

PAULO ROBERTO TORRES ORTIZ

**Monitoramento de um reflorestamento com alta
diversidade de espécies nativas, sob três
condições de adensamento de mudas, no Parque
Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo/SP.**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais.

SÃO PAULO

2017

PAULO ROBERTO TORRES ORTIZ

**Monitoramento de um reflorestamento com alta
diversidade de espécies nativas, sob três
condições de adensamento de mudas, no Parque
Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo/SP.**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas Vasculares em Análises Ambientais.

ORIENTADOR: PROF. DR. LUIZ MAURO BARBOSA

Ficha Catalográfica elaborada pelo **NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA**

À minha mãe, irmãos e pai (*in memoriam*), dedico.

Se, a princípio, a ideia não é absurda, então não há esperança para ela.
Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

É com prazer que agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, em especial:

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Mauro Barbosa, pelos ensinamentos, questionamentos, orientações e por propiciar todas as condições necessárias para que este estudo pudesse ser realizado;

A todos os meus colegas do CERAD, Cilmara, Fernando, Elenice, Marcinha, Everaldo, Regina, Cecília e Carol, pela amizade e companheirismo. Aos estagiários atuais e passados, Nara, Augusto, Gustavo, Paloma, Keila, Flávia, Paulini, pela amizade, energia nos trabalhos de campo e organização dos dados;

Ao Instituto de Botânica, pela constante luta em favor da biodiversidade paulista e nacional;

Ao Programa de Pós-Graduação do Instituto de Botânica, pela oportunidade de realizar este estudo;

Aos amigos Karina Barbosa, Michel Colmanetti e Fernando Cirilo, pelas conversas, sugestões, discussões e críticas, obrigado;

Aos pesquisadores e técnicos Nelson Junior, Zé Marcos, Claudio Barbedo, Eduardo, Hilton Thadeu, Casagrande, Fátima Piña-Rodrigues, Domingos, Valéria, Emerson, Víviam, Marina, Adriana, Catharino, Liliam Asperti, pelas inúmeras conversas, sugestões e contribuições neste estudo;

À Regina T. Shirasuna, pela identificação das espécies vegetais presentes no estudo;

A todos que contribuíram com as coletas e organização dos dados, Fernando, Nara, Márcia, Karina, Augusto, Gustavo, Cecília, Evandro, Everaldo, Carolina, Keila, Paloma, Sirléia, Amanda, Wagner, Celso, Flávia, Alex, muito obrigado;

Ao Fulvio Parajara, pelas incontáveis conversas sobre pesquisas e técnicas de restauração;

Aos meus colegas do Instituto de Botânica, Osvaldo, Domingos, Eduardo, Emerson, Fátima, Valéria, Ada, Cibele, Carlos Fernando, Kátia, Carlos Agena, Renata, Janaína, Laura, Liliane, Marco Antonio, Marília;

Ao Maurício e Carol, pelo trabalho de excelência realizado na área de plantio;

À Elenice pela leitura final, sugestões, correções e amizade, meu muito obrigado;

A todos funcionários, estagiários, alunos e colaboradores que constituem o Instituto de Botânica e o Programa de Pós-Graduação do Instituto de Botânica, parabéns pelo trabalho desenvolvido;

À minha mãe, Eliana, pelo amor, pelo apoio permanente, por sempre me fazer caminhar para frente e pelo caminho do bem, pela sua força, integridade, pelos ensinamentos para a vida. Tudo que sou devo a você!

Aos meus irmãos Paulo Gustavo e Paula Silvia, minha cunhada Priscilla, meus sobrinhos Antonio e João, pelo amor, confiança, inspiração, segurança e por sempre me apoiarem, meu muito obrigado,

Ao meu pai, José Roberto (*in memoriam*), por ter construído, junto à minha mãe, a base da minha família,

À minha avó Beatriz, tia Carmem e tia Lisia, pelo amor e apoio constantes, e aos que já se foram, meu avô Vinícius, tio Victor, bisavó Conceição, deixaram valores indelévels na minha formação como cidadão.

A todos os meus amigos que apoiaram, incentivaram e torceram pela conclusão deste trabalho, em especial Ferrr e o Peixe, Missio e Ná, Cappu, Cae, Coda, e à turma do 5º andar Murilo, Loraine, Wagnão e Fran, meu muito obrigado.

A ciência não é desenvolvida de maneira individual.

Sumário

Resumo:.....	1
Abstract	2
1. Introdução.....	3
2. Objetivos	7
2.1. Objetivo Geral	7
2.2. Objetivos Específicos	7
3. Revisão Bibliográfica.....	8
3.1. Restauração Ecológica no domínio do bioma Mata Atlântica	8
3.2. Recuperação de áreas degradadas	9
3.2.1. Aporte Legal.....	9
3.2.2. Restauração de Áreas Degradadas.....	14
3.2.3. Sucessão secundária	17
3.2.4. Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica	21
4. Materiais e Métodos	23
4.1. Área de Estudo	23
4.2. Delineamento Experimental	26
5. Resultados e discussão	35
5.1. Avaliação comparativa dos modelos de plantio	35
5.1.1. Mortalidade de indivíduos.....	35
5.1.2. Dados biométricos	36
6. Discussão.....	41
7. Conclusões e considerações finais.....	44
8. Referências Bibliográficas	46

Resumo: Nas últimas décadas, estudos no desenvolvimento de técnicas de restauração ecológica tem proporcionado a recuperação de processos ecológicos e da dinâmica florestal. Estudos que proporcionem suporte para essas técnicas, conhecidos como “Ferramentas Facilitadoras”, ainda são requisitados. O objetivo desse estudo é verificar a influência do espaçamento no desenvolvimento de um reflorestamento implantado com alta diversidade de espécies nativas. No total, foram avaliadas 900 mudas pertencentes a 84 espécies nativas de ocorrência local no “Parque Estadual das Fontes do Ipiranga” (PEFI), em São Paulo, SP. As mudas foram arranjadas em parcelas permanentes de 50 berços cada. Os tratamentos foram implantados em espaçamentos de: 0,25 x 1 m, 2 x 1,5 m e 2 x 3 m, com seis repetições, distribuídas sistematicamente para evitar parcelas vizinhas de mesmo tratamento, totalizando 18 parcelas. A altura, diâmetro a altura do solo (DAS), área basal, e projeção de copa, foram medidas aos 120 e 630 dias após o plantio. Com base nos nossos resultados, alta mortalidade foi observada para o menor espaçamento. Quando avaliadas todas as mudas das parcelas, a altura média e a projeção da copa não apresentaram diferenças significativas. O espaçamento 2m x 1,5m apresentou os maiores valores para a área basal e a projeção de copa e DAS, e o espaçamento 0,25 x 1m demonstrou os menores valores para as mesmas variáveis. Quando analisadas por classes sucessionais, as espécies pioneiras apresentaram diferença significativa para projeção de copa, DAS e área basal. As espécies não-pioneiras apresentaram diferença significativa para altura total, com o espaçamento 2x1,5m exibindo as maiores médias. Os resultados sugerem que o extremo adensamento das mudas prejudica o desenvolvimento e o vigor das mesmas, assim como a sobrevivência.

