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual) ou não-nativas, que deixam descendentes ou não nas áreas em restauração. O círculo azul representa as espécies plantadas e o círculo verde, todas as espécies nativas amostradas (nas florestas nativas utilizadas como referência ou nos plantios). A área retangular que se sobrepõe aos círculos engloba todas as espécies em regeneração natural (espécies que estão deixando descendentes no local).

3.2. Trajetórias da comunidade vegetal mediante cada um de seus atributos

Em geral, as variáveis agrupadas em densidade de regenerantes arbóreos, estrutura florestal, riqueza e proporções por grupo funcional, apresentaram tendência relacionada com a idade dos plantios (Tabela 13; Figura 10 aFigura 17). Entre as variáveis incluídas nas análises, algumas produziram modelos com coeficientes de determinação muito baixos e valor de $p > 0,05$. Para essas variáveis, não há uma trajetória previsível em função da idade. Entre estas estão: densidade do estrato superior com $DAP \geq 5$ cm (Figura 11.C), densidade de árvores

com epífitas (Figura 11.F), densidade de pteridófitas (Figura 11.H) e proporção de grupos funcionais pelas síndromes de dispersão (Figura 15. A e B). A riqueza rarefeita para 100 indivíduos (Figura 13) não apresentou alteração com o tempo, mantendo-se ao redor de um valor médio de 25 espécies ($CV = 29\%$). Esta variável, portanto, é independente da idade dos plantios. Na Tabela 13 são apresentados os modelos obtidos para as variáveis que seguem trajetórias previsíveis.

Os modelos que melhor representaram essa variação para cada uma das variáveis indicadas na Tabela 13 foram, em ordem decrescente de coeficiente de determinação: altura média das 10 árvores mais altas (Figura 10.C); densidade de regenerantes do estrato intermediário e superior juntos (classe 2 e 3), sem a inclusão das espécies arbustivas (Figura 11.E); riqueza de regenerantes de espécies nativas e exóticas do estrato superior (classe 3; Figura 12. A); proporção de indivíduos das espécies de crescimento lento (Figura 16.D).

Algumas variáveis apresentaram padrão decrescente com o tempo: cobertura do piso por gramíneas exóticas, proporção do número de árvores que foram plantadas na comunidade e que estão em regeneração em todos os estratos, proporção de espécies intolerantes à sombra e de crescimento rápido, proporção de espécies exóticas. Todas as demais variáveis apresentaram tendência de aumento com a idade dos plantios.

Para as variáveis representativas do número de espécies em regeneração natural, invariavelmente, os modelos de regressão linear foram mais robustos do que os modelos logarítmicos. Para todas as outras variáveis, as trajetórias foram melhor representadas pelos modelos logarítmicos.

Tabela 13. Equações para os modelos que melhor representam a trajetória de cada variável de riqueza, de estrutura florestal e de grupos funcionais; valores médios das quatro matas ciliares nativas e previsão do período de tempo (anos) necessário para as matas restauradas alcançarem o valor de referência (EP = erro-padrão).

	Variável (unidade)	Equação do modelo onde: x = idade (anos)	Média das referências ± EP	Tempo para atingir a referência (anos ± EP)
Estrutura Florestal	Densidade de regenerantes estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm)	y = 1558,1 ln(x) - 2661,8 r² = 0,60; p = 0,000003	3.498 ± 405	52,1 ± 11,9
	Densidade de Regenerantes estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm; s/arbustos)	y = 1309,1 ln(x) - 2207,1 r² = 0,62; p = 0,000002	3.988 ± 293	113,5 ± 22,8
	Densidade de Regenerantes Nativos estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm)	y = 1371,6 ln(x) - 2315,6 r² = 0,54; p = 0,000002	4.068 ± 328	82,7 ± 22,3
	Densidade de Regenerantes Nativos estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm; s/arbustos)	y = 1122,7 ln(x) - 1860,9 r² = 0,56; p = 0,000009	3.383 ± 339	106,7 ± 27,8
	Densidade de Regenerantes nativos (DAP ≥ 5 cm)	y = 243,59ln(x) - 432,99 r² = 0,46; p = 0,000009	1.203 + 88	824 + 249,8
	Área Basal (m² ha-1)	y = 17,395 ln(x) - 14,948 r² = 0,63; p = 0,000005	27,9 ± 5,0	11,7 ± 2,9
	Biomassa Total	y = 126,08ln(x) - 148,47 r² = 0,68; p = 0,000007	178,2 ± 46	13,3 ± 4,1
	Altura Média das 10 árvores mais altas	y = 6,7871 ln(x) - 1,2629 r² = 0,76; p = 0,000005	21 ± 1,7	26 ± 5,6
	Cobertura de Copas (%)	y = 14,529 ln(x) + 36,689 r² = 0,44; p = 0,0127	88,4 ± 1,3	35 ± 2,9
	Cobertura do piso por gramíneas	y = -27,84ln(x) + 98,024 r² = 0,32; p = 0,0227	0	33,3
Riqueza (n° de espécies)	Total	y = 20,194ln(x) - 2,1463 r² = 0,45; p = 0,0002	78 ± 6	53 ± 13
	Espécies Nativas	y = 14,928ln(x) + 3,7786 r² = 0,36; p = 0,0013	77 ± 6	137 ± 42
	Espécies Regenerantes estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm)	y = 1,0823x + 2,0155 r² = 0,65; p = 0,0000006	58,0 ± 7,4	51,6 ± 2,4
	Espécies Regenerantes Nativas estrato intermediário e superior (DAP≥1 cm)	y = 0,8776x + 2,901 r² = 0,58; p = 0,0000006	59 ± 7	64,3 ± 16,2
	Espécies Regenerantes do estrato superior (DAP≥5cm)	y = 0,6015x - 2,3284 r² = 0,72; p = 0,00000004	41 ± 2,4	70,4 ± 3,9
	Espécies Regenerantes Nativas do estrato superior (DAP≥5 cm)	y = 0,4944x - 1,8059 r² = 0,71; p = 0,00000007	41 ± 2,1	86,6 ± 4,3
	Proporção do n° de espécies plantadas na comunidade como um todo	y = -0,262ln(x) + 1,2242 r² = 0,50; p = 0,0013	-	-
	Riqueza total de regenerantes estimada por Jackknife	y = 34,278ln(x) - 39,209 r² = 0,59; p = 0,00003	101,6 ± 7	60,9 ± 11,2
	Riqueza total de regenerantes arbóreos estimada por Jackknife	y = 32,643ln(x) - 38,365 r² = 0,60; p = 0,00002	98,5 ± 6,4	66,1 ± 11,8
Grupo Funcional	Proporção de espécies tolerantes à sombra	y = 15,559ln(x) + 3,6212 r² = 0,45; p = 0,003	81,1 ± 3,1	118,7 ± 26,4
	Proporção de indivíduos tolerantes à sombra	y = 25,371ln(x) - 25,155 r² = 0,38; p = 0,0021	93,9 ± 1,4	109 ± 5,9
	Proporção de espécies com ritmo de crescimento lento	y = 10,117ln(x) - 5,2609 r² = 0,41; p = 0,0047	40,5 ± 3,2	91,7 ± 25
	Proporção de indivíduos com ritmo de crescimento lento	y = 0,6927x + 0,8543 r² = 0,49; p = 0,00008	68,6 ± 7,7	97,7 ± 11,1

3.3. Tempo estimado para igualar o ecossistema de referência

Algumas variáveis estruturais atingiram os valores de referência dos ecossistemas naturais dentro do período compreendido pela cronosequência dos plantios estudados. Em ordem crescente de tempo para igualar a mata nativa, estas variáveis foram: área basal (12 anos), biomassa acima do solo (13 anos), altura média das maiores árvores (26 anos), cobertura do solo por gramíneas (33 anos), cobertura de copas (35 anos), riqueza de espécies regenerantes no estrato intermediário e superior juntos (52 anos), densidade de plantas em regeneração (incluindo arbustos) com $DAP \geq 1$ cm (52 anos) e riqueza total, que inclui espécies plantadas, nativas e exóticas (53 anos; Tabela 13).

Considerando os grupos funcionais, os modelos representativos da evolução das comunidades pela proporção de espécies tolerantes à sombra e indivíduos de crescimento lento apresentaram os melhores valores de r^2 . A evolução da proporção de espécies ou indivíduos nesses grupos funcionais é melhor representada por modelos logarítmicos e a previsão é de que não atinjam os valores de referência antes dos 90 anos (Tabela 13).

3.4. Estrutura florestal e densidade

A área basal ($r^2 = 0,63$; Figura 10.A), a biomassa acima do solo ($r^2 = 0,68$; Figura 10.B) e a média das 10 árvores mais altas ($r^2 = 0,76$; Figura 10.C) evoluem com a idade dos plantios em tendência logarítmica, gerando modelos com bom poder preditivo (Tabela 13). Considerando-se todas as variáveis, estas três foram as que alcançaram a média dos ecossistemas de referência mais rapidamente, aos 12 anos para a área basal, 13 anos para a biomassa acima do solo e 26 anos para a média das 10 árvores mais altas (Tabela 13).

Apesar de não apresentarem ajustes de modelos tão precisos quanto as outras variáveis de estrutura florestal, a cobertura de copa ($r^2 = 0,44$; Figura 10.D) e a cobertura do solo por gramíneas exóticas invasoras ($r^2 = 0,32$) atingiram os valores de referência, aproximadamente, entre os 33 e 35 anos (Tabela 13).

Figura 10. Evolução estrutural da comunidade arbórea em matas ciliares em restauração em função da idade dos plantios. (A) área basal; (B) biomassa total (C) média de altura das 10 árvores mais altas e (D) cobertura de copas. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

A densidade de espécies arbóreas (nativas ou exóticas) em regeneração no estrato inferior e no estrato intermediário seguem trajetórias previsíveis ao longo do tempo. Para o estrato inferior a previsão de igualar a referência é de 32 anos ($r^2 = 0,27$; Figura 11.A). Para o estrato intermediário, que gerou um modelo melhor ajustado ($r^2 = 0,60$; Figura 11.B), são previstos 52 anos para igualar as matas ciliares nativas. Para o estrato superior, que inclui as árvores plantadas, a densidade ultrapassa os valores de referência ($1.212,5 \text{ indivíduos ha}^{-1}$) e não segue trajetória previsível com a idade dos plantios (Figura 11.C). Se computados somente os indivíduos regenerantes, para este estrato a evolução passa a ser previsível e melhor representada por modelo linear ($r^2 = 0,57$) prevendo-se 68 anos para atingir o valor de referência (Figura 11.D).

A evolução da densidade das comunidades em restauração torna-se mais previsível quando se consideram todas as espécies (nativas ou exóticas) e se excluem da análise as árvores plantadas, os arbustos e os regenerantes com $\text{DAP} < 1 \text{ cm}$. O modelo que melhor representa a trajetória dessa variável é logarítmico ($r^2 = 0,62$), e o tempo estimado para igualar a densidade das matas nativas é de 114 anos (Tabela 13; Figura 11E).

Além de não apresentarem uma trajetória previsível ao longo do tempo, os valores de densidade de trepadeiras, pteridófitas e de árvores com epífitas estão muito abaixo da média das matas nativas (Figura 11. F, G e H).

Figura 11. Densidade de indivíduos nos diferentes estratos da comunidade arbórea e formas de vida não arbóreas em matas ciliares em restauração em função da idade dos plantios. (A) densidade total no estrato inferior (DAP < 1cm); (B) densidade total no estrato intermediário (DAP entre 1 e 5 cm); (C) densidade total no estrato superior (DAP ≥ 5 cm); (D) densidade de regenerantes no estrato superior; (E) densidade no estrato intermediário e superior sem os arbustos; (F) densidade de árvores com epífitas, (G) densidade de trepadeiras e (H) densidade de pteridófitas. A linha pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

3.5.Riqueza

A riqueza total amostrada, com espécies nativas e exóticas, plantadas ou não, aumentou com a idade dos plantios, indo de 18 espécies aos quatro anos até 100 espécies aos 53 anos, valor final que ultrapassa a média das matas ciliares nativas (78 espécies). Coincidentemente, o modelo logarítmico estima que a riqueza total (espécies exóticas e nativas) atinge o valor da referência aos 53 anos (Tabela 13). Modelos lineares foram construídos para a riqueza dos indivíduos regenerantes com DAP acima de 1 cm ($r^2 = 0,65$) e a riqueza de regenerantes nativas com DAP ≥ 1 cm ($r^2 = 0,58$), que atingem os valores de referência aos 52 e 64 anos, respectivamente (Tabela 13). No entanto, do ponto de vista da restauração ecológica, em que o que se busca é a restauração da diversidade local, ou seja, sem espécies exóticas, esse tempo aumenta para 137 anos (Tabela 13).

Entre todas as variáveis de riqueza, o número total (nativas ou não) de espécies amostradas em regeneração no estrato superior (DAP ≥ 5 cm) e o número de espécies nativas amostradas em regeneração no estrato superior produziram os melhores modelos lineares de trajetória ao longo do tempo, com valores de r^2 de 0,72 e 0,71, respectivamente, (Figura 12. A e B). Para esses dois valores de riqueza, os modelos lineares apresentaram melhores ajustes do que os modelos logarítmicos. Mantendo-se a tendência de evolução linear com o tempo, prevê-se que ambas as variáveis atinjam os valores das matas de referência (41 espécies em 1.000 m²) antes dos 90 anos.

Comparando-se os modelos de riqueza total de espécies com os modelos de riqueza de espécies nativas da FES, para cada estrato, a riqueza exclusivamente de espécies nativas apresenta piores relações com a idade dos plantios para todas as variáveis (exemplos na Tabela 13, Figura 12, Figura 13 e Figura 14).