Abstract

In the last decades, studies on the development of ecological restoration techniques have provided the recovery of ecological processes and forest dynamics. Studies that provide support for these techniques, known as "Facilitating Tools", are still required. The objective of this study is to verify the influence of spacing on the development of an implanted reforestation with high diversity of native species. In total, 900 seedlings belonging to 84 native species of local occurrence were evaluated in the "Parque Estadual das Fontes do Ipiranga" (PEFI), in São Paulo, SP. The seedlings were arranged in permanent plots of 50 cribs each. The treatments were implanted in spacings of 0.25 x 1 m, 2 x 1.5 m and 2 x 3 m, with six replications, systematically distributed to avoid neighboring parcels of the same treatment, totaling 18 plots. The height, diameter, soil height (DAS), basal area, and canopy projection were measured at 120 and 630 days after planting. Based on our results, high mortality was observed for the smallest spacing. When all the seedlings were evaluated, the mean height and crown projection did not show significant differences. The 2m x 1,5m spacing presented the highest values for the basal area and crown and DAS projection, and the spacing of 0.25 x 1m showed the lowest values for the same variables. When analyzed by succession classes, the pioneer species showed a significant difference for canopy projection, DAS and basal area. The non-pioneer species presented significant difference for total height, with the spacing 2x1,5m exhibiting the highest averages. The results suggest that the extreme densification of seedlings impairs their development and vigor, as well as their survival.

1. Introdução

Há alguns anos, a preocupação com a reparação de danos, provocados pelo homem aos ecossistemas, está em evidência. Reflorestamentos têm sido implantados desde o século XIX, no Brasil, para diferentes objetivos, entre eles a proteção de mananciais, estabilização de encostas, recuperação de habitat para fauna e outros. Esta busca de resultados tem proporcionado a existência de diferentes terminologias para designar os processos naturais e artificiais de reparação aos ecossistemas. Entretanto, a partir da década de 1980, com o início dos estudos da ecologia da restauração, o termo restauração ecológica passou a ser mais claramente definido, vindo a ser o mais utilizado no mundo (Engel e Parrota, 2003). A SER - Society for Ecological Restoration (2004), por exemplo, definiu a restauração ecológica como a prática deliberada que visa a iniciar ou acelerar a recuperação da saúde, integridade e sustentabilidade de um ecossistema degradado, danificado ou destruído, seja por ações diretas, ou indiretas do homem. Assim, o ecossistema restaurado não necessariamente voltaria às suas condições originais, uma vez que as condições ambientais atuais certamente não mais permitem este retorno (Engel e Parrota, 2003).

A ecologia da restauração passou a ser definida como a ciência ou disciplina que investiga a restauração de ecossistemas degradados, gerando conceitos, modelos, metodologias, políticas e ferramentas que proporcionam avanços práticos. Assim, esta disciplina pode ser definida como processo científico de desenvolvimento para orientar a restauração (Palmer *et al.*, 2006).

Em contraste com as florestas perturbadas, as áreas degradadas perderam a capacidade de se recuperarem por si só, requerendo a execução de trabalhos de revegetação e/ou enriquecimento (Piña-Rodrigues *et al.*, 1997).

Avanços importantes nos conhecimentos práticos, ecológicos e baseados na experimentação científica têm propiciado, aos tomadores de decisão, importantes resultados na restauração ecológica e recuperação de áreas degradadas com plantios heterogêneos, no

estado de São Paulo (Barbosa *et al.*, 2012; Barbosa 2013; Barbosa 2015 e Barbosa *et al.*, 2017)

Van Andel & Grootjans, (2005) destacam que os esforços em restauração ecológica foram muito beneficiados com a utilização de conceitos de paisagem, tais como heterogeneidade espacial e conectividade, associados a modelos dinâmicos.

A maioria dos projetos de restauração ecológica de florestas tropicais biodiversas tem focado no restabelecimento de comunidades vegetais ricas em espécies vegetais nativas, como forma de favorecer a dinâmica florestal e os processos ecológicos que permitem a sustentabilidade da área restaurada, potencializando, assim, a formação de florestas biologicamente viáveis, por meio do uso ou favorecimento de uma riqueza de espécies vegetais condizente com a dos ecossistemas de referência (Brançalion *et al.*, 2010).

Considera-se que, independentemente do nível de complexidade abordado e do objetivo que se espera alcançar com a restauração ecológica de uma área degradada, o conhecimento do ecossistema fornece a base teórica fundamental, para que os aspectos ecológicos da restauração possam ser incorporados (Engel & Parrotta 2003). Também permite determinar qual tipo de comunidade poderá estabelecer-se em um determinado local, ou em qual magnitude o restabelecimento de populações adequadas ao sítio resultará no restabelecimento concomitante dos processos que regem o funcionamento do sistema (Leite & Rodrigues 2008, Campos *et al.*, 2009).

Novos ecossistemas formados com alta diversidade, ao contrário do que se observa em monocultivos, não apresentam problemas extremos com pragas e doenças (Kageyama 2007).

O plantio de mudas, para auxiliar na revegetação inicial de uma área degradada, se faz necessário quando a perturbação acontece em tal intensidade, que a regeneração natural esperada ocorre de maneira muito lenta, interrompendo a tendência de recomposição natural, após significativa perturbação em uma área nativa. (Duboc, 2005)

Se avaliarmos o rápido desenvolvimento da restauração no estado de São Paulo, incluindo os avanços dos programas de plantios com espécies nativas em grande escala e os voltados para créditos de carbono, assim como as novas propostas de metodologias de restauração, podemos concluir que participamos de um momento importante de busca de novos conhecimentos científicos e tecnológicos da restauração, no estado e também no país (Kageyama, 2011; Barbosa *et al.*, 2015).