Figura 12. Modelos lineares representativos das trajetórias das variáveis relativas à riqueza de espécies em regeneração em área de 1.000 m², em função da idade dos plantios de mata ciliar: (A) riqueza total (nativas ou exóticas) amostrada no estrato superior (DAP > 5 cm) e (B) riqueza de espécies nativas amostradas no estrato superior (DAP > 5 cm). A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

A riqueza de espécies rarefeita para 100 indivíduos não apresenta relação aparente com a idade dos plantios (Figura 13.A e B). Independentemente da idade, os valores giram em torno da média de 20 espécies e em apenas uma área restaurada a riqueza rarefeita ultrapassou a média das matas ciliares nativas (32 espécies).

Figura 13. Riqueza de espécies rarefeita para 100 indivíduos, em matas ciliares em restauração. (A) número total de espécies arbóreas (nativas ou não) a cada 100 indivíduos amostrados; (B) número de espécies arbóreas nativas a cada 100 indivíduos amostrados. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

A evolução da riqueza total estimada por Jackknife com o tempo é melhor representada por modelos logarítmicos, com $r^2 = 0,59$ quando se incluem todas as espécies amostradas e $r^2 = 0,60$ quando se excluem os arbustos. O tempo previsto para alcançar os valores de referência é de 61 anos para todas as espécies (102 espécies) e 66 anos excluindo os arbustos (99 espécies) (Tabela 13; Figura 14).

Figura 14. Riqueza total estimada por Jackknife para os 26 plantios de matas ciliares de diferentes idades. (A) riqueza estimada para todas as espécies (arbóreas + arbustivas) em regeneração natural e (B) riqueza estimada de espécies arbóreas. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

3.6. Classificação funcional, distribuição natural e ameaça de extinção

As variáveis relativas à proporção de espécies por síndrome de dispersão, capacidade de fixar nitrogênio, raridade e grau de ameaça não apresentaram trajetórias previsíveis com a idade dos reflorestamentos. No entanto, essas quatro variáveis apresentaram, no intervalo de tempo estudado, valores próximos ou superiores à média dos ecossistemas de referência, pelo menos para algumas áreas. A proporção de espécies zoocóricas variou entre 41% e 82%, enquanto a média das matas nativas foi de 67% (Figura 15. A). A proporção de espécies fixadoras de nitrogênio variou entre 3% e 17% nos plantios, ultrapassando, algumas vezes, o valor médio de 11% das florestas nativas (Figura 15. C). A proporção de indivíduos para essas duas variáveis foi muito variável entre áreas e em mais de 60% das comunidades em restauração foi superior à das matas nativas (Figura 15. B e D).

Figura 15. Proporção de riqueza e de densidade de grupos funcionais em reflorestamentos de mata ciliar com diferentes idades. (A) proporção de espécies zoocóricas; (B) proporção de indivíduos zoocóricos (C) proporção de espécies fixadoras de nitrogênio e (D) proporção de indivíduos fixadores de nitrogênio. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

As proporções de espécies e indivíduos tolerantes à sombra (Figura 16. A e B) e de crescimento lento (Figura 16. C e D) seguem trajetórias previsíveis com a idade dos plantios. Nenhum dos dois grupos funcionais alcançou os valores de referência dentro do período de

tempo estudado. O tempo estimado para igualar as matas nativas é de 109 anos para espécies e 119 anos para indivíduos tolerantes à sombra, e de 92 anos para espécies e 98 anos para indivíduos de crescimento lento (Tabela 13).

Figura 16. Evolução na proporção de riqueza e de densidade de grupos funcionais com a idade dos reflorestamentos de mata ciliar. (A) proporção de espécies tolerantes à sombra; (B) proporção de indivíduos tolerantes à sombra (C) proporção de espécies de crescimento lento e (D) proporção de indivíduos de crescimento lento. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

As proporções de espécies classificadas como raras e de indivíduos dessas espécies não mostram aumento e nem redução com o tempo, com mais de 75% das áreas abaixo do observado nas matas ciliares nativas (Figura 17. A e B). As proporções de espécies e de indivíduos ameaçados de extinção (Figura 17. C e D) ultrapassaram as proporções em que ocorrem nas matas nativas em boa parte das áreas em restauração, mas não apresentam evolução previsível com a idade dos plantios.

Figura 17. Proporção de riqueza e de densidade de espécies raras ou ameaçadas de extinção em reflorestamentos de mata ciliar com diferentes idades. (A) proporção de espécies raras; (B) proporção de indivíduos pertencentes a espécies raras (C) proporção de espécies ameaçadas de extinção e (D) proporção de indivíduos pertencentes a espécies ameaçadas de extinção. A linha horizontal pontilhada representa a média das matas ciliares nativas da região.

4. DISCUSSÃO

Os plantios apresentaram alta densidade no estrato superior, mesmo os mais jovens, fato resultante da alta densidade dos plantios, com média de 1.800 indivíduos ha^{-1} , ultrapassando consideravelmente a densidade média das florestas nativas, que foi de 1.212 indivíduos ha^{-1} . Em geral, estudos mostram que a densidade de indivíduos aumenta rapidamente durante a sucessão secundária em áreas abandonadas (AIDE et al., 2000, LIEBSCH et al., 2007). As áreas restauradas, por apresentarem alta densidade no momento do plantio, ultrapassam os valores de densidade de espécies arbóreas das florestas maduras (PARROTTA; KNOWLES, 1999; SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007). Espera-se que, com o tempo, a competição inter e intra-específica faça com que a densidade de árvores diminua e se equipare à das florestas nativas da região.

A alta densidade no estrato arbóreo contribui para os elevados valores de área basal e biomassa, que superam as florestas nativas por volta dos 12 anos para a área basal e 13 anos para a biomassa. No entanto, mesmo em plantios com baixa densidade, a área basal e a biomassa superam em muito as matas nativas, o que é surpreendente mediante as teorias que tratam de fatores limitantes e da capacidade de suporte do meio (SCHULZE et al., 2005). Valores de área basal nas áreas restauradas superiores aos ecossistemas de referência já haviam sido observados na região deste estudo por Souza e Batista (2004) e Melo e Durigan (2007).

Outros estudos têm demonstrado que a biomassa acima do solo evolui de modo semelhante à área basal, apresentando rápido aumento com o tempo. Os valores das florestas maduras podem ser atingidos rapidamente, tanto em áreas reflorestadas (MELO; DURIGAN, 2006 – 15 anos) como em áreas de regeneração natural (LETCHER; e CHAZDON, 2009 – 21 e 30 anos). Esses resultados indicam processos acelerados de fixação do carbono atmosférico (BROWN, 1982; MELO; DURIGAN, 2006) e um estoque superior, nas áreas restauradas, ao das florestas nativas. Melo e Durigan (2006) consideram que essa pode ser uma condição transitória e que esses valores devem diminuir com o passar do tempo, até equiparar-se com as florestas nativas da região. De fato, no reflorestamento de idade mais avançada, com 53 anos, a área basal se assemelha à das matas nativas. Se, a partir de um limiar de biomassa, ocorrer aumento da mortalidade das árvores grandes pela competição, haverá um balanço negativo de carbono por um período de duração imprevisível, até que a biomassa diminua para um patamar de equilíbrio semelhante ao das matas nativas.

A densidade de arbustos e a densidade de indivíduos com $DAP \leq 1$ cm sofreram ampla variação, que é pouco explicada pela idade, de modo que a inclusão desses indivíduos reduz o poder preditivo dos modelos. A ampla variação entre áreas neste estrato é explicada pela dominância no subosque por algumas espécies, destacando-se *Acacia tenuifolia*, que é originária de florestas estacionais decíduais do planalto central do Brasil e *Acacia polyphylla*, que é nativa da região de estudo (FES). Essa monodominância pode causar problemas na dinâmica das comunidades em restauração, pois essas espécies funcionariam como um filtro natural, dificultando que outras espécies se estabeleçam no local (SUDING; e HOBBS, 2009). Comunidades em restauração com esse tipo de desequilíbrio podem perder diversidade ao longo do tempo e intervenções de manejo adaptativo podem ser necessárias (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005b).

Apesar de alguns autores sugerirem que a formação de um dossel diversificado cria diferentes microsítios de regeneração, onde outras formas de vida como trepadeiras e epífitas

podem se estabelecer (SIQUEIRA-FILHO; TABARELLI, 2006; BRANCALION et al., 2009), nossos dados mostram que mesmo com a estruturação rápida do dossel, a recuperação da abundância de epífitas, pteridófitas e lianas é geralmente lenta. Para epífitas e pteridófitas, em boa parte das áreas de estudo, nenhum indivíduo desses grupos de plantas foi amostrado. Houve grande variação dessas formas de vida entre as florestas em restauração, mas essa variação não é explicada pela idade dos plantios. Outros fatores, como a distância de fontes de sementes ou microclima, podem influenciar essas variáveis ou essas variações são simplesmente aleatórias.

O tempo estimado para igualar a cobertura de copas na cronosequência, que foi objeto deste estudo (35 anos), foi superior ao estimado por Melo e Durigan (2007). Quantificando a cobertura de copas individuais pelo método de linhas, esses autores estimaram que em nove anos os plantios igualam a floresta nativa. A tomada de cobertura pelo densitômetro vertical, adotada no presente estudo, é mais precisa e mais fiel à entrada efetiva de luz no subosque. Ao desconsiderar a porosidade das copas e ao somar a projeção de copas sobrepostas, o método de linhas resulta em valores superiores a 100%, que pode mascarar a existência de porções de terreno expostos à luz direta. No entanto, a medição de cobertura pelo densitômetro não é aplicável a plantios novos, uma vez que é tomada à altura do olho do observador.

Na sua maioria, os estudos de sucessão florestal mostram que as variáveis de estrutura florestal são as que atingem os valores de referência mais rapidamente (AIDE et al., 2000; RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005b; MELO; DURIGAN, 2006; SOUZA; BATISTA, 2004; LETCHER; CHAZDON, 2009). A recuperação da estrutura é fundamental, já que essas mudanças proporcionam um ambiente mais favorável para a colonização de novas espécies (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005b; ENGEL; PARROTTA, 2008), aumentando especialmente a disponibilidade de habitats para a fauna local dispersora de sementes (TABARELLI; PERES, 2002; KAGEYAMA et al., 2003). Além disso, a rápida evolução estrutural se traduz em rápida fixação de carbono atmosférico na biomassa das plantas (MELO; DURIGAN, 2006).

Semelhante aos estudos de florestas secundárias em cronosequência, de LIEBSCH et al. (2008) na Mata Atlântica e de Maza-Villalobos et al. (2011) em Floresta Seca no México, os melhores modelos para representar a trajetória das variáveis estruturais das comunidades em restauração foram logarítmicos. Porém, para as variáveis de riqueza, dentro do intervalo de idades amostrado (de 4 até 53 anos), os modelos de regressão linear apresentaram melhor ajuste ao conjunto de dados. A explicação mais plausível para esse resultado seria de que, diferente da estrutura, que evolui rapidamente nos primeiros anos e mais lentamente com o

aumento da competição, o aumento da riqueza é muito lento inicialmente e tende a aumentar à medida que o dossel se fecha, criando condições para a regeneração natural de espécies tardias da sucessão. Então, até os 53 anos, a riqueza de espécies nativas ainda não atingiu um patamar de estabilização, ou seja, a inflexão das curvas de aumento de riqueza deve acontecer em idades mais avançadas.

O nível de riqueza das florestas nativas foi alcançado aos 53 anos apenas para a riqueza total de espécies (considerando nativas e exóticas). São contabilizadas, portanto, espécies que não estão reconstruindo a flora regional, fato que não é considerado como um dos objetivos da restauração, segundo os princípios da SER (2004). Além disso, esta variável inclui espécies plantadas e regenerantes, mesmo que algumas das espécies plantadas não estejam deixando descendentes, ou seja, são transitórias na comunidade. Analisando a recuperação de riqueza ao longo da sucessão secundária em florestas úmidas da Costa Rica, LETCHER; CHAZDON (2009), com base em 23 áreas entre 10 e 42 anos, estimaram que a riqueza alcança os valores de referência entre os 30 e 44 anos.

Em geral, os modelos de riqueza obtidos com o conjunto total de espécies apresentam maior poder preditivo do que a curva construída somente com as espécies nativas. Aparentemente, há um padrão no nível de riqueza das comunidades que independe se as espécies são exóticas ou nativas, onde a estrutura e a diversidade funcional da comunidade seguem trajetórias previsíveis, mas o mesmo não ocorre com a composição de espécies (NAEEM, 2006; WRIGHT et al., 2009). Se isso for verdadeiro, as espécies exóticas estariam ocupando nichos que deveriam ser ocupados por espécies nativas que acabam não ingressando nas comunidades em processo de restauração.

Hobbs et al. (2006) consideram que a extinção de espécies, o cultivo de grandes áreas em monocultura, a remoção da camada original do solo ou a poluição estão originando “neoecossistemas”, com um conjunto de espécies diferente do ecossistema original. Com base no que se verificou no presente estudo, a essas causas mencionadas por Hobbs et al. (2006), pode ser acrescentada a introdução de espécies não nativas por meio de plantios de restauração.

Para os reflorestamentos estudados e os fragmentos utilizados como referência, parece que, independentemente das técnicas de plantio a restauração está atendendo ao esperado quanto às proporções de espécies zoocóricas, espécies fixadoras de nitrogênio e espécies ameaçadas de extinção, já que todas essas variáveis atingem os valores de referência em um curto espaço de tempo. A alta proporção observada de espécies zoocóricas em regeneração, mesmo em plantios jovens, segue o padrão esperado para florestas tropicais

(JORDANO, 2000; ALMEIDA-NETO et al., 2008). Diferente do observado por Sansevero et al. (2011) em reflorestamentos em região de Floresta Ombrófila Densa, nas áreas que foram objeto deste estudo foi igualmente elevada a proporção de indivíduos de dispersão zoocórica, indicando que a fauna dispersora está frequentando as áreas restauradas. A tendência de evolução temporal na proporção de zoocoria observada por Liebsch et al. (2008), em áreas abandonadas de Floresta Ombrófila Densa, mostra que seriam necessários 65 anos para que as áreas em regeneração natural equiparem as florestas maduras naquela região. A elevada proporção de zoocoria observada neste estudo, superior à das matas ciliares nativas desde os plantios mais jovens, indica que a dispersão zoocórica tem sido relativamente mais eficaz do que as estratégias de dispersão abiótica.