Um fator de grande importância em programas de recomposição florestal é o espaçamento de plantio, que influencia na otimização do uso dos recursos disponíveis (Reis; Reis, 1993), na taxa de crescimento (Nascimento, 2007), no recobrimento do solo (Gandolfi *et al.*, 2009), nos custos de implantação e de manutenção (Pina-Rodrigues *et al.*, 1997) (Barbosa, 2014) e na facilidade de implantação a partir de ferramentas de restauração, como as apresentadas por Barbosa (2015)

Reis e Reis (1993) mencionaram que a escolha do espaçamento adequado tem por objetivo proporcionar, para cada indivíduo, o espaço suficiente para se obter o crescimento máximo, com a melhor qualidade e menor custo, sem, entretanto, desconsiderar a questão da proteção do solo. Kageyama *et al.* (1986) já apontavam cinco diferentes tendências de respostas ao aumento do espaçamento, por diferentes grupos de espécies arbóreas nativas; desde a resposta positiva em crescimento com o aumento do espaçamento, até uma resposta negativa, tanto em altura como em diâmetro das árvores. Kageyama e Castro (1989) esclareceram que o maior estímulo ao crescimento, com aumento do espaçamento, indicaria que a espécie tem maior proximidade com a fase inicial de sucessão; e a diminuição do crescimento com o aumento do espaçamento, por outro lado, seria um indicativo de que a espécie teria maior proximidade com a fase final de sucessão. Outro fator importante para que os plantios de recomposição florestal tenham sucesso é a adoção de critérios para associar diferentes espécies (Kageyama e Castro, 1989), sejam estes relacionados à classe sucessional, à função, à síndrome de dispersão, entre outros.

O principal objetivo deste trabalho é o de estabelecer alguns parâmetros e metodologias que auxiliem no monitoramento da restauração ecológica, em projetos de reflorestamentos heterogênicos com alta diversidade e modelo de plantios adensados, contribuindo, assim, com informações importantes para elaboração de projetos técnicos a serem utilizados na restauração ecológica, visando a um licenciamento ambiental de qualidade, já que o Estado deve ser o indutor de políticas públicas para o setor de reflorestamento heterogêneo, tendo em vista a conservação da biodiversidade e a recuperação das florestas nativas, além de fornecer informações e “ferramentas” adequadas ao processo de restauração florestal. (Barbosa *et al.*, 2017)

Considerando esta contextualização, algumas perguntas que sustentam esta pesquisa são: (1) O uso de diferentes modelos de adensamento de plantios podem indicar a melhor forma de plantio para diferentes situações?; (2) O monitoramento de reflorestamento com diferentes espaçamentos no plantio oferece diferentes graus de dificuldade no monitoramento?;

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

- Estabelecimento de parâmetros e metodologias para monitoramento de projetos de restauração ambiental de ambientes degradados, por meio de reflorestamento com alta diversidade de espécies florestais nativas, implantado em plantios com diferentes adensamentos das mudas, visando à indicação de novas “ferramentas” a serem utilizadas em apoio ao licenciamento ambiental e às políticas públicas para a restauração ecológica.

2.2. Objetivos Específicos

- i. Avaliar e comparar a taxa de mortalidade de mudas nos diferentes tratamentos;
- ii. Avaliar e comparar o desenvolvimento das mudas nos diferentes tratamentos, por parâmetros biométricos (altura total, diâmetro do colo na altura do solo e cobertura de copa);
- iii. Fornecer parâmetros comparativos para pesquisas futuras, permitindo a análise no decorrer da história do processo de restauração;
- iv. Buscar resultados que permitam produzir informações que auxiliem na orientação de políticas públicas, voltadas à restauração ecológica e conservação da biodiversidade.
- v. Aprimorar o acervo de informações existentes, propiciando alternativas de reflorestamento e monitoramento dos modelos de plantio com alta diversidade específica, em três diferentes modelos de adensamentos de mudas no plantio.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Restauração Ecológica no domínio do bioma Mata Atlântica

O domínio da Mata Atlântica engloba uma área de 1.110.182 km², 13,04% do território nacional, cobrindo total ou parcialmente 14 estados brasileiros. Corresponde a um mosaico de ecossistemas florestais e outros ecossistemas associados (restingas, manguezais, etc.) que formavam um grande contínuo florestal, à época do descobrimento do Brasil (IBGE 2004).

Um dos pontos que mais tem gerado discussão em torno da chamada Mata Atlântica é a definição real dos seus domínios. Alguns autores definem sua distribuição como restrita à faixa litorânea (Joly *et al.*, 1991); outros admitem uma penetração para o interior na região Sudeste (Rizzini, 1963; Romariz, 1972

De acordo com o Decreto Lei 750/93, o Domínio da Mata Atlântica foi definido como sendo o "espaço que contém aspectos fitogeográficos e botânicos que tenham influência das condições climatológicas peculiares do mar (Joly/70), incluindo as áreas associadas delimitadas segundo o Mapa de Vegetação do Brasil (IBGE,1993), que inclui as Florestas Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual, manguezais, restingas e campos de altitude associados, brejos interioranos e encaves florestais da Região Nordeste"

O bioma Mata Atlântica foi apontado como um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade, junto com outras 33 regiões em todo o planeta, em virtude da sua riqueza biológica e níveis de ameaça (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004). Apresentando grandes variações no relevo, nos regimes pluviométricos e nos mosaicos de unidades fitogeográficas, as quais contribuem para a grande biodiversidade, a Mata Atlântica está distribuída em partes do Brasil, Argentina e Paraguai, ao longo de mais de 27 graus de latitude (Pinto *et al.*, 1997; Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Silva & Casteleti, 2003).

Os sucessivos impactos, resultantes de diferentes ciclos de exploração, da concentração da população e dos maiores núcleos urbanos e industriais, levaram a uma drástica redução na cobertura vegetal natural deste bioma, resultando em paisagens fragmentadas fortemente dominadas pelo homem (Fonseca, 1985; Dean, 1996; Câmara, 2003; Hirota, 2003; Mittermeier *et al.*, 2004). A devastação da Mata Atlântica é um reflexo da ocupação territorial e da exploração desordenada dos recursos naturais, portanto a Mata Atlântica brasileira está reduzida a aproximadamente 12,5% de sua extensão original. Ocupava cerca de 1.350.000 km² do território nacional, estendendo-se desde o Ceará até o Rio Grande do Sul (Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1998; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2014). Essa região é de grande importância para o país, pois abriga mais de 60% da população brasileira e é responsável por quase 70% do PIB nacional (CI-Brasil *et al.*, 2000).