A proporção de espécies raras registradas nas matas nativas enquadra-se na faixa de 30 a 40% mencionada por Lepsch-Cunha et al. (2001). Nas áreas restauradas, essas proporções não mostram tendência de evolução com o tempo e nem atingem a média das matas nativas, com raras exceções. Os plantios de restauração na região de estudo estão contribuindo, em parte, para a conservação de espécies raras, aspecto este relevante na avaliação do sucesso da restauração (BREWER; MENZEL, 2009).

As proporções de espécies e indivíduos tolerantes à sombra e de crescimento lento evoluem de maneira previsível com o tempo, conforme observado por Liebsch et al. (2008) em sucessão secundária de Floresta Ombrófila Densa. Mas, o período de 53 anos não foi suficiente para igualar as proporções das florestas nativas. Tudo indica que essas proporções são definidas pelos filtros bióticos e abióticos atuantes no ecossistema, como a competição e a disponibilidade de luz, que demandam tempo longo para igualarem as condições das florestas nativas maduras.

5. CONCLUSÕES

As trajetórias sucessionais que as comunidades vegetais em restauração seguem ao longo do tempo variam entre os diferentes atributos e a sua previsibilidade em função da idade é, também, variável. No entanto, para a maioria dos atributos, a idade explica mais do que 50% na variação nos dados. Isto significa que, com o tempo, todas as florestas em restauração, apesar das diferenças nas espécies, técnicas de plantio e tratos culturais utilizados, tendem a seguir uma trajetória semelhante para a estrutura, o nível de riqueza de espécies e a proporção entre espécies por alguns de seus atributos funcionais.

As variáveis estruturais do estrato arbóreo são as que evoluem mais rapidamente, podendo atingir os valores do ecossistema de referência em menos de três décadas. Porém, a área basal e a biomassa dos plantios ultrapassa em muito as florestas nativas e este pode ser um resultado indesejável. A densidade de plantas nativas em regeneração está muito aquém dos valores de referência para o conjunto de plantas com $DAP \geq 1$ cm e $DAP \geq 5$ cm e isto pode ser resultado da densidade e biomassa muito elevadas, que podem resultar em inibição do recrutamento de plantas em regeneração. Entre as variáveis estruturais, a evolução de área basal, biomassa e densidade do estrato arbóreo devem ser vistas em conjunto como indicadores de evolução do ecossistema em restauração.

A comunidade de espécies arbóreas em regeneração com $DAP \geq 1$ cm é a que melhor representa a evolução da riqueza e da densidade com o tempo. A abundância de espécies arbustivas é muito variável entre os reflorestamentos e não é explicada, em boa parte, pela idade dos plantios, o que diminui a precisão dos modelos preditivos quando tais espécies são incluídas na análise.

Utilizar o número total de espécies para a construção dos modelos gera modelos mais robustos do que utilizar somente as espécies nativas da região. No entanto, essas espécies exóticas não são alvo da restauração. A riqueza total estimada por Jackknife é a variável que melhor representa a riqueza da comunidade para a construção dos modelos preditivos. Essa estimativa apresenta a vantagem de eliminar diferenças resultantes das variações na densidade de plantio, área amostral ou número de indivíduos amostrados. Porém, há uma ressalva para a aplicabilidade de variáveis de riqueza como indicadores de sucesso de plantios de restauração, uma vez que dependem da correta identificação das espécies.

A riqueza de espécies rarefeita para 100 indivíduos fornece uma indicação objetiva de diversidade da comunidade arbórea, podendo ser um bom indicador de baixa riqueza ou monodominância e, portanto, conduzir para ações de manejo como o desbaste ou enriquecimento. No entanto, uma vez que não se altera com a idade, esta variável não representa estágio de evolução temporal do ecossistema em restauração.

Embora as comunidades em restauração estejam estruturalmente semelhantes às florestas nativas, o modelo de plantio de restauração com alta diversidade de árvores não está sendo capaz de abrigar formas de vida não arbóreas, como as epífitas, pteridófitas e trepadeiras. Estudos são necessários para esclarecer se a ausência dessas formas de vida se deve simplesmente a barreiras que impedem a chegada de propágulos ou a filtros abióticos que impedem o estabelecimento das espécies. Tanto pela sua imprevisibilidade, como pela grande variação entre áreas sem que se possam compreender os fatores que as influenciam, a

presença ou abundância de outras formas de vida que não árvores (arbustos, pteridófitas, epífitas, lianas) não são recomendadas como indicadores de evolução dos ecossistemas em restauração.

Para alguns grupos funcionais (espécies zoocóricas e fixadoras de nitrogênio) ou para espécies ameaçadas de extinção o plantio de mudas pode restabelecer a proporção e a abundância encontradas nas florestas nativas. Porém, para outros grupos funcionais, como de espécies tolerantes à sombra ou de crescimento lento, o restabelecimento das proporções depende de processos de regulação da própria comunidade (facilitação e competição), e da imigração de espécies de áreas naturais remanescentes (dispersão). Tais processos se restabelecem ao longo do tempo e conduzem gradativamente as florestas plantadas para os padrões funcionais das florestas nativas.

Dentro do grande conjunto de variáveis analisadas, consideramos que a comunidade em regeneração natural, se avaliada pela densidade e riqueza de plantas arbóreas nativas com $DAP \geq 1$ cm, pode representar os processos ecológicos e o status das florestas restauradas mediante o esperado ao longo do tempo. É neste estrato que se assegura a persistência das espécies introduzidas pelo plantio e a imigração de novas espécies pela ação de agentes dispersores, garantindo a autossustentabilidade do ecossistema.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.

ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v.17, p.503-513, 2008.

BRANCALION, P. H. S.; GABRIEL, V. A.; GÓMEZ, J. M. Do terrestrial tank bromeliads in Brazil create safe sites for pal establishment or act as natural traps for its dispersed seeds? **Biotropica**, v.41, n.1, p.3-6, 2009.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Legal instruments

can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente – MMA e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis - IBAMA. 2008. **Instrução Normativa Nº06**, de 23 de setembro de 2008.

BREWER, J. S.; MENZEL, T. A method for evaluating outcomes of restoration when no reference sites exist. **Restoration Ecology**, v.17, n.1, p.4-11, 2009.

BROWN, S.; LUGO, A. E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, v.14, p.161-187, 1982.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v.35, p.881-902, 1989.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversidade e Conservação**, v.19, p.2597–2618, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. 2003.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Ed.). **A bacia do rio Tibagi. Londrina-PR**. 2002, p.213-224.

CHAZDON, R. L. Tropical Forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. *Perspect.* **Plant Ecology**, v.6, p.51–71, 2003.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philos. Trans. R. Soc.**, v.326, p.273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands, **Science**, v.320, p.1458-1460, 2008.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Exotic tree plantation and the regeneration of natural forest in Kibale National Park, Uganda. **Biological Conservation**, v.76, p.1301-1311, 1996.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; CONTIERI, W. A. A flora arbusto-arbustiva do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Ed.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil / Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p.199-239.

DURIGAN, G. Estrutura e diversidade de Comunidades florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. Editora UFV: Viçosa, 2009, p.185-215

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An Introduction to the Bootstrap**, Chapman & Hall. Washington DC, USA, 1993.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.01-26.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands- Do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v.12, p.85-94, 2004.

FLORENTINE, S. K. Species persistence and natural recruitment after 14 years in a restoration planting on ex-rainforest land in north-east Queensland. **Ecological Management & Restoration**, v.9, n.3, p.217-221, 2008.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Copyright, Island Press, 2004, p.72-95.

HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecol. Biogeogr.**, v.15, p.1-7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, n.11, p.599-605, 2009.

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

IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2010. **IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2010.4. [data de acesso: 27 de outubro de 2010]. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. **Commonwealth Agricultural Bureau International**, Wallingford, UK. 2000, p.125-166.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e a restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.27-48.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PEREZ-GARCIA, A.; MEAVE, J. A.; BONGERS, F. E.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, v.91, p.386-398, 2010.

LEPSCH-CUNHA, N.; GASCON, C.; KAGEYAMA, P. The genetic of rare tropical forests: implications for conservation of a demographically heterogeneous group. In: BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. (Ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, New Haven & London., 2001, p.79-95.

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.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. C.; 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, p.1717-1725, 2008.

LUGO, A. E. Comparison of tropical tree plantations with secondary forest of similar age. **Ecological Monographs**, v.62, p.1-41, 1992.

LUGO, A. E. Let's not forget the biodiversity of the cities. **Biotropical**, v.42, n.5, p.576-577, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltda. United Kingdom, 2004. 215p.

MAZA-VILLALOBOS, S.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. **Biotropica**, v.2011, p.1-10, 2011.

MCCLAIN, C. D.; HOLL, K. D.; WOOD, D. M. Successional models as guides for restoration of riparian forest understory. **Restoration Ecology**, v.19, n.2, p.280-289, 2011.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.71, p.149-154, 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, v.7, p.101-111, 2007.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**, Washington: Island Press. 2006, p. 210-237.

PARROTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE, JR. J. M. Development of floristic diversity in 10 year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.99, p.21-42, 1997.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, v.7, p.103-116, 1999.

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

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v.218, p.159-173, 2005b.

SANSEVERO J. B. B.; PRIETO, P. V.; DE MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, J. F. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v.19, p.379-389, 2011.

SÃO PAULO – Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Resolução SMA 48** de 21/09/2004.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration (Version 2)**. 2004.

SIQUEIRA-FILHO, J. A.; TABARELLI, M. Bromeliad species from the Atlantic forest of north-east Brazil: losses of critical populations of endemic species. **Oryx: Journal of Fauna and Flora International**, v.40, n.2, p.218-224, 2006.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS R. J.; SUDING, K. N. **New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration**. Copyright, Island Press, 2009, p.3-21.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v.106, p.165-176, 2002.

USDA, ARS, National Genetic Resources Program. **Germplasm Resources Information Network - (GRIN)** [Online Database]. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland. [data de acesso: 11 de maio de 2011]. Disponível em: <<http://www.ars-grin.gov/~sbmljw/cgi-bin/taxnodul.pl?language=en>>.

WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J. M.; ENGELHARDT, K.; JACKSON, L.; BERNHARDT, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S.; BUNKER, D. E.; HECTOR, A.; LOREAU, M.;

PERRINGS, C. **Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeig.** Oxford University Press, 2009, p.167-177.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta bot. bras.**, v.21, n.3, p.553-573, 2007.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** Prentice-Hall, New Jersey, 1999.

CAPÍTULO 3:

FATORES QUE INFLUENCIAM O SUCESSO DA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES EM REGIÃO DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Resumo – Identificar os fatores que conduzem ao sucesso ou fracasso de projetos de restauração tem sido um desafio, diante do amplo espectro de fatores bióticos e abióticos que podem influenciar as trajetórias dos ecossistemas em, além da simples passagem do tempo. A partir da cronosequência com 26 plantios de restauração de mata ciliar em região de Floresta Estacional Semidecidual, analisamos os fatores ecológicos e os relativos às técnicas de plantio e manutenção que poderiam influenciar a evolução dos ecossistemas. Com base na avaliação prévia das trajetórias das variáveis da comunidade vegetal ao longo do tempo, selecionamos as que se mostraram como os melhores indicadores de qualidade dos ecossistemas restaurados: riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm; riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm; riqueza de espécies arbóreas estimada por Jackknife ($DAP \geq 1$ cm); densidade de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm; área basal ($DAP \geq 5$ cm) e a altura média das dez maiores árvores. Para eliminar a forte influência da idade na evolução das comunidades, os dados de cada variável em cada local foram convertidos em um “índice de sucesso”, obtido pela razão entre o valor observado e o valor esperado para a idade do plantio, com base nos modelos desenvolvidos no capítulo 2. A textura do solo (proporção de partículas finas, que significa maior capacidade de água disponível) influenciou positivamente a biomassa arbórea. A fertilidade do solo influenciou positivamente a riqueza e a densidade de regenerantes e, também, a altura das maiores árvores. A densidade de plantio influenciou negativamente o crescimento das árvores em altura. A proximidade de fragmento natural influenciou positivamente a riqueza de espécies em regeneração, particularmente para a classe de maior tamanho e até a distância aproximada de 1.500 m. O controle químico da mato-competição nas entrelinhas resultou em maior riqueza de espécies em regeneração. Os demais fatores analisados não exerceram influência sobre a qualidade dos ecossistemas restaurados em termos de biomassa arbórea, riqueza e densidade de plantas em regeneração. Entre esses fatores estão as dimensões da área restaurada ou do fragmento-fonte, o número de espécies plantadas e o regime de chuvas, além de fatores relacionados às técnicas de plantio (preparo do solo e irrigação). Dentro de uma região ecológica em que as variações climáticas não são amplas, a capacidade de água disponível no solo é mais importante na construção da comunidade vegetal do que o volume de chuva que cai. A influência relativamente fraca dos modelos ou técnicas de plantio e manutenção sobre as comunidades arbóreas no conjunto de

dados que foi objeto deste estudo mostra que as trajetórias dos ecossistemas restaurados são dirigidas principalmente pelos fatores naturais relativos às propriedades do solo e proximidade de fontes de propágulos.