3.2. Recuperação de áreas degradadas

3.2.1. Aporte Legal

De um modo geral, o uso intensivo e desordenado do solo tem levado muitos ecossistemas à degradação. A supressão total de algumas populações, em determinadas regiões geográficas, é uma ação antrópica muito prejudicial para a conservação da biodiversidade. Grandes áreas utilizadas pela agropecuária ou inundadas, para a criação de reservatórios de hidroelétricas, são responsáveis pelo desaparecimento de populações inteiras de flora e fauna, determinando uma menor diversidade biológica (Barbosa *et al.*, 2017). O Brasil possui leis e normas, em âmbito nacional ou de outros alcances infranacionais, que procuram ordenar e estabelecer regras que definem e impactam diretamente os processos de restauração ecológica. O conhecimento sobre a legislação ambiental, aplicado à recuperação de áreas degradadas, é de fundamental importância, pois existem dispositivos legais que normatizam o modo de apresentação de projetos, além de critérios técnicos mínimos a serem atendidos.

A Legislação, de um modo geral, aponta para os seguintes marcos legais:

- Lei Federal 6938/81 - Lei de Política Nacional de Meio Ambiente - primeira lei no sentido de organizar a política de meio ambiente e toda a estrutura governamental. Criou o CONAMA e o SISNAMA (regulamentados pelo Decreto n. 88.351, de 01 junho de 1983).
- Lei Federal 7.347/85 - Prevê ação civil pública, criando instrumentos que permitem a defesa do meio ambiente na esfera jurisdicional. Cria instrumentos para viabilizar a recuperação de áreas degradadas.
- Resolução CONAMA n. 001/86 - estabelece critérios básicos e diretrizes gerais para o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).
- Constituição Federal de 1988 - Artigo 225 - a Floresta Atlântica é considerada patrimônio nacional e sua utilização se fará, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais. Informa a necessidade de reparar os danos ambientais.
- Decreto-lei n. 97.632/89 - regulamentou a lei n. 6.938/81, obrigando a recuperação da área degradada como parte do Relatório de Impacto Ambiental. Instituiu o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD).
- Lei Federal n. 9.605, de fevereiro de 1998 - Dispõe sobre sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. É a chamada lei dos crimes ambientais, que permite abertura de uma ação e processo penal contra crimes ambientais. A partir deste dispositivo legal, também foi criado o Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), que é formalizado pelo órgão ambiental através do Ministério Público.
- Decreto n. 3.420, de abril de 2000 - cria o Programa Nacional de Florestas que fomenta a "recomposição e restauração de florestas de preservação permanente, de reserva legal e áreas alteradas".

- Lei Federal n. 11.428, de dezembro de 2006 - dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências.
- Decreto n. 6.660, de novembro de 2008 - regulamenta os dispositivos da Lei Federal da Mata Atlântica (11.428/2006).
- Instrução normativa n. 4, de 13 de abril de 2011 - esta instrução estabelece procedimentos para elaboração de Projeto de Recuperação de Área Degradada - PRAD ou Área Alterada. Esta instrução traz como anexos Termos de Referência e distingue dois tipos de PRAD (PRAD e PRAD simplificado), aplicados conforme cada caso especificado na norma.
- Lei Federal n. 12.651/12 – Novo Código Florestal - o novo Código Florestal prevê a recomposição gradual das áreas de reserva legal e recuperação das áreas de preservação permanente, em diferentes faixas, conforme o tamanho dos imóveis rurais. As áreas de preservação permanente e de reserva legal, que não possuem mais sua vegetação natural, são consideradas degradadas, portanto necessitam legalmente de serem recuperadas. Em seu artigo primeiro, o novo Código Florestal estabelece, em suas alíneas 6, 7 e 8, a responsabilidade comum de União, Estados, Distrito Federal e Municípios, em colaboração com a sociedade civil, na criação de políticas para a preservação e restauração da vegetação nativa e de suas funções ecológicas e sociais nas áreas urbanas e rurais, assim como a inovação para o uso sustentável e a recuperação, além de criação e mobilização de incentivos jurídicos e econômicos para fomentar a preservação e a recuperação da vegetação nativa. A recuperação das áreas de Reserva Legal está prevista no artigo 17, do Código Florestal, onde temos: "deverá ser iniciado o processo de recomposição da Reserva Legal em até dois anos contados a partir da data da publicação desta Lei, devendo tal processo ser concluído nos prazos estabelecidos pelo Programa de Regularização Ambiental – PRA". Também o art. 66, em seu parágrafo segundo, determina que a recomposição da área de reserva legal deverá ser concluída em até 20

(vinte) anos, abrangendo, a cada 02 (dois) anos, no mínimo 1/10 (um décimo) da área total necessária para sua complementação. No capítulo X do novo Código Florestal, temos o programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente, no qual são mencionadas linhas de financiamento específicas, assim como isenção de impostos, utilização de fundos públicos, apoio técnico e financeiro (art. 58) e Programas de Regularização Ambiental – PRA (art. 59), onde estão previstas todas as estratégias de recuperação de áreas degradadas na propriedade rural. Assim, vários dispositivos legais, principalmente o novo Código Florestal, incentivam a adequação ambiental dos imóveis rurais, conservando as áreas florestais existentes como reserva legal e áreas de preservação permanente, e promovem a recuperação de áreas degradadas, sendo mecanismos muito importantes para conservação dos biomas brasileiros. Existem outros dispositivos legais, relacionados à restauração florestal, especificamente para os estados brasileiros, que dispõem desde as compensações ambientais (alguns estados atrelam a liberação de desmatamento a plantios de restauração compensatórios, com a mesma área ou maiores), até o estabelecimento e regras de plantios de restauração (número de espécies a serem utilizadas, percentagens de uso de espécies ameaçadas de extinção, número de espécies frutíferas etc.). Para a Mata Atlântica, a recomposição/conservação das áreas de reserva legal e a preservação permanente podem significar a recuperação deste bioma.