Palavras-chave: índice de sucesso, fatores abióticos, fatores bióticos, conectividade, gramíneas invasoras.

1. INTRODUÇÃO

Tentativas de aumentar as áreas antes ocupadas por florestas tropicais por meio de técnicas de restauração ecológica para proteger e conectar os remanescentes de fragmentos florestais tem aumentado nos últimos anos. Atualmente, estudos afirmam que os plantios de restauração aceleram o processo de sucessão natural em relação ao simples abandono das áreas (BARBOSA et al., 2007; BUTLER et al., 2007; KAGEYAMA et al., 2008; LAMB, 1998, RODRIGUES et al., 2011; SOUZA; BATISTA, 2004; MELO; DURIGAN, 2007). Mas, tais projetos exigem altos investimentos de recursos financeiros, tempo e esforços (FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004), de modo que exigências mínimas de qualidade são cobradas atualmente. Assim, os investimentos de recursos públicos ou mesmo privados só são justificáveis se a atividade de restauração realmente trouxer os resultados esperados (TABARELLI et al., 2008), que variam de acordo com os objetivos e os limites de cada projeto (PARKYN et al., 2010). Muitas vezes, diante de fracassos consecutivos, tentativas de restauração são realizadas mais de uma vez em uma mesma área (BRANCALION et al., 2010), encarecendo ainda mais os custos.

Em geral, os órgãos governamentais brasileiros não proporcionam meios para facilitar a restauração, de modo que os custos acabam sendo de total responsabilidade dos proprietários de terra, apesar do Art. 18 do Código Florestal Brasileiro, que esteve vigente desde 1965 até maio de 2012, determinar que a restauração de florestas em áreas de preservação permanente deveria ser custeada pelo Estado (DURIGAN; MELO, 2011). A otimização dos recursos envolvidos na restauração depende, essencialmente, de que se identifiquem os fatores que podem conduzir ao sucesso ou ao fracasso, para que as técnicas de plantio e manejo possam potencializar os fatores positivos e minimizar os negativos.

Os raros estudos que analisam a trajetória de ecossistemas em restauração tratam de descrever a evolução das comunidades vegetais ao longo do tempo (AIDE et al., 2000; CHAZDON et al., 2007; LEBRIJA-TREJOS, 2010; LETCHER; CHAZDON, 2009; LIEBSCH et al., 2007; LIEBSCH et al., 2008), mas raramente tais estudos identificam os fatores que conduzem ao sucesso ou ao fracasso das iniciativas ou sugerem técnicas de plantio ou manejo para que as áreas restauradas atinjam seus objetivos. Em um desses raros estudos no Brasil, Souza e Batista (2004), analisando a regeneração natural sob plantios de mata ciliar em diferentes idades na mesma região deste estudo, observaram que havia poucas espécies e baixa densidade de plantas em regeneração sob as árvores plantadas. Associaram este resultado à persistência de gramíneas invasoras e sugeriram intervenção visando o controle dessas espécies. A inexistência de fontes de propágulos foi um fator adicional apontado por

Tabarelli et al. (2008). Para esses autores, não importa se o plantio com espécies pioneiras cobre rapidamente a área e elimina as espécies invasoras exóticas, se a paisagem e a resiliência da região são severamente comprometidas pelo longo histórico de degradação. Para Barbosa et al. (2003), com base na observação em campo de quase uma centena de áreas restauradas, foi considerado que a baixa diversidade de espécies e a elevada proporção de pioneiras nos plantios conduzem ao fracasso das iniciativas. Esses autores, porém, não utilizaram métodos científicos e nem indicadores ecológicos para esta análise.

Oliveira e Engel (2011), em ampla revisão nos principais periódicos científicos na área da restauração de ecossistemas e de ecologia, entre 1980 e 2008, mostraram que, entre 539 artigos relacionados com a restauração de ecossistemas, somente 12% se referem à avaliação de sucesso ou ao uso de indicadores no monitoramento dos projetos. As autoras ainda descrevem que, nesses 28 anos, não houve uma mudança efetiva na maneira de encarar o “produto final da restauração”, o que acarretaria em mudanças nas formas de planejar e avaliar projetos, bem como auxiliaria na identificação de indicadores de sucesso na restauração. Estudos visando mapear os fatores que conduzem ao sucesso ou ao fracasso da restauração e, assim, direcionar o planejamento de novos plantios, começaram a surgir na década de 1990 (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). A crescente demanda por serviços de restauração de ambientes degradados no Brasil faz aumentarem as expectativas por resultados mais rápidos e robustos, já que vêm sendo instituídos, no país, instrumentos legais que normatizam a restauração. Ainda que as normas geralmente não sejam baseadas em estudos ecológicos que sustentem suas premissas, sua verificação impõe a necessidade de avaliação dos projetos pelos seus resultados, com base em indicadores consistentes.

A partir de uma cronosequência de 26 plantios de restauração de mata ciliar em região de Floresta Estacional Semidecidual, mapeamos a trajetória esperada para as comunidades vegetais ao longo do tempo após o plantio de espécies arbóreas. A partir desta análise, identificamos as variáveis que nos pareceram os melhores indicadores para monitoramento das comunidades vegetais em restauração (ver Capítulo 2). Neste capítulo, buscamos identificar os fatores ecológicos e aqueles relativos às técnicas de plantio e manutenção que poderiam influenciar positiva ou negativamente a evolução dos ecossistemas e discutimos as implicações deste conhecimento para a tomada de decisões relativas aos projetos de restauração.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo

Entre as áreas de estudo descritas na Tabela 1 (Introdução geral, página 38), foram utilizadas neste capítulo as 26 áreas restauradas, com idades entre 04 e 53 anos (Introdução geral, página 37; Figura 1). As matas ciliares foram todas restauradas por meio de plantio de mudas de espécies arbóreas, com grande variação no número de espécies, espaçamento, técnicas de plantio e manutenção, além de diferenças no histórico de uso da terra e em atributos da paisagem, que foram considerados como fatores que poderiam influenciar o êxito da restauração.

2.2. Indicadores ecológicos (variáveis resposta)

A partir das análises efetuadas no Capítulo 2, selecionamos as variáveis que consideramos como os melhores indicadores para monitoramento das comunidades vegetais em restauração (Tabela 14). Os indicadores foram escolhidos por dois critérios: (i) pela previsibilidade mais apurada de suas trajetórias ao longo do tempo (qualidade dos modelos); e (ii) pelo seu significado ecológico (representação de processos ecológicos relevantes). Os indicadores selecionados foram:

- (i) Riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm (Rreg1) em área de 1.000 m^2 : representa a riqueza efetiva da comunidade, que compreende as espécies plantadas que estão deixando descendentes e as espécies imigrantes, oriundas de fragmentos naturais remanescentes na vizinhança. O diâmetro mínimo de 1 cm foi adotado pela sua maior previsibilidade em relação às plantas de menor tamanho, cujo estabelecimento ainda é incerto mediante a competição, que é muito alta nesta classe de tamanho.
- (ii) Riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm (Rreg5) em área de 1.000 m^2 : embora representem os mesmos processos mencionados para o indicador anterior, a previsibilidade dos modelos para esta classe de tamanho é maior. No entanto, este indicador não se aplica a plantios jovens.
- (iii) Riqueza total de espécies arbóreas na comunidade, estimada por Jackknife (Jackk): este indicador incorpora a riqueza de espécies plantadas e imigrantes, nativas ou exóticas, estimando a riqueza total da área restaurada, independentemente da área amostral, considerando apenas indivíduos a partir de 1 cm de DAP. Representa a riqueza total existente, com seu potencial de catalisar processos como a atração de polinizadores e dispersores, entre outros.

- (iv) Densidade de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm (Dreg1): representa a evolução estrutural da comunidade e o estoque de plantas para alimentar a dinâmica da comunidade vegetal (renovação do dossel à medida que as árvores plantadas forem morrendo). Assim como para a riqueza, as plantas com DAP a partir de 1 cm seguem trajetória mais previsível do que as plantas de menor tamanho, que apresentam grande variação em densidade, decorrente das espécies que foram plantadas.
- (v) Área basal (AB): além de representar a evolução estrutural da comunidade, que dá condição para o restabelecimento de processos ecológicos diversos, esta variável representa o acúmulo de biomassa e carbono, que é hoje um dos serviços ecossistêmicos mais esperados dos projetos de restauração.
- (vi) Altura média das dez árvores mais altas (MH10): este indicador foi selecionado por ser a variável estrutural mais previsível com a idade dos plantios e por representar o sucesso individual das árvores plantadas.

Tabela 14. Indicadores ecológicos selecionados para avaliar o sucesso para os reflorestamentos com seus respectivos modelos (Construídos no Capítulo 2 dessa tese), o ajuste do modelo (r^2) e a unidade de medida.

Variável	Equação do modelo	r^2	Unidade
Riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm	$y = 1,0823x + 2,0155$	0,65	Nº de espécies
Riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm	$y = 0,6015x - 2,3284$	0,72	Nº de espécies
Riqueza total de espécies arbóreas estimada por Jackknife	$y = 32,643\ln(x) - 38,365$	0,60	Nº de espécies
Densidade de regenerantes de espécies arbóreas com $DAP \geq 1$ cm	$y = 1309,1 \ln(x) - 2207,1$	0,62	Indivíduos ha^{-1}
Média de altura das dez árvores mais altas	$y = 6,7871 \ln(x) - 1,2629$	0,76	m
Área basal	$y = 17,395 \ln(x) - 14,948$	0,63	$m^2 ha^{-1}$

Com base nas análises realizadas nos capítulos 1 e 2, tomamos a decisão de excluir as espécies arbustivas dos indicadores. Estas espécies apresentam grandes variações populacionais entre locais, diminuindo a previsibilidade das trajetórias das variáveis de riqueza e densidade. Além disso, tais espécies foram muito raras nas florestas maduras, um indício de que sua presença e abundância os ecossistemas restaurados pode ser temporárias.

Em síntese, consideramos bem sucedido um plantio que proporcione rápido acúmulo de biomassa e que apresente uma comunidade em regeneração em alta densidade e com grande número de espécies arbóreas, que possa assegurar a autossustentabilidade do ecossistema em longo prazo.

Partimos da premissa de que o conjunto dos reflorestamentos analisados representa boa parte dos plantios de restauração em região de Floresta Estacional Semidecidual, dentro do Domínio da Mata Atlântica.

Uma vez que a idade dos plantios explica pelo menos 60% da variação entre os dados para qualquer uma das variáveis e que isso torna redundantes as variáveis se tomadas pelos seus valores absolutos, optamos por eliminar o fator tempo, convertendo os valores de cada variável em cada local em índices de sucesso. Os índices de sucesso foram calculados, para cada variável em cada local, pela razão entre o valor observado e o valor esperado. O valor esperado foi obtido a partir da equação que representa a trajetória desta variável, obtida no capítulo 2 e apresentada na Tabela 14. Adicionalmente, para analisar a influência isolada da proporção de gramíneas sobre as variáveis resposta, também calculamos o índice para a proporção de gramíneas em cada plantio.

Os valores obtidos para o índice em cada indicador, teoricamente, poderiam variar de zero a infinito. Valores superiores a 1,0 indicam que aquela área está com desempenho acima do esperado para a idade para aquela variável. Valores abaixo de 1,0 significam desempenho abaixo do esperado. O plantio mais recente, com quatro anos de idade, por gerar alguns valores negativos para os índices, foi eliminado das análises.

2.3. Fatores bióticos e abióticos que podem influenciar a trajetória das comunidades em restauração (variáveis preditoras)

Uma extensa série de fatores bióticos e abióticos foi objeto de coleta e análise de dados. Para organizar as análises, dividimos os fatores em duas categorias: fatores com dados contínuos e fatores com dados categóricos, que serão explicados a seguir:

2.3.1. Fatores representados por variáveis contínuas

Todos os fatores representados por variáveis contínuas ou discretas foram divididos em três categorias: paisagem, técnica de plantio e ambiente.

As variáveis relativas à paisagem foram obtidas por meio de processamento de imagens Landsat 7, fornecidas pelo site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2010). Para os cálculos de distância e tamanho dos fragmentos naturais e dos reflorestamentos utilizamos o programa IDRISI Andes (EASTMAN, 2006). Os dados utilizados para classificar a matriz em que estão inseridas as áreas reflorestadas pelo uso da terra foram registrados em campo durante as expedições de coleta de dados.

A densidade do plantio foi obtida a partir da amostragem em campo, em que medimos as distâncias entre indivíduos plantados, pelo seu alinhamento inicial. Nos dois casos em que o plantio foi efetuado sem alinhamento, obtivemos a informação da densidade a partir dos executores do plantio. O número de espécies plantadas foi obtido pela identificação das espécies plantadas amostradas dentro das parcelas, restringindo-se, portanto, à área de 1.000 m² por local (10 parcelas de 100 m²).

Os dados climáticos foram obtidos através de cartas climáticas da região de estudo (SENTELHAS et al., 1999). Calculamos a média dos últimos 10 anos para a precipitação anual e a duração da estação seca.

Em cada local, coletamos uma amostra de solo superficial (0 a 20 cm de profundidade) dentro de cada parcela de 100 m². As dez amostras foram misturadas, formando uma amostra composta para cada local, que foi submetida a análises químicas e físicas. Detalhes das análises físico-químicas do solo estão na Introdução Geral, página 42.

Apesar de que diversos fatores que podem influenciar na evolução dos reflorestamentos, alguns desses fatores apresentam alta correlação entre si, não sendo independentes, e outros mostram dados redundantes. Realizamos previamente uma Análise de Componentes Principais (PCA), para selecionar os fatores independentes e que são considerados, ecologicamente, mais importantes para este estudo, utilizando o programa R (Tabela 15).

Os valores obtidos para os índices representativos do sucesso com base nas variáveis selecionadas foram submetidos a uma análise de *Stepwise* pelo critério de informação de Akaike (AIC) no sentido backward - a primeira análise foi realizada com todos os fatores que atuam sobre a variável e, passo a passo, os fatores com menor interferência foram sendo retirados até restarem os fatores que melhor explicam a evolução da variável. Assim, foram selecionados os fatores (isolados ou em conjunto) que influenciam significativamente a trajetória das comunidades em restauração.

O passo seguinte foi realizar regressões simples (ZAR, 1999) entre os índices de sucesso (variáveis repostas) e os fatores que apresentaram resultados significativos pela técnica de *Stepwise*, para verificação da influência isolada desses fatores sobre os indicadores selecionados.

Tabela 15. Fatores de variação contínua que podem influenciar na evolução dos reflorestamentos, divididos em três categorias: paisagem, técnica de plantio e ambiente (solo e clima) e as respectivas unidades de medida.

Categoria	Fator	Unidade
Paisagem	Distância do fragmento mais próximo	m
	Tamanho do fragmento mais próximo	m ²
	Área do plantio	m ²
	Largura média da área restaurada	m
	Extensão da área restaurada do plantio	m
	Largura do corpo d'água	m
Técnicas de plantio	Densidade de indivíduos plantados	Indivíduos ha ⁻¹
	Riqueza de espécies plantadas	Nº de espécies
Ambiente	Precipitação anual de chuva da região	mm ano ⁻¹
	Duração da estação seca (chuva mensal < 50 mm)	meses
	Fertilidade do solo (saturação de bases)	%
	Acidez do solo (pH)	-
	Proporção de partículas finas no solo (soma das proporções de silte e argila)	%
	Cobertura do terreno por gramíneas	%

2.3.2. Fatores representados por variáveis categóricas

Os fatores categóricos compreendem variáveis relativas às técnicas de plantio e de manutenção das áreas restauradas, que foram obtidas por consulta aos registros ou depoimentos dos responsáveis pelo plantio e manutenção em cada local (Tabela 16). A classificação do tipo de corpo d'água onde se localiza a mata ciliar foi feita com base na observação em campo (Tabela 16).

Para as variáveis categóricas, realizamos análises de variância das médias dos índices para cada fator, que posteriormente foram submetidas ao teste de Kruskal-Wallis (5% de significância), para averiguar se existe diferença entre as médias (ZAR, 1999), utilizando o programa R.

Tabela 16. Fatores de variação categórica que podem influenciar na evolução das comunidades em restauração, com as categorias correspondentes.

Fator	Categorias
Tempo de irrigação	Um ano; dois anos; mais de dois anos
Tempo de manutenção pós-plantio	Até um ano; até dois anos; mais de dois anos
Técnica de controle de gramíneas invasoras	Manual; manual + mecanizada; manual + química
Tipo de preparo do solo para o plantio	Convencional (aração e gradagem); sem revolvimento do solo
Tempo de controle de formigas	Até um ano; até dois anos; mais de dois anos
Enriquecimento pós-plantio	Presente; ausente
Recipiente utilizado na produção das mudas	Tubete; sacos plásticos; tubete + sacos plásticos
Uso anterior do solo	Cultura de grãos (milho, soja e/ou trigo); pastagem; canavial
Matriz do entorno	Cultura de grãos (milho, soja e/ou trigo); pastagem; canavial; várzea com arroz
Tipo de corpo d'água da mata ciliar	Nascente; corpo d'água natural (rio ou lago); corpo d'água artificial (represa)

3. RESULTADOS

As análises por Stepwise mostraram que a fertilidade do solo influencia positivamente os índices de riqueza de regenerantes arbóreos com $DAP \geq 1$ cm ($r^2 = 0,04$; $p = 0,34$; Figura 18.A) e de densidade de regenerantes arbóreos com $DAP \geq 1$ cm ($r^2 = 0,04$; $p = 0,34$; Figura 18.B).

Figura 18. Influência da fertilidade do solo (V%) sobre (A) o índice de riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm e (B) o índice de densidade de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm.

A distância do fragmento mais próximo influenciou negativamente a riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm ($r^2 = 0,13$; $p = 0,07$; Figura 19.A) e a riqueza total de espécies arbóreas estimada por Jackknife ($r^2 = 0,085$; $p = 0,16$; Figura 19.B).

Figura 19. Influência da distância do fragmento mais próximo (m) sobre (A) o índice de riqueza de regenerantes com $DAP > 5$ cm e (B) a riqueza total estimada por Jackknife.

Apenas dois dos índices de estrutura florestal foram influenciados por pelo menos um fator. O índice de área basal aumenta com a proporção de partículas finas no solo ($r^2 = 0,27$; $p = 0,007$; Figura 20) e a altura média das dez árvores mais altas é influenciada por dois fatores, em conjunto: inversamente pela densidade do plantio e diretamente pela fertilidade do solo ($r^2 = 0,21$; $p = 0,05$; Figura 21).

Figura 20. Influência da proporção de partículas finas do solo (soma das porcentagens de partículas de silte e de argila) sobre o índice de área basal.

Figura 21. Influência da (A) densidade de indivíduos plantados (indivíduos ha⁻¹) e da (B) fertilidade do solo (V%) no índice de altura média das 10 árvores mais altas.

Quando o índice de cobertura de gramíneas foi utilizado como variável resposta, a análise de *stepwise* apontou uma tendência com a combinação de dois fatores: uma relação inversa com a proporção de partículas finas no solo e uma relação direta com a distância do fragmento mais próximo ($r^2 = 0,69$; $p = 0,058$; Figura 22).

Figura 22. Influência da (A) proporção de partículas finas no solo (%) e da (B) distância do fragmento mais próximo (m) no índice de proporção de gramíneas sob o solo.

Nenhum dos fatores contínuos relacionados com as técnicas de plantio (densidade ou número de espécies plantadas) exerceu influência sobre os indicadores selecionados.

Entre as variáveis categóricas, houve diferença na avaliação do sucesso dos plantios entre as técnicas utilizadas para o controle de gramíneas invasoras para as três variáveis de riqueza: riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm ($p = 0,02$; Figura 23.A), riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm ($p = 0,03$; Figura 23.B) e riqueza de espécies arbóreas estimada por Jackknife ($p = 0,01$; Figura 23.C). As áreas em restauração que foram submetidas somente ao controle manual de gramíneas ou à combinação entre controle manual e mecanizado apresentaram índices de riqueza inferiores às áreas submetidas à combinação de controle manual e químico.

Nenhum dos demais fatores representados por variáveis categóricas, relativas às técnicas de plantio e manutenção explicou as diferenças entre as áreas para os indicadores utilizados na avaliação.

Figura 23. Análise de variância das médias entre os índices representativos de (A) riqueza de regenerantes com $DAP \geq 1$ cm, (B) riqueza de regenerantes com $DAP \geq 5$ cm e (C) riqueza estimada por Jackknife de acordo com a técnica utilizada para o manejo do plantio. A linha horizontal mais escura representa a mediana, o retângulo a variação entre os quantis (25-75%) e a linha pontilhada o intervalo de confiança dos dados (95%). Letras diferentes indicam diferença significativa (Kruskal-Wallis a 5% de significância) entre os diferentes tratamentos.

4. DISCUSSÃO

Segundo Metzger (2000), florestas tropicais fragmentadas têm sua riqueza influenciada mais pela conectividade da paisagem do que pelo tipo de matriz ou pela complexidade estrutural e de diversidade dos fragmentos-fonte. Como nos fragmentos florestais, a riqueza das comunidades restauradas foi maior quando existem de fragmentos de vegetação natural remanescentes nas proximidades, especialmente em distâncias menores do

que 1.500 m. O tamanho dos fragmentos-fonte não exerceu influência sobre o sucesso da restauração. Quanto menor a distância do fragmento mais próximo, maior a riqueza e a partir de 2.000 m todas as áreas têm riqueza inferior à esperada para a idade do plantio. Essa distância é muito superior aos 100 m mencionados por Rodrigues et al. (2009). Esses autores consideram 100 m como uma distância efetiva de contribuição de fragmentos para as áreas restauradas. Também é muito superior à distância de 150 m, que é considerada restritiva para a dispersão de espécies arbóreas da floresta estacional semidecidual (BERTONCINI; RODRIGUES, 2008; RODRIGUES et al., 2011). A efetividade de fragmentos fonte contribuindo para o aumento de riqueza nas áreas restauradas, mesmo a distâncias tão grandes quanto 2 km, tem fortes implicações para o planejamento da restauração em escala de paisagem. Para a região oeste do Estado de São Paulo, em que a média é de 1,2 fragmentos por quilômetro quadrado (Marco A. Nalon, comunicação pessoal), ou para a Mata Atlântica como um todo, em que a distância média entre fragmentos é de 1.441 m (RIBEIRO et al., 2009), o restabelecimento da conectividade pela restauração de ilhas de floresta deixa de ser uma meta inatingível. Diante desta estimativa, a distância média entre uma área restaurada e o fragmento mais próximo seria de 720 m para a Mata Atlântica como um todo. Se considerarmos que a distância média encontrada por Ribeiro et al. (2009) desconsidera boa parte dos fragmentos menores do que 30 ha e sabendo que mesmo fragmentos muito pequenos contribuem para o fornecimento de propágulos e abrigo de dispersores, é de se supor que muito poucas áreas restauradas ou a restaurar estão além do limiar de isolamento a partir do qual não se pode contar com a entrada de novas espécies e genes a partir de ecossistemas naturais remanescentes.

No entanto, há locais em que existem fragmentos muito próximos e mesmo assim a riqueza ficou abaixo do esperado. Com base na caracterização dessas áreas, verificamos que há outros filtros, provavelmente mais restritivos, impedindo a chegada das espécies e seu estabelecimento, que são as gramíneas invasoras (como em Porto Primavera e Promissão) mencionadas como obstáculos por Hobbs e Norton (2004) e Souza e Batista (2004), a presença do gado (em Selvíria), ou a baixa disponibilidade de nutrientes e água no solo, além de outros fatores negativos não avaliados, que podem dificultar a evolução dos ecossistemas em restauração (FATTORINI; HALLE, 2004; LOCKWOOD; SAMUELS, 2004).

Ainda que não tenhamos detectado correlação entre a cobertura de gramíneas invasoras e a densidade e riqueza da regeneração natural ou biomassa arbórea, observamos diferença no sucesso em termos de riqueza para as técnicas de controle da mato-competição. O controle de gramíneas se mostrou mais eficaz pela combinação do uso de herbicidas nas

entrelinhas e coroamento manual do que com as outras técnicas. Apesar da facilidade operacional, o controle mecanizado de gramíneas não seleciona a capina, de modo que espécies nativas em regeneração podem ter sido eliminadas junto com as ervas daninhas e gramíneas invasoras. Além disso, a capina, seja manual ou mecanizada é um processo que aumenta o custo dos plantios já que deve ser mantida por um período médio de 1,5 a 2 anos, dependendo da técnica utilizada no plantio (GONÇALVES et al., 2008).

No Brasil, o controle de gramíneas invasoras que se mostra mais promissor é a utilização de produtos químicos à base de glifosato, uma vez que estes herbicidas apresentam baixo impacto ao ambiente (GONÇALVES et al., 2008) e persistem no ecossistema por período curto, de 30 a 100 dias (RAO et al., 1983). Por ser um produto que adere facilmente aos colóides da argila e ao húmus do solo, tem pouca mobilidade e não é lixiviado, podendo ser utilizado em locais próximos de corpos d'água, como reservatórios de usinas hidrelétricas e canais de irrigação (RODRIGUES; ALMEIDA, 1995). Quando utilizado segundo as recomendações técnicas, o glifosato não causa perda significativa na biomassa de bactérias, fungos e actinomicetos do solo (STRATTON; STEWART, 1992),

Se, por um lado, são confirmadas as teorias relativas à influência da proximidade de fontes de propágulos sobre a riqueza das comunidades em restauração, por outro lado não se sustentam os argumentos de que a diversidade de espécies no plantio assegurará a riqueza da comunidade no futuro (BARBOSA et al., 2003, BRANCALION et al., 2010, RODRIGUES et al., 2011). O número de espécies plantadas não exerceu influência sobre a riqueza das comunidades em restauração, nem mesmo quando foram computadas na avaliação de riqueza as árvores plantadas que não estão deixando descendentes. Este resultado também tem implicações importantes para a prática da restauração. Como discutido por Durigan et al. (2010), a exigência de um número elevado de espécies nos projetos como garantia de sucesso da restauração não se sustenta, uma vez que não explica nem a riqueza e nem a evolução da estrutura das comunidades.

Entre os fatores abióticos, a fertilidade do solo e a proporção de partículas finas (que significa maior capacidade de água disponível) influenciaram positivamente na riqueza e, especialmente, na estruturação das florestas em restauração. A comparação de acúmulo de biomassa tanto em florestas maduras como em reflorestamentos de mata ciliar, realizada por Melo e Durigan (2006) mostrou maior estoque de biomassa em solos argilosos e de alta fertilidade do que em solos arenosos de menor fertilidade. O crescimento das árvores em altura, a biomassa arbórea e a densidade de plantas em regeneração nas áreas de estudo responderam à disponibilidade de nutrientes e água, que não são fatores manejáveis em longo

prazo, de modo que o futuro das florestas restauradas depende mais de fatores naturais do que de decisões de manejo. Porém, é de se esperar que a fertilização e a irrigação contribuam na rápida estruturação das florestas nos primeiros anos após o plantio, que são os mais críticos para o sucesso da restauração (GONÇALVES et al., 2008).