Especificamente para o estado de São Paulo, podemos citar que a supressão de vegetação nos estágios médio e avançado de regeneração, para as fisionomias cerrado e cerrado “stricto sensu”, tem resolução específica (SMA 64 de 2009) para regulamentar a lei n. 13550 de 2009, que trata da utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado. Esta resolução dispõe sobre o fechamento das fisionomias de Cerrado e de seus estágios de regeneração, e dá providências correlatas (Bononi e Barbosa 2010). Para o estado de São Paulo, a compensação ambiental, no caso de concessão de autorização para supressão de

vegetação nativa, considerando as escalas de classificação presentes no mapa “Áreas prioritárias para incremento da conectividade”, elaborado pelo Programa Biota-Fapesp, deve atender aos seguintes critérios: dentro da escala de 6 a 8, deverá ser compensada área equivalente a seis vezes a área autorizada; dentro da escala de 3 a 5, deverá ser compensada área equivalente a duas vezes a área autorizada; dentro da escala de 1 a 2, deverá ser compensada área equivalente à suprimida (Resolução SMA 86/09).

Com o objetivo de orientar e monitorar os processos de restauração ecológica no estado de São Paulo, a Secretaria do Meio Ambiente publicou a resolução estadual SMA 32/2014, que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica de áreas degradadas no estado de São Paulo. No início de 2015, a portaria 01/2015 estabeleceu o protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica, metodologia que deve ser implantada, para verificar se os padrões pré-estabelecidos foram alcançados, conforme o desejado.

Barbosa & Barbosa (2007) já comentavam sobre a importância, na execução de políticas públicas, da lista de espécies da flora ameaçada de extinção no estado de São Paulo. Os autores, em 2017, também comentam que a participação mais efetiva dos institutos de pesquisa da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMASP), no planejamento e licenciamento ambiental, passou a ser uma exigência nos programas de políticas públicas do governo do estado de São Paulo, sobretudo para tornar os processos de licenciamento ambiental mais ágeis e confiáveis, do ponto de vista técnico-científico. A análise dos problemas, envolvendo a substituição da cobertura florestal natural por áreas agrícolas, tem suscitado muita preocupação, não só pelos processos erosivos e redução da fertilidade dos solos agrícolas, mas também pela extinção de espécies vegetais e animais. Por outro lado, as atividades de produção que, quando realizadas de forma predatória, têm como consequência a degradação ambiental, estão sujeitas a sanções cada vez mais drásticas e corretivas, sobre as quais a SMASP tem responsabilidade legal, seja na definição de parâmetros e nas suas

técnicas, seja nos processos de licenciamento ambiental capaz de orientar o mercado consumidor cada vez mais exigente, conceito incorporado no ISO 14001.

3.2.2. Restauração de Áreas Degradadas

Qualquer alteração no meio natural pode ser considerada uma forma de degradação (Corrêa, 2005). Assim, a degradação de áreas naturais não é causa exclusiva das atividades antrópicas, pois os ecossistemas estão sujeitos a algum tipo de alteração natural (Engel & Parrotta, 2003).

Além disso, uma área de vegetação nativa pode ser perturbada de modo a afetar a dinâmica natural e a estrutura da vegetação ali existente (Carpanezi, 2005; Corrêa, 2006; Barbosa & Barbosa 2007). A depender dessa perturbação, ocorrem danos que podem ter como consequências: assoreamento de corpos d'água, poluição do solo e da água, erosões, invasão por espécies exóticas, mudança de fitofisionomia, etc. (Barbosa coord. 2015; Carpanezi, 2005)

Correa (2006) considerou que uma área está degradada quando o grau de interferência impossibilita a capacidade de resiliência, ou seja, a capacidade de regeneração do meio, e a conseqüente recuperação, sendo então necessária uma intervenção ativa do homem. Ainda, pode se entender por área degradada aquelas que não possuem mais a capacidade de se sustentar, através da reposição da matéria orgânica do solo, reposição de biomassa, nutrientes, estoque de propágulos, sendo então necessária a intervenção ativa na área (Brown & Lugo, 1994).

Carpanezi (2005) diferenciou ecossistemas degradados de ecossistemas perturbados, sendo os primeiros aqueles sem possibilidades de autorregeneração aceitável, após a ocorrência de distúrbios, portanto mais dependentes do favorecimento humano para

sua recuperação, enquanto ecossistemas perturbados são aqueles que sofreram distúrbios, mas mantêm a capacidade de regenerar-se em um tempo adequado.

A restauração ecológica está fundamentada no “paradigma contemporâneo da ecologia” (Pickett & White 1985), que reconhece que os distúrbios naturais são fenômenos que influenciam na dinâmica da vegetação. Esse conceito admite que o processo sucessional, alicerce da restauração, está sujeito a eventos que ocorrem ao acaso e que influenciam toda a dinâmica da comunidade e, conseqüentemente, a direção que a comunidade pode assumir, admitindo-se diversas comunidades finais possíveis (Brancalion *et al.*, 2009). Dessa forma, uma área em restauração não está sujeita a um único e pré-estabelecido clímax, mas a uma ampla gama de possibilidades de trajetórias, que conduz a comunidade vegetal a diferentes níveis de organização e estrutura (Gandolfi *et al.*, 2007, Rodrigues & Gandolfi 2007, Barbosa *et al.*, 2013, Rodrigues *et al.*, 2009). Vários outros aspectos são considerados em relação à restauração ecológica, principalmente quando se trata de ecossistemas tropicais.

Fundamentalmente, quando uma espécie possui uma ampla variabilidade genética, há mais chances de sobrevivência a eventos que ocorrem ao acaso e que comprometem a sobrevivência da espécie. Para tanto, considerar diversidade genética das espécies é outro fator importante em projetos de restauração, voltados às florestas tropicais como a Mata Atlântica (Brancalion *et al.*, 2009b, Barbosa 2007). Dessa forma, para representar a diversidade de uma espécie é necessário existir um pool genético da mesma, para representação da variabilidade intrínseca da espécie (Brancalion *et al.*, 2009b).

Uma visão ecossistêmica mais abrangente da restauração ecológica, considerada um novo desafio, ainda está em fase de pesquisa. Essa visão assume que, além da recomposição da vegetação, outros parâmetros devem estar associados à restauração, como o restabelecimento das características do solo, muitas vezes viabilizado pela própria vegetação (Brancalion *et al.*, 2009c). De forma geral, a restauração de áreas degradadas envolve diversas áreas do conhecimento. Rodrigues *et al.* (2011) discutem que os aspectos envolvidos no

processo de restauração ecológica consistem numa complexa interação entre os biomas degradados, o interesse dos proprietários de terra, o uso da terra para agricultura e as técnicas de restauração empregadas. Segundo os autores, estas interações representam o desafio real para a conservação da biodiversidade, os seus serviços ecossistêmicos prestados e também para a restauração de áreas degradadas.

Com base nesses novos conceitos ecológicos, a restauração ecológica possui um novo enfoque, que consiste não apenas na recomposição das características florísticas e fisionômicas da comunidade, mas no restabelecimento dos processos que garantam sua construção e manutenção no tempo. Segundo Isernhagen *et al.* (2009), a restauração ecológica está voltada não mais para a reestruturação de uma comunidade pré-definida, mas sim para recomposição dos processos ecológicos que contribuem para a formação da comunidade vegetal, que pode ou não estar submetida aos fatores de perturbação.

Segundo Gandolfi *et al.* (2007), as espécies da copa de florestas tropicais e subtropicais são responsáveis por selecionar as espécies que se desenvolvem sob sua copa. A variação da luminosidade provocada pela deciduidade de determinadas espécies, associada à composição do solo, presença de aleloquímicos, entre outros fatores, criam microssítios que agem como “filtros ecológicos”. Esses microssítios criados exercem forte influência no recrutamento de determinadas espécies, influenciando a estrutura e a composição da comunidade vegetal local. Em uma condição de reflorestamento, o uso de alta diversidade proporciona uma maior variabilidade de microssítios, gerados pela copa das árvores. Dessa forma, há uma maior possibilidade de haver o recrutamento das espécies no sub-bosque, devido à maior possibilidade de haver especificidade entre os microssítios gerados e as espécies regenerantes, contribuindo para a futura biodiversidade da floresta (Gandolfi *et al.*, 2007).

No Brasil, a restauração ecológica tem sido direcionada principalmente à recomposição de reservas legais e áreas de preservação permanente, e a ações voltadas para a

compensação ambiental, decorrentes de processos de licenciamento, contribuindo principalmente para a conservação do solo e da água (Moraes & Oliveira 2011). Os avanços na área de restauração ecológica estão associados ao aperfeiçoamento das quatro principais linhas de pesquisa: plantio total, plantio de enriquecimento, nucleação e condução da regeneração natural (Moraes & Oliveira 2011). O plantio total de mudas tem sido a prática mais usada, embora as outras técnicas tenham sido testadas e avaliadas, para contribuir no sucesso da restauração.

De acordo com Barbosa *et al.* (2015), o Instituto de Botânica desenvolveu diversas ferramentas facilitadoras da restauração, como o Roteiro Básico para Restauração Ecológica, recomendando principalmente o uso de “Chave de Tomada de decisões” (Barbosa *et al.*, 2005), o plantio em área total de espécies nativas de ocorrência regional, com percentuais estabelecidos em propostas políticas públicas da SMA, regulamentadas por resoluções da Secretaria do Meio Ambiente.

A fragmentação e degradação da Mata Atlântica comprometem a estrutura e o funcionamento de seus ecossistemas, alterando a resiliência natural dos mesmos (Brançalion *et al.*, 2009c). Ela é reconhecidamente um bioma altamente antropizado e fragmentado (Calmon *et al.*, 2011), o que contribui para a redução da biodiversidade, caso os fragmentos fiquem isolados e não possuam conectividade ao longo do tempo (Rodrigues *et al.*, 2009). Dessa forma, ações de proteção e restauração desses fragmentos são fundamentais para a manutenção da floresta (Calmon *et al.*, 2011), bem como para a conservação de sua biodiversidade (Chazdon *et al.*, 2007).

3.2.3. Sucessão secundária

O restabelecimento dos processos ecológicos e do funcionamento da dinâmica florestal tem sido o objetivo das pesquisas nas últimas décadas, por meio do aprimoramento

das técnicas de restauração florestal, com o desenvolvimento e aperfeiçoamento das técnicas de produção de mudas e sementes, de plantio, pela combinação de grupos sucessionais no campo, e de outros métodos de reintrodução de propágulos, entre outros (Nave & Rodrigues, 2007).

A partir do final da década de 80, vários modelos de plantio de mudas, com diferentes combinações de espécies e grupos sucessionais, foram testados na restauração de áreas degradadas (Durigan & Nogueira 1990; Rodrigues & Gandolfi, 2004; Barbosa 2004, entre outros)

Estes modelos eram inicialmente baseados nos conceitos do Paradigma Clássico da Ecologia, no qual a floresta convergia para um clímax único (Pickett; Parker; Fieldler, 1992; Kageyama, 1992). Para tanto, as densidades dos indivíduos de cada espécie e sua distribuição espacial eram definidas com base nos parâmetros fitossociológicos de florestas preservadas da região que se pretendia restaurar, acreditando-se que, desta forma, o clímax único seria alcançado (BUFO 2008).

Nos conceitos clássicos de ecologia dominantes na época, acreditava-se que os sistemas naturais eram fechados e autorreguláveis (Pickett; Parker; Fieldler, 1992; Pickett; Ostfeld, 1994) e a sucessão era um processo determinístico, ocorrendo através da convergência de fases, para atingir um clímax único (Clements, 1928; Odum, 1969).

A criação de um ambiente adequado para o desenvolvimento das espécies finais de sucessão, pelo rápido sombreamento proporcionado, é a principal função das espécies iniciais de sucessão, nos modelos de plantio que usam grupos sucessionais de espécies (Kageyama, 1994; Kageyama, Gandara, 2001).

Porém, uma boa parte dos projetos de restauração adotou o plantio de uma grande proporção de indivíduos de poucas espécies pioneiras, não havendo preocupação com o ciclo de vida curto dessas espécies, com o número de espécies em cada um dos grupos ecológicos e com a diversidade total de espécies nos reflorestamentos (Barbosa, 2002). Isso trouxe, como

consequência, a senescência da maior parte dos indivíduos plantados, num curto período de tempo pós-plantio, sem terem sido alcançadas as condições necessárias para que os indivíduos das espécies mais tardias na sucessão ecológica, plantados em baixa densidade e diversidade, ocupassem essas aberturas geradas pela morte das pioneiras. Esta condição favoreceu a recolonização da área por gramíneas exóticas invasoras e, conseqüentemente a mata competição (Barbosa, 2002)

Posteriormente, com a mudança para o Paradigma Contemporâneo da sucessão secundária, também conhecido como Paradigma do Não-Equilíbrio, os projetos de restauração florestal têm sido adequados a esse novo cenário do conhecimento científico. O Paradigma Contemporâneo converge para a teoria que as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, não existindo uma convergência nas mudanças do sistema, para chegar a um ponto clímax único (Pickett; Parker; Fiedler 1992).

Novos métodos de restauração, baseados nos conceitos do Paradigma Contemporâneo, visam a contemplar o recobrimento inicial da área a ser restaurada em curto prazo e, ao mesmo tempo, criar condições ambientais para o desenvolvimento das espécies finais de sucessão, que garantirão uma alta diversidade (Barbosa, 2004), requisito fundamental para a restauração dos processos ecológicos. A criação desses ambientes favoráveis tem como objetivo a redução dos custos de implantação e o aumento das chances de perpetuação da floresta implantada (BUFO 2008).

Na sucessão secundária, parâmetros como riqueza e diversidade de espécie recuperam-se mais rapidamente do que outros parâmetros, podendo assemelhar-se, em poucas décadas, a florestas maduras (Tabarelli & Mantovani 1999, Guariguata & Ostertag 2001). No entanto, diversos outros fatores influenciam o processo de sucessão, como proximidade a fragmentos que forneçam propágulos, histórico de uso do solo, entre outros (Guariguata & Ostertag 2001). De forma geral, durante o processo de sucessão, parâmetros de estrutura, com

exceção da densidade de indivíduos, são recuperados mais tardiamente (Tabareli & Mantovani 1999).

Durante o processo de sucessão, a floresta sofre mudança em sua estrutura, na sua composição de espécies e no funcionamento do ecossistema (Guariguata & Ostertag 2001, Chazdon 2008, Letcher & Chazdon 2009). Algumas características de florestas secundárias podem ser observadas, como a alta densidade de árvores, baixa área basal e copa reduzida (Guariguata & Ostertag 2001). Em relação à área basal, observa-se que o seu acúmulo, que ocorre ao longo do tempo, está mais associado ao crescimento das árvores, do que ao recrutamento de novos indivíduos (Chazdon *et al.*, 2007). Outros estudos, como sobre a dinâmica de clareiras, também têm fundamentado os estudos de restauração, principalmente relacionados à escolha de espécies para plantio. A sucessão de espécies, em clareiras naturais, tem mostrado que o tamanho da clareira influencia na luminosidade e nas condições microclimáticas, fatores determinantes no estabelecimento das espécies nesse ambiente (Martins *et al.*, 2012).

Sobre a classificação das espécies envolvidas na sucessão de uma clareira, Whitmore (1989) propôs dois grupos, espécies pioneiras e não pioneiras, e para essa classificação considerou que o primeiro grupo possui germinação quando há presença de luz no solo, e as plântulas não se desenvolvem sob baixa condição de luminosidade, enquanto no último, há germinação sob pouca condição de luz, com as plântulas sobrevivendo nessas condições. Outra importante classificação, muito aceita e que leva em consideração a longevidade das espécies e suas tolerâncias ao sombreamento, é a classificação proposta por Budowski (1965), separando as espécies em: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climáticas.

3.2.4. Monitoramento de áreas em processo de restauração ecológica

O monitoramento destaca-se como um procedimento essencial na certificação da eficiência das ações restauradoras, consistindo na aplicação de indicadores para verificar se estão sendo cumpridos os objetivos e metas, em cada etapa da restauração ecológica. Os indicadores devem servir para a verificação da evolução do ambiente em processo de restauração; considerando-se indicadores específicos para cada fase do processo de restauração, e devem estar de acordo com a evolução do processo de sucessão ecológica na área. O monitoramento deve também fornecer subsídios para verificar se há necessidade de um manejo adaptativo. Nesse contexto, a escolha de indicadores que forneçam boas informações é fundamental para o monitoramento. De acordo com Siqueira (2002), as funções ecológicas são examinadas na escala temporal, diferentemente dos aspectos estruturais, que requerem apenas a descrição em um determinado momento. Para verificar se o ecossistema recuperou a sua funcionalidade, são necessárias avaliações após algum tempo de implantação, o que permite verificar o estágio de desenvolvimento do processo de restauração.

Em relação à comunidade vegetal, vários parâmetros têm sido utilizados como indicadores que permitem avaliar a dinâmica de áreas restauradas. Dentre os indicadores, podemos exemplificar, para uma situação inicial, uma simples avaliação da porcentagem de área colonizada por espécies nativas, cobertura de copa, riqueza e diversidade de espécies vegetais arbustivas e arbóreas que vierem a se desenvolver no local, área basal, altura média, chuva e banco de sementes, presença de espécies invasoras, passando posteriormente a indicadores da estrutura e composição da floresta em desenvolvimento, presença de fauna, como invertebrados terrestres e mamíferos associados, podendo alcançar inclusive indicadores sobre o funcionamento e serviços ecossistêmicos da floresta, quando esta apresentar um estágio de desenvolvimento mais avançado (Siqueira 2002, Sorreano 2002,

Souza & Batista 2004, Damasceno 2005, Melo & Durigan 2007, Suganuma *et al.*, 2008, Trevelin *et al.*, 2013).

Entre os estudos que visam a verificar o sucesso da restauração, encontram-se aqueles relacionados à importância de atributos como diversidade, processos ecológicos e estrutura da vegetação (Ruiz-Jaen & Aide 2005, entre outros). Estudos baseados no monitoramento buscam destacar indicadores que demonstrem se os reflorestamentos atingiram a sustentabilidade e recuperaram as suas funções ecológicas, incluindo a proteção de cursos d'água e da biodiversidade regional.

Quando se trata de caracterização e comparação entre comunidades, considera-se que área basal ainda é o melhor descritor. Esse atributo relaciona-se diretamente com a biomassa da vegetação e influencia no microclima local, que corresponde à luminosidade e temperatura do ambiente (Mueller-Dombois & Elleberg 1974). Áreas que são reflorestadas, quando comparadas a outras que passaram por processo de regeneração natural, apresentam maior rapidez na recuperação da biomassa, do que o simples abandono das áreas para a regeneração natural (Melo & Durigan 2007).

Souza & Batista (2004) observaram que em reflorestamentos que possuem cerca de cinco anos, há um favorecimento do indicador altura, em detrimento do indicador área basal. Esse fato ocorre devido ao crescimento de espécies pioneiras, que proporcionam cobertura do solo e fechamento da copa. No entanto, os autores observaram que reflorestamentos, a partir de 10 anos, apresentam diferença de área basal em relação a reflorestamentos mais recentes, mostrando a importância desse parâmetro para florestas dessa idade.

4. Materiais e Métodos

4.1. Área de Estudo

A área de estudo localiza-se no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga – PEFI, no sudeste do município de São Paulo, estado de São Paulo. Situado no planalto paulista e inserido no domínio da Mata Atlântica, possui espécies típicas da Floresta Ombrófila Densa e representantes da Floresta Estacional Semidecidual (Nastri *et al.*, 1992, Barros *et al.*, 2002), em vários estágios de sucessão. O parque localiza-se entre os paralelos 23°38'08''S e 23°40'18''S e meridianos 46°36'48''W e 46°38'00''W, em área total próxima de 527 ha, com altitudes que variam entre 770 e 825 m (Barbosa *et al.* 2002) e seu relevo é caracterizado por topos convexos. O solo de maior ocorrência na área é o Latossolo Vermelho-Amarelo e está situado sobre rochas do embasamento cristalino e também rochas sedimentares.

Possui clima temperado Cwb, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 19,1 °C e precipitação média de 1.540 mm por ano (Santos & Funari 2002). Segundo medidas realizadas pela estação meteorológica do Parque Cientec/USP, localizada no interior do PEFI e que realiza medidas e análises, ininterruptamente, desde 1933, o mês mais frio é julho, com média de 15,2 °C, e o mês mais quente é fevereiro, com média de 21,8 °C. O mês mais chuvoso é janeiro, com 232,2mm médios, e o mais seco é agosto, apresentando média de 37,4mm de precipitação.

O PEFI tem fundação oficial datada de 1969, embora seus limites tenham sido demarcados desde o final do século XIX. A área era de propriedade de fazendeiros e agricultores e apenas após a desapropriação total do local, em 1917, teve início a recuperação da vegetação. Trata-se, portanto, de uma unidade com vegetação secundária, mas que está há cerca de 90 anos protegida e em processo de recuperação (Barros *et al.*, 2002).

O PEFI situa-se em ambiente intensamente urbanizado, formando uma “ilha florestal” inserida na metrópole paulistana (Fernandes *et al.*, 2002), é o terceiro maior parque

estadual da Região Metropolitana de São Paulo e o maior com remanescente de Mata Atlântica isolado. Esta situação submete o PEFI a inúmeras perturbações possíveis, como efeito de borda, incêndios, ilhas de calor, invasão biológica e poluição (Gomes et al. 1998)

O presente estudo foi desenvolvido em área pertence à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, sob administração do Instituto de Botânica (decreto nº 60.844, de 21 de outubro de 2014).

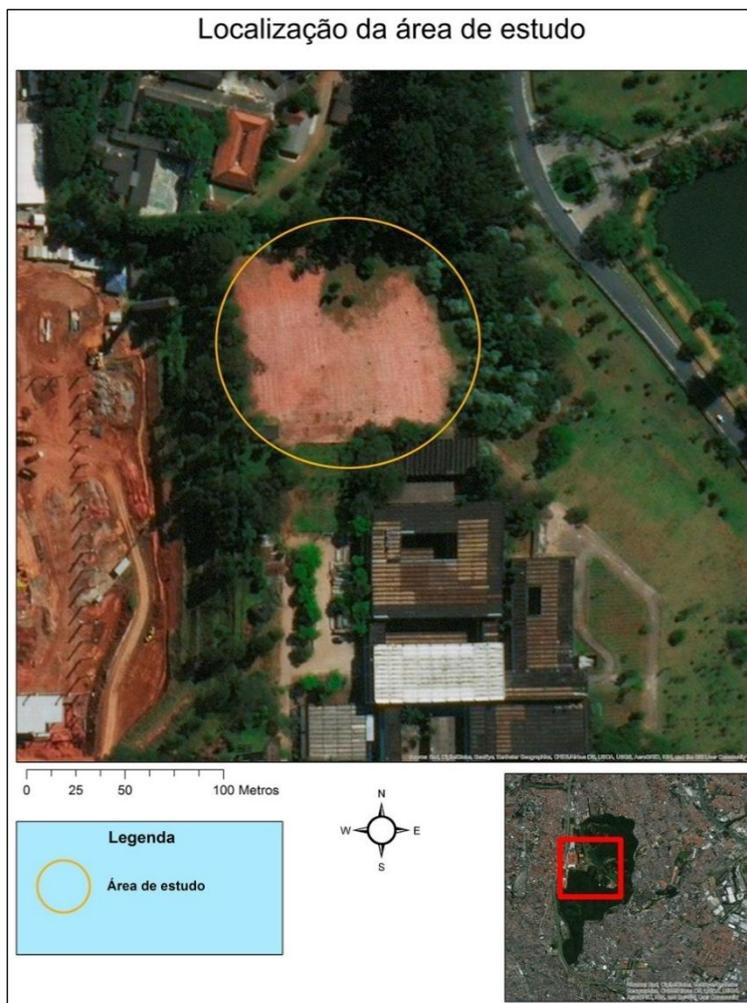


Figura 01 – Localização da área do Instituto de Botânica (círculo verde), na cidade de São Paulo, destinada ao projeto de restauração ecológica monitorado neste estudo.

Esta pesquisa foi implementada a partir de estudos desenvolvidos em parcelas permanentes, instaladas em área de 1,09 hectares, de uma área total de aproximadamente 7 ha, apresentando a maior parte da área com característica predominante a pleno sol e algumas áreas com regeneração natural. Nesta área, foi realizado um projeto de restauração florestal,

com o plantio total de aproximadamente 15.000 mudas de espécies arbóreas nativas do PEFI, o que tem permitido diversos estudos complementares, instalados em parcelas permanentes.

A área possui histórico de degradação e, desde a construção e instalação do prédio da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, hoje desativado, foi submetida a diferentes usos, desde espaço para manobra e estacionamento de veículos, depósito de material inerte e, mais recentemente, abandonada e com domínio de capins exóticos. Portanto a área possui solo altamente antropizado, inclusive com os perfis do solo remexidos e misturados, sendo sobre estes fatores de degradação que o estudo foi conduzido.

Para execução do projeto de plantio total, foi realizada amostragem composta de solo, realizadas análises de fertilidade do solo (Tabela 01), e aplicadas as devidas correções de adubação e do pH, conforme recomendação da avaliação técnica dos resultados obtidos nas análises do solo. A abertura dos berços contou com a utilização de uma