Na decisão sobre técnicas de plantio, a densidade exerceu influência sobre a evolução da comunidade, levando a um menor crescimento em altura das árvores plantadas quanto menor o espaçamento entre as mudas. Para uma região em que a água no solo é o fator limitante, como a porção da Mata Atlântica que era ocupada pela Floresta Estacional Semidecidual, alta densidade no plantio significa que a competição entre as árvores plantadas se inicia mais cedo, restringindo seu crescimento. Osawa e Allen (1993) estimaram que existe uma densidade máxima de biomassa arbórea por área nas florestas naturais, e quando esse limite de biomassa é ultrapassado ocorre uma mortalidade natural das árvores como resultado da competição entre elas, denominada “*self-thinning*” (auto-desbaste). Conforme observado no Capítulo 2, os valores de biomassa em boa parte das áreas restauradas estão realmente acima dos valores de referência para matas ciliares nativas dessa região, indício de competição entre as árvores plantadas (que crescem menos) e, possivelmente, inibição da regeneração natural. É de se esperar, portanto, que venha a ocorrer um auto-desbaste natural das árvores, mas ainda não é possível prever quando isso vai ocorrer. O monitoramento para verificação se os atributos ecológicos do ecossistema restaurado estão evoluindo conforme esperado com a idade dos reflorestamentos é necessário e pode indicar a necessidade de manejo adaptativo (CAMPOE et al., 2010; HOBBS, 2003; SEASTEDT et al., 2008).

A análise conjunta dos fatores bióticos e abióticos avaliados como propulsores do sucesso da restauração aponta para (a) pouca influência dos fatores de técnicas de plantio e manutenção, exceto pela densidade de plantio e pela importância da técnica de controle de mato-competição, (b) forte influência da proximidade de fontes de propágulos sobre a riqueza das comunidades e (c) grande influência dos atributos edáficos sobre a evolução estrutural (densidade de plantas em regeneração e biomassa arbórea) das comunidades. O fato da riqueza de espécies e sua abundância nas áreas em restauração sofrerem influência da paisagem do entorno (condicionando a chegada de propágulos) e da proporção de partículas finas no solo (argila e silte) (condicionando a umidade necessária no solo para o estabelecimento das espécies) confirma as teorias que estabelecem que os ecossistemas restaurados são resultantes da ação conjunta de fatores bióticos e abióticos que ditam as regras de montagem das comunidades (CHAZDON, 2008; HOBBS; NORTON, 2004; HOBBS et al., 2006; HOBBS et al., 2009; SUDING; HOBBS, 2009).

Entre os fatores que exercem influência sobre a trajetória das comunidades em restauração, alguns podem ser manejados, como a densidade de plantio (ampliação do espaçamento ou incorporação do desbaste como prática de manejo) ou a decisão sobre técnica de controle de mato-competição (incorporando o uso de herbicidas). A distância de fontes de propágulos, ainda que não seja passível de manejo, deve ser norteadora do planejamento da restauração em escala de paisagem ou em políticas públicas. Aumentar a conectividade entre as áreas restauradas e os remanescentes é possível. As propriedades do solo, no entanto, que exercem forte influência sobre a evolução estrutural das florestas restauradas, não são passíveis de modificação. A fertilidade pode ser melhorada temporariamente, pela adição de corretivos e fertilizantes, podendo contribuir para a superação das etapas mais críticas de estabelecimento e crescimento inicial das mudas plantadas. Já a textura do solo, que se traduz em capacidade de água disponível para as plantas, é imutável. O uso de gel no plantio e a irrigação podem contribuir para a sobrevivência e o crescimento inicial das mudas plantadas. Mas não podem contribuir para os processos de regeneração natural e dinâmica das comunidades em médio ou longo prazo.

5. CONCLUSÕES

Entre os fatores, além da simples passagem do tempo, que influenciam positivamente a trajetória das comunidades arbóreas em restauração, destacam-se a proximidade de fontes de propágulos, o controle da mato-competição sem sacrificar a regeneração das espécies nativas e a capacidade do solo em disponibilizar nutrientes e, especialmente, água para as plantas. A evolução da riqueza, da área basal e da abundância da regeneração natural, que representam o sucesso da restauração e a sustentabilidade do ecossistema, são resultado, sobretudo da saúde da paisagem e da qualidade do site, combinadas à preservação das plantas em regeneração natural durante as operações de controle da mato-competição. O controle de gramíneas exóticas invasoras pelo uso de herbicidas mostrou ser uma técnica diferenciada, contribuindo para a maior riqueza nas áreas em restauração. Por existirem vários estudos que mostram o baixo impacto ambiental do método e pelo seu menor custo financeiro na aplicação, recomenda-se que seja utilizado nos projetos de restauração.

A distância de 1.500 m parece ser um limiar a partir do qual fragmentos naturais remanescentes não são fontes efetivas de propágulos para as áreas restauradas. Áreas verdadeiramente isoladas dependerão de introdução planejada de espécies ou restabelecimento de corredores ou *stepping stones* para viabilizar a dispersão de sementes.

A alta densidade no plantio como fator inibidor do crescimento das árvores aponta para a necessidade de se rever o espaçamento nos projetos ou de se prever o desbaste das árvores plantadas, de modo a manter densidade semelhante à das florestas nativas, impedindo que a competição prejudique os processos de dinâmica das comunidades.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p.328-338, 2000.

BARBOSA, L. M.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, K. C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S. E.; ASPERTI, L. M. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.3, p.28-34, 2003.

BARBOSA, C. E. A.; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná state, Brazil. **Restoration Ecology**, v.17, p.60-67, 2007.

BERTONCINI, A. P.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration in an indigenous land considering a forest remnant influence (Avaí, São Paulo State, Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.255, p.513-521, 2008.

BUTLER, R.; MONTAGNINI, F.; ARROYO, P. Woody understory plant diversity in pure and mixed native tree plantations at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v.255, p.2251-2263, 2007.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. T. C. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, v.259, n.2010, p.1804-1814, 2010.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philos. Trans. R. Soc.**, v.326, p.273-289, 2007.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands, **Science**, v.320, p.1458-1460, 2008.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Legal rules for ecological restoration: Na additional barrier to hinder the success of initiatives? **Revista Árvore**, v.34, n.3, p.471-485, 2010.

DURIGAN G.; MELO, A. C. G. Panorama das políticas públicas e pesquisas em restauração ecológica no estado de São Paulo, Brazil. In: Figueroa, E. (Ed.). Conservación de la biodiversidad en las américas: lecciones y recomendaciones de política. **Universidad de Chile Ed. Santiago, Chile, 2011, p.355-387.**

EASTMAN, R. J. IDRISI Andes Tutorial. Clark Labs, Clark University. **Worcester, MA, USA, 2006.**

FATTORINI, M; HALLE, S. The dynamic environmental filter model: How do filtering effects change in Assembling communities after disturbance? In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice.** New York, Island Press, 2004, p.96-114.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands- Do we know enough? **Journal for Nature Conservation**, v.12, p.85-94, 2004.

GONÇALVES, J. L. M; NOGUEIRA JR., L. R.; DUCATTI, F. Recuperação de solos degradados. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.111-163,

HOBBS, R. J. Ecological management and restoration: Assessment, setting goals and measuring success. **Ecological Management & Restoration, Supplement**, v.4, p.S2-S3, 2003.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Copyright, Island Press, 2004, p.72-95.

HOBBS, R. J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J. S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V. A.; EPSTEIN, P. R.; EWEL, J. J.; KLINK, C. A.; LUGO, A. E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D. M.; SANDERSON, E. W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecol. Biogeogr.**, v.15, p.1-7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, n.11, p.599-605, 2009.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catálogo de imagens** [data de acesso: 10 de janeiro de 2010]. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e a restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF, Botucatu, Brasil, 2008, p.27-48.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, v.6, p.271–279, 1998.

LEBRIJA-TREJOS, E.; PEREZ-GARCIA, A.; MEAVE, J. A.; BONGERS, F. E.; POORTER, L. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, v.91, p.386-398, 2010.

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.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. C. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.4, p.983-992, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. C.; 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, p.1717-1725, 2008.

LOCKWOOD, J. L.; SAMUELS, C. L. Assembly models and the practice of restoration. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. Island Press, Washington, D.C, 2004, p.55–70.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.71, p.149-154, 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, v.7, p.101-111, 2007.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE, Brazil). **Ecological Applications**, v.10, p.1147–1161, 2000.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. Ecological restoration: Analysing the last twenty-eight years of publication in this area. **Oecologia Australis**, v.15, n.2, p.303-315, 2011.

OSAWA A.; ALLEN, R. B. Allometric theory explains self-thinning relationship of mountain beech and red pine. **Ecology**, v.74, p.1020-1032, 1993.

PARKYN, S.; COLLIER, K.; CLAPCOTT, J.; DAVIS, B.; DAVIES-COLLEY, R.; MATHESON, F.; QUINN, J.; SHAW, W.; STOREY, R. **The restoration indicator tool hit**. NIWA, New Zeland, 2010, 134p.

RAO, P. S. C.; MANSELL, R. S.; BALDWIN, L. B.; LAURENT, M. F. Pesticides and their behaviour in soil and water. Gainsville: **Soil Science Fact Sheet**, 1983, 40p.

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

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbivcidas. 3 ed.** Londrina, 1995, 675p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.142, p.1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLF, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E., VIDAL, C. Y.; BRANCALIN, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.261, p.1605-11613, 2011.

SEASTEDT, R.; HOBBS, R. J.; SUDING, K. N. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? **Forest Ecology and Environment**, v.6, n.10, p.547–553, 2008.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

STRATTON, G. W.; STEWART, K. E. Glyphosate effects on microbial biomass in a coniferous forest soil. **Environmental Toxicology and Water Quality**, v.7, p.223-226, 1992.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Models of ecosystem dynamics as frameworks for restoration ecology. In: HOBBS R. J.; SUDING, K. N. **New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration**. Copyright, Island Press, 2009, p.3-21.

TABARELLI, M.; LOPES, A. V. F.; PERES, C. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, v.40, n.6, p.657-661, 2008.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall, New Jersey, 1999.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atividades de restauração florestal têm sido praticadas há mais de 50 anos, no Brasil, utilizando diferentes técnicas de plantio, densidades e conjuntos de espécies. A riqueza de espécies plantadas varia de plantios com uma única espécie até plantios de alta diversidade, podendo combinar espécies exóticas ou nativas. Muito do que se aplica hoje amplamente como técnicas de restauração é resultado de práticas com tentativas e erros, onde muitos projetos não alcançaram os resultados esperados. Isso mostra que a interação entre a atividade dos restauradores e os estudiosos da ecologia da restauração alimenta, efetivamente, o aprimoramento das técnicas. Mas o processo é lento e, na outra direção – a ciência dando respaldo às técnicas, o processo tem sido mais lento. Exemplo disso é que a prática da restauração, no Brasil, tem sido regulamentada por normas que não incorporaram os avanços recentes no conhecimento da Ecologia da Restauração.

O conjunto dos resultados desta pesquisa mostra, sobretudo, que o que se planta e como se planta importa muito pouco para definir como serão as matas ciliares restauradas no futuro. Os principais fatores, além da simples passagem do tempo, que dirigem as trajetórias sucessionais das matas ciliares são as propriedades do solo e a conectividade da paisagem, que pouco podem ser alterados por um projeto de restauração.

Verificamos que as matas ciliares nativas da região de estudo possuem uma série de atributos que seguem um padrão para esta região, em termos de estrutura (área basal, biomassa e cobertura de copa) diversidade e proporção entre grupos funcionais de espécies arbóreas, o que facilita a avaliação dos projetos de restauração. Mas o monitoramento de plantios jovens deve basear-se essencialmente na estrutura, que se recupera rapidamente, enquanto os atributos funcionais e a riqueza de espécies são recuperados lenta e naturalmente. Porém, sabemos que os ecossistemas restaurados nem sequer se aproximam das matas nativas para outras formas de vida que não árvores. Além da escassez de pteridófitas, lianas e árvores com epífitas nas áreas restauradas, essas formas de vida exibiram alta variação entre as matas ciliares estudadas, não sendo recomendadas como indicadores para avaliar a evolução das áreas restauradas. Entretanto, existe a necessidade de pesquisas que objetivem a introdução dessas formas de vida, se quisermos que façam parte das matas ciliares restauradas. Não sabemos sequer se essas espécies não chegam às áreas ou se os obstáculos estão no seu estabelecimento.

Os dados estruturais de área basal e biomassa dos plantios de restauração apresentaram valores muito elevados, ultrapassando os valores das florestas nativas, que devem ser limitados pela capacidade de suporte do meio. Este aparenta ser um resultado indesejável,

pois o alto valor de biomassa parece inibir o recrutamento de plantas em regeneração. Estudos de longo prazo são recomendados para verificar se com o tempo as comunidades arbóreas sofrerão um auto-desbaste, até atingir a biomassa e a estrutura de classes de tamanho das florestas nativas. Estudos de dinâmica dessa “superflorestas” são necessários e, também, experimentação de manejo adaptativo, para verificar se o desbaste pode acelerar os processos de regeneração do subosque.

Entre todas as variáveis das comunidades restauradas que analisamos, consideramos que a densidade e a riqueza de plantas arbóreas nativas em regeneração natural com DAP ≥ 1 cm é a que melhor representa os processos ecológicos e o status das florestas restauradas mediante o esperado ao longo do tempo. É neste estrato que ocorre a seleção sobre as espécies que irão persistir na comunidade vegetal, fato que define as populações e que garante a autossustentabilidade do ecossistema. Recomendamos que a avaliação da saúde da comunidade e do sucesso da restauração ecológica seja baseada na riqueza e abundância deste componente do ecossistema restaurado.

Embora a proliferação de gramíneas invasoras seja o mais frequentemente mencionado obstáculo para o sucesso da restauração, a proporção de gramíneas existentes sobre o solo no momento da coleta de dados não explica as trajetórias das florestas restauradas. No entanto, as diferentes técnicas de controle da mato-competição nas etapas iniciais dos projetos mostraram diferentes resultados. Se a presença de gramíneas prejudica a sobrevivência e o crescimento das mudas, por outro lado, o seu controle mecânico leva à destruição das plantas em regeneração, atrasando os processos sucessionais. O controle utilizando herbicidas aparece, portanto, como uma prática benéfica, resultando em maior riqueza de regenerantes. Portanto, as restrições quanto ao uso de herbicidas na restauração, se baseadas em inconvenientes para a biodiversidade, não se justificam.

O tempo foi o fator que mais influenciou no desenvolvimento das comunidades em regeneração, ou seja, aparentemente, com o tempo todas as florestas restauradas evoluem em termos de estrutura e riqueza, independentemente do que se planta ou como se planta, desde que o solo seja capaz de disponibilizar nutrientes e água para as plantas e que o fluxo de espécies ocorra na paisagem. Apesar das diferenças entre as espécies utilizadas, as técnicas de plantio e os tratos culturais nos projetos de restauração, as trajetórias de estrutura florestal, nível de riqueza e proporção de espécies pelos atributos funcionais (zoocóricas, fixadoras de N, ameaçadas de extinção) serão semelhantes, desde que exista uma fonte efetiva de propágulos na vizinhança. O surpreendente, neste caso, foi que o limite para a distância efetiva está a cerca de 1.500 m de distância, ou seja, mesmo para as paisagens extremamente

fragmentadas da Mata Atlântica, são muito raros os locais em que não chegarão propágulos à área restaurada a partir do pool de espécies regional. O sucesso da restauração está, portanto, muito vinculado à qualidade do solo, que pouco pode ser modificado, mas o planejamento da restauração em escala de paisagem, priorizando o restabelecimento da conectividade, pode acelerar os processos sucessionais dentro dos plantios e, também, restabelecer conexão entre fragmentos que estavam isolados, ao criar uma ponte entre eles.

Esta pesquisa oferece subsídios também para os que têm o desejo ou a obrigação de plantar e que enxergam no alto custo um forte obstáculo. Plantios em menor densidade, com um número menor de espécies com bom desempenho em crescimento e sobrevivência, acompanhados de controle químico de gramíneas invasoras, podem ter custos muito inferiores aos padrões técnicos que vêm sendo exigidos nos projetos de restauração pelos órgãos licenciadores.

Anexo 1. Planilha de valores esperados para cada variável de estrutura florestal, riqueza (n° de espécies) e grupo funcional entre as idades de 4 à 30 anos, geradas à partir dos modelos construídos no Capítulo 2 desse estudo.

Idade (anos)	Densidade de regenerantes estrato intermediário e superior (DAP>1 cm)	Densidade de Regenerantes estrato intermediário e superior (DAP>1 cm; s/arbustos)	Densidade de Regenerantes Nativos estrato intermediário e superior (DAP>1 cm)	Densidade de Regenerantes Nativos estrato intermediário e superior (DAP>1 cm; s/arbustos)	Densidade de Regenerantes nativos (DAP>5cm)	Área Basal (m2 ha-1)	Biomassa Total (Mg ha-1)	Altura Média das 10 árvores mais altas	Cobertura de Copas (%)	Cobertura do piso por gramíneas (%)
4	0	0	0	0	0	9,2	26,3	8,1	56,8	59,4
5	0	0	0	0	0	13,0	54,4	9,7	60,1	53,2
6	130	139	142	151	4	16,2	77,4	10,9	62,7	48,1
7	370	340	353	324	41	18,9	96,9	11,9	65,0	43,8
8	578	515	537	474	74	21,2	113,7	12,9	66,9	40,1
9	762	669	698	606	102	23,3	128,6	13,6	68,6	36,9
10	926	807	843	724	128	25,1	141,8	14,4	70,1	33,9
11	1074	932	973	831	151	26,8	153,9	15,0	71,5	31,3
12	1210	1046	1093	929	172	28,3	164,8	15,6	72,8	28,8
13	1335	1151	1203	1019	192	29,7	174,9	16,1	74,0	26,6
14	1450	1248	1304	1102	210	31,0	184,3	16,6	75,0	24,6
15	1558	1338	1399	1179	227	32,2	193,0	17,1	76,0	22,6
16	1658	1423	1487	1252	242	33,3	201,1	17,6	77,0	20,8
17	1753	1502	1570	1320	257	34,3	208,7	18,0	77,9	19,1
18	1842	1577	1649	1384	271	35,3	215,9	18,4	78,7	17,6
19	1926	1648	1723	1445	284	36,3	222,8	18,7	79,5	16,1
20	2006	1715	1793	1502	297	37,2	229,2	19,1	80,2	14,6
21	2082	1779	1860	1557	309	38,0	235,4	19,4	80,9	13,3
22	2154	1839	1924	1609	320	38,8	241,2	19,7	81,6	12,0
23	2224	1898	1985	1659	331	39,6	246,9	20,0	82,2	10,7
24	2290	1953	2043	1707	341	40,3	252,2	20,3	82,9	9,5
25	2354	2007	2099	1753	351	41,0	257,4	20,6	83,5	8,4
26	2415	2058	2153	1797	361	41,7	262,3	20,9	84,0	7,3
27	2473	2108	2205	1839	370	42,4	267,1	21,1	84,6	6,3
28	2530	2155	2255	1880	379	43,0	271,7	21,4	85,1	5,3
29	2585	2201	2303	1920	387	43,6	276,1	21,6	85,6	4,3
30	2638	2245	2350	1958	396	44,2	280,4	21,8	86,1	3,3

Continuação Anexo 1.

Idade (anos)	Riqueza Total	Espécies Nativas	Espécies Regenerantes estrato intermediário e superior (DAP>1 cm)	Espécies Regenerantes Nativas estrato intermediário e superior (DAP>1 cm)	Espécies Regenerantes do estrato superior (DAP> 5cm)	Espécies Regenerantes Nativas do estrato superior (DAP>5 cm)	Proporção do nº de espécies plantadas na comunidade como um todo (%)	Riqueza total de regenerantes estimada por Jackknife	Riqueza total de regenerantes arbóreos estimada por Jackknife	Proporção de espécies tolerantes à sombra (%)	Proporção de indivíduos tolerantes à sombra (%)	Proporção de espécies com ritmo de crescimento lento (%)	Proporção de indivíduos com ritmo de crescimento lento (%)
4	26	25	6	6	0	0	90	8	7	25,2	10,0	8,8	3,6
5	30	28	7	7	1	0	80	16	14	28,7	15,7	11,0	4,3
6	34	31	9	8	1	1	80	22	20	31,5	20,3	12,9	5,0
7	37	33	10	9	2	2	70	28	25	33,9	24,2	14,4	5,7
8	40	35	11	10	3	2	70	32	30	36,0	27,6	15,8	6,4
9	42	37	12	11	3	3	60	36	33	37,8	30,6	17,0	7,1
10	44	38	13	12	4	3	60	40	37	39,4	33,3	18,0	7,8
11	46	40	14	13	4	4	60	43	40	40,9	35,7	19,0	8,5
12	48	41	15	13	5	4	60	46	43	42,3	37,9	19,9	9,2
13	50	42	16	14	6	5	60	49	45	43,5	39,9	20,7	9,9
14	51	43	17	15	6	5	50	51	48	44,7	41,8	21,4	10,6
15	53	44	18	16	7	6	50	54	50	45,8	43,6	22,1	11,2
16	54	45	19	17	7	6	50	56	52	46,8	45,2	22,8	11,9
17	55	46	20	18	8	7	50	58	54	47,7	46,7	23,4	12,6
18	56	47	21	19	9	7	50	60	56	48,6	48,2	24,0	13,3
19	57	48	23	20	9	8	50	62	58	49,4	49,5	24,5	14,0
20	58	49	24	21	10	8	40	64	59	50,2	50,8	25,0	14,7
21	59	49	25	21	10	9	40	65	61	51,0	52,1	25,5	15,4
22	60	50	26	22	11	9	40	67	63	51,7	53,3	26,0	16,1
23	61	51	27	23	12	10	40	68	64	52,4	54,4	26,5	16,8
24	62	51	28	24	12	10	40	70	65	53,1	55,5	26,9	17,5
25	63	52	29	25	13	11	40	71	67	53,7	56,5	27,3	18,2
26	64	52	30	26	13	11	40	73	68	54,3	57,5	27,7	18,9
27	64	53	31	27	14	12	40	74	69	54,9	58,5	28,1	19,6
28	65	54	32	28	15	12	40	75	70	55,5	59,4	28,5	20,2
29	66	54	33	28	15	13	30	76	72	56,0	60,3	28,8	20,9
30	67	55	35	29	16	13	30	77	73	56,5	61,1	29,1	21,6

Anexo 2. Características edáficas e climáticas das 25 matas ciliares em restauração estudadas. TMA = Temperatura Média Anual (°C); PA = Precipitação Anual (mm); Pm = precipitação média mensal (mm); T = temperatura média mensal (°C).

Área	Idade (anos)	Altitude (m)	TMA	PA	Pm (max)	Pm (min)	T (max)	T (min)	Tipo de solo
Baltazar	4	343	22,3	1478	188	44	30,8	11,3	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Porto de Areia	5	337	22,5	1480	192	39	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	6,5	467	21,5	1476	199	39	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Sítio Água do Lajeado	7	477	21,5	1475	198	36	29,9	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Barra do Garça (Faz. Alvorada)	7,5	336	22,6	1478	191	39	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Congonhas	8	410	21,9	1468	193	40	30,4	10,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Santa Cruz	8	344	22,4	1490	190	43	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Pesqueiro da Dona Maria	8,5	469	21,5	1476	198	39	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda São Domingos	10,5	265	23,4	1388	161	27	31,8	12,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>

Área	Idade (anos)	Altitude (m)	TMA	PA	Pm (max)	Pm (min)	T (max)	T (min)	Tipo de solo
UHE Porto Primavera – CESP	10,5	462	21,5	1490	206	40	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Ajuricaba	12	393	22,0	1464	194	40	30,4	10,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE Jupia – CESP	13	289	24,1	1417	208	22	31,5	13,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	14	436	21,7	1474	198	39	30,2	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE-POLI-CESP e Duke-energy –Sandovalina	16	289	22,8	1361	170	40	31,0	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE-POLI-CESP e Duke-energy – Itaguajé	17	362	22,1	1460	192	41	30,7	11,1	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS (PVA) <i>Podzólicos Vermelho-Amarelos</i>
Vasques	17	295	22,7	1365	170	40	31,0	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	18	442	21,7	1473	198	39	30,1	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Canaú	21	372	22,1	1463	194	40	30,5	10,9	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Santa Agueda	21	361	22,2	1461	192	40	30,7	11,0	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Represa de Iracemópolis	22	607	20,5	1508	242	22	28,2	9,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>

Área	Idade (anos)	Altitude (m)	TMA	PA	Pm (max)	Pm (min)	T (max)	T (min)	Tipo de solo
UHE Rosana	23	268	23,0	1356	156	33	31,5	11,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UNESP – Faz. Experimental	24	349	23,9	1572	243	21	31,5	13,1	NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS (RQ) <i>Arelevoas Quartzosas, Arelevoas Quartzosas Hidromórficas</i>
AES Tietê	27	402	22,6	1392	213	17	30,5	11,1	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Cananéia	28	458	21,6	1479	200	41	30,1	10,5	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Cananéia	38	437	21,7	1477	199	41	30,2	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Usina Ester	53	561	20,4	1522	237	24	28,1	9,6	GLEISSOLOS HÁPLICOS (GX) <i>Gleis Pouco Húmicos, Hidromórficos Cinzentos</i>

Anexo 3. Lista de espécies, separadas por famílias e presença em matas ciliares nativas das regiões de floresta estacional semidecidual.

Família	Espécie	PEMD	EECaet	FMSol	FRbSul
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X	X	X	
Annonaceae	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	X	X		
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius		X	X	X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	X	X	X	X
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.			X	
	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.		X		
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X	X	X	
Bignoniaceae	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos				X
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X	X		
	<i>Cordia superba</i> Cham.				X
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.			X	
	<i>Patagonula americana</i> L.	X	X	X	
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		X		
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard		X	X	
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.		X		X
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.		X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.		X		X
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	X	X	X	X
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		X	X	X
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.			X	
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.			X	
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax			X	
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.			X	X
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs		X		
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	X	X	X	X
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	X	X		
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link			X	
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.		X		X
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	X	X	X	X
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemín ex Benth.		X		X
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	X			

Continuação Anexo 3.

	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton			X	
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X	X	X	X
	<i>Inga marginata</i> Willd.	X	X	X	X
	<i>Inga striata</i> Benth.		X		
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	X		X	
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	X			
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.		X	X	
	Azevedo & H.C. Lima				
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	X		X	X
Fabaceae	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke			X	
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.			X	
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.				X
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	X	X	X	X
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão				X
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan			X	X
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	X		X	X
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.		X	X	X
	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	X	X	X	X
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	X			
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.			X	
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	X	X	X	X
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	X	X	X	X
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez			X	
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	X	X	X	X
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	X		X	
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer		X		
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze		X	X	
	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.			X	
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna			X	
	<i>Luehea candicans</i> Mart.				X
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		X	X	
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X		X	
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	X		X	X
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.		X	X	
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	X	X	X	
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	X	X	X	X
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.		X		
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	X	X	X	X

Continuação Anexo 3.

Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	X	X	X	X
Monimiaceae	<i>Mollinedia micrantha</i> Perkins	X		X	
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.		X	X	X
Moraceae	<i>Ficus glabra</i> Vell.				X
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	X			
	<i>Ficus insipida</i> Willd.			X	
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.		X		
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Boer	X	X	X	X
Myrsinaceae	<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez	X			
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez			X	X
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	X			X
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	X	X	X	X
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	X	X		X
	<i>Eugenia florida</i> DC.			X	X
	<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	X		X	X
	<i>Eugenia psidiiflora</i> O. Berg	X		X	X
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	X	X	X	
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.			X	
	<i>Eugenia subterminalis</i> DC.		X		
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	X	X		X
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	X			X
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	X			
	<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg	X			
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg		X	X	
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand				X
	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	X	X		X
	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.		X	X	
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	X	X	X	
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X	X	X
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz		X	X	X
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	X	X	X	
Opiliaceae	<i>Agonandra engleri</i> Hoehne		X		
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	X	X		
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms			X	
	<i>Seguieria floribunda</i> Benth.	X	X	X	X

Continuação Anexo 3.

Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	X	X	X	X
	<i>Piper amalago</i> L.	X	X	X	X
Piperaceae	<i>Piper crassinervium</i> Kunth			X	
	<i>Piper mollicomum</i> Kunth	X		X	X
Polygonaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.			X	X
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek		X		X
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X		X	X
	<i>Alseis floribunda</i> Schott	X		X	
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	X	X		
	<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.				X
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.				X
Rubiaceae	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	X	X		X
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		X	X	
	<i>Randia calycina</i> Cham.	X			
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	X	X		
	<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.			X	
	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerf.				X
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X	X	X	X
	<i>Citrus limonum</i> Risso*			X	
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck*			X	
	<i>Citrus</i> sp*				X
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	X	X	X	
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	X	X		X
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	X	X	X	X
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	X			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		X	X	
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	X			X
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		X	X	X
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.		X		
	<i>Xylosma venosa</i> N.E. Br.			X	
	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	X	X		X
Sapindaceae	<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.			X	
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X	X	X
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.		X	X	X
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	X	X	X	
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	X	X	X	X
Solanaceae	<i>Solanum argenteum</i> Dunal		X	X	

Continuação Anexo 3.

	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.		X	
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	X	X	X
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.		X	
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.		X	

*Espécies exóticas da Floresta Estacional Semidecidual que foram retiradas das análises.

Anexo 4. Lista de espécies, separadas por famílias e estrato arbóreo ($DAP \geq 5$ cm) e regenerante ($DAP < 5$ cm), das áreas de estudo da floresta estacional semidecidual.

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	X	
	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	X	
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	X	X
	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	X	X
	<i>Mangifera indica</i> L.	X	X
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	X	X
	<i>Schinus molle</i> L.	X	
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	X	X
	<i>Spondias mombin</i> L.	X	X
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X	X
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	X	
	<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.		X
	<i>Annona muricata</i> L.	X	
	<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Saff.		X
	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	X	X
	<i>Rollinia rugulosa</i> Schltldl.	X	X
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	X	X
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	X	X
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	X	X
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	X	
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	X	X
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	X	X
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	X	X
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne & Planch.	X	
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	X	X
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Ktze	X	
Arecaceae	<i>Acrocomia totai</i> Mart.	X	
	<i>Caryota urens</i> L.	X	

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	X	X
	<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	X	X
	<i>Orbignya phalerata</i> Mart.	X	
	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.		X
	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	X	X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	X	X
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	X	X
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (less.) Cabrera	X	X
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	X	
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Mattos	X	X
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	X	X
	<i>Handroanthus pentaphyllus</i> (L.) Mattos	X	
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	X	X
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X	X
	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	X	X
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	X	X
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	X	X
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	X	
	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.		X
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth & Hook. f. ex S. Moore	X	
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	X	X
Bixaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	X	
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	X	
Boraginaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	X	X
	<i>Cochlospermum gossypium</i> (L.) DC.		X
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	X	X
	<i>Cordia myxa</i> L.	X	X
	<i>Cordia polycephala</i> (Lam.) I.M. Johnst.		X
	<i>Cordia superba</i> Cham.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	X	X
	<i>Patagonula americana</i> L.	X	X
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand		X
Cactaceae	<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.	X	
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.		X
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta		X
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	X	X
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	X	X
Cardiopteridaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard		X
	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard		X
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.		X
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	X	X
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.		X
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek		X
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	X	
	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		X
	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	X	
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	X	X
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	X	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	X	X
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz		X
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.		X
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.		X
	<i>Erythroxylum speciosum</i> O.E.Schulz		X
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	X	X
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	X	X
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	X	X
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	X	X
	<i>Aleurites moluccana</i> Willd.	X	
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	X	X
	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.	X	X
	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	X	X
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	X	X
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X	
	<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	X	X
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	X	X
	<i>Sapium haemospermum</i> Müll. Arg.	X	X
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	X	X
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs		X
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	X	
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	X	X
	<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd.	X	X
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	X	X
	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	X	X
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	X	X
	<i>Anadenanthera</i> sp	X	X
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	X	X
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	X	
	<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	X	
	<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	X	X
	<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	X	X
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.		X
	<i>Cassia ferruginea</i> (SCHRADER) Schrader ex DC.	X	X
	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillemin ex Benth.	X	X
	<i>Chamaecrista compitalis</i> (H.S. Irwin & Barneby) H.S. Irwin & Barneby	X	
	<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier ex Barneby & J.W. Grimes	X	
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.		X
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	X	X
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemao ex Benth.	X	X
	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	X	X
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	X	
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	X	X
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	X	X
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	X	
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	X	
	<i>Inga edulis</i> Mart.	X	X
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	X	X
	<i>Inga marginata</i> Willd.	X	X
	<i>Inga striata</i> Benth.	X	X
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	X	X
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	X	
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes	X	X
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	X	X
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	X	X
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.		X
	<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Fr. All.) Ducke	X	X
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi		X
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel		X
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	X	X
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X	X
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.		X
	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	X	X
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel		X
	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	X	
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Fabaceae	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	X	X
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	X	
	<i>Parkia pendula</i> Benth	X	X
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.)Taub.	X	X
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	X	X
	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	X	
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	X	X
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	X	X
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	X	X
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	X	
	<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & Grimes	X	X
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake		X
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	X	X
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby		X
Lacistemaceae	<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	X	X
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze		X
Lacistemaceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	X	X
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	X	
	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.		X
Lauraceae	<i>Cinnamomum burmannii</i> (Nees & T. Nees) Blume	X	
	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J. Presl	X	X
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.		X
	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	X	X
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	X	X
	<i>Nectandra falcifolia</i> (Nees) J.A. Castigl. ex Mart. Crov. & Piccinini	X	X
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	X	X
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		X
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.		X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	X	X
	<i>Ocotea indecora</i> Schott ex Meisn.	X	X
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	X	X
	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	X	X
	<i>Ocotea vellozziana</i> (Meisn.) Mez		X
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	X	X
	<i>Persea americana</i> Mill.	X	X
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.		X
Laxmanniaceae	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & C.D. Bouché	X	X
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (raddi) Kuntze	X	X
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	X	X
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	X	
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	X	X
Magnoliaceae	<i>Michelia champaca</i> L.	X	X
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	X	X
	<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) Robyns	X	
	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	X	X
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	X	
	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	X	
	<i>Gossypium hirsutum</i> L.	X	X
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	X	X
	<i>Helicteres lhotzkyana</i> (Schott & Endl.) K. Schum.	X	X
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	X	X
	<i>Luehea candicans</i> Mart.	X	X
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.		X
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	X	X
	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H. Karst.	X	X
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	X	X
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	X	X
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	X	X
	<i>Melia azedarach</i> L.		X
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	X	X
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	X	X
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	X	X
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	X	X
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.		X
Monimiaceae	<i>Mollinedia micrantha</i> Perkins	X	X
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	X	X
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	X	X
	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	X	
	<i>Ficus benamina</i> L.	X	
	<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	X	
	<i>Ficus gardneriana</i> (Miq.) Miq.	X	X
	<i>Ficus glabra</i> Vell.	X	
	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	X	X
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	X	X
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	X	
	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	X	X
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	X	
	<i>Morus nigra</i> L.	X	X
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Boer		X
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.		X
	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez		X
	<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez	X	X
	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez		X
Myrtaceae	<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	X	X
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	X	X
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	X	
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	X	X
	<i>Eugenia florida</i> DC.		X
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	X	X
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	X	X
	<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	X	X
	<i>Eugenia psidiiflora</i> O. Berg	X	X
	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand		X
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	X	X
	<i>Eugenia subterminalis</i> DC.		X
	<i>Eugenia tomentosa</i> Aubl.	X	X
	<i>Eugenia uniflora</i> L.		X
	<i>Eugenia uvalha</i> Cambess.		X
	<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Legr.	X	X
	<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D. Legrand	X	X
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		X
	<i>Myrcia guianensis</i> Cambess.		X
	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.		X
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	X	X
	<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg		X
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	X	
	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	X	X
	<i>Plinia cauliflora</i> (DC.) Kausel	X	X
	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman		X
	<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	X	X
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X	X
	<i>Psidium guajava</i> L.	X	X
	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels.		X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	X	X
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	X	X
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	X
	<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	X	
Opiliaceae	<i>Agonandra engleri</i> Hoehne	X	X
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	X	X
	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	X	X
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	X	
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	X	X
	<i>Seguieria floribunda</i> Benth.	X	X
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.		X
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.		X
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.		X
	<i>Piper crassinervium</i> Kunth		X
	<i>Piper cuyabanum</i> C. DC.		X
	<i>Piper diospyrifolium</i> Kunth		X
	<i>Piper glabratum</i> Kunth		X
	<i>Piper mollicomum</i> Kunth		X
	<i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq.		X
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.		X
Poaceae	<i>Bambusa tuldoidea</i> Munro.		X
	<i>Phyllostachys aurea</i> Carrière ex Rivière & C. Rivière		X
	<i>Phyllostachys nigra</i> (Lodd. ex Lindl.) Munro		X
Polygalaceae	<i>Polygala klotzschii</i> Chodat		X
	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	X	X
	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	X	X
	<i>Triplaris americana</i> L.		X
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	X	X
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	X	X
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	X	X
	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	X	X
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	X	X
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X	
	<i>Prunus salicina</i> Lindl.	X	X
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.		X
	<i>Alseis floribunda</i> Schott		X
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	X	
	<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hook. f. ex K. Schum.		X
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	X	
	<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.		X
	<i>Coffea arabica</i> L.	X	X
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	X	X
	<i>Faramea tetragona</i> Müll. Arg.	X	X
	<i>Genipa americana</i> L.	X	X
	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	X	X
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	X	X
	<i>Randia calycina</i> Cham.		X
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		X
	<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.	X	X
Rutaceae	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	X	X
	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	X	X
	<i>Citrus limonum</i> Risso		X
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck		X
	<i>Citrus</i> sp	X	X
	<i>Clausena excavata</i> Burm.f.		X
	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.H.L. Juss.	X	X
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex.	X	X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	X	X
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	X	X
	<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.		X
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	X	X
	<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	X	
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.		X
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	X	X
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.		X
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	X	X
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	X
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.		X
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	X	X
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		X
	<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.		X
	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler		X
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	X	X
Sapindaceae	<i>Xylosma venosa</i> N.E. Br.	X	X
	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	X	X
	<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.		X
	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	X	X
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	X	
	<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	X	X
Sapotaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	X	X
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		X
	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	X	X
Siparunaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma		X
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	X	X
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.		X

Família	Espécie	Estrato Arbóreo	Estrato Regenerante
Solanaceae	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.		X
	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	X	X
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal		X
	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.		X
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal		X
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.		X
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	X	X
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.		X
Styracaceae	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	X	
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	X	X
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul		X
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	X	X
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	X	X
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.		X
	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.		X

Anexo 5 Áreas de estudo, com alguns atributos da comunidade vegetal. NP: número de espécies plantadas amostradas; R: riqueza total amostrada; Rr: riqueza rarefeita total (no. de espécies a cada 100 indivíduos); Jack: riqueza estimada por Jackknife sem os arbustos; Dens.: densidade de plantas em regeneração; AB: área basal (m² ha⁻¹)

Área	Idade (anos)	NP	R	Div	Jack	Dens	AB
Balta4	4	16	18	16	5	1310	4,2
Areia5	5	26	26	24	1	1520	12,1
Novo6.5	6,5	44	46	38	17	2080	18,2
Lage7	7	43	58	35	37	3420	12,8
Barra7.5	7,5	20	21	17	7	2340	15,8
Congo8	8	20	42	28	41	3610	19,7
SCruz8	8	14	35	26	32	2930	21,7
Pesq8.5	8,5	22	38	24	35	3970	47,0
Prima10.5	10,5	25	33	19	14	1290	16,2
SDomi10.5	10,5	29	72	37	71	7250	20,4
Ajuri12	12	27	72	31	78	9940	34,5
Jupia13	13	26	48	16	49	13630	29,2
Novo14	14	32	55	18	47	19960	26,2
Sando16	16	23	41	18	38	9800	37
Itagu17	17	26	58	21	63	12170	23,4
Vasqu17	17	21	31	18	29	7970	52,1
Novo18	18	20	61	30	64	6830	32,3
Cana21	21	1	38	18	41	10090	37,5
SAGue21	21	25	50	23	46	7330	37,8
Irace22	22	33	83	29	94	13500	42,7
Rosa23	23	39	72	33	74	7610	30,9
Unesp24	24	21	52	23	58	6160	29,1
Promi27	27	24	46	30	47	2740	41,8
Cana28	28	16	62	22	67	13840	49,5
Cana38	38	26	63	25	63	10840	60,7
Ester53	53	23	100	42	112	12360	44,5
FRbsul	Referência	Referência	70	24	94	13500	16,4
FMSol	Referência	Referência	94	41	117	10310	27,2
PEMD	Referência	Referência	69	31	88	10920	41,0
EEcC	Referência	Referência	79	29	95	13010	27,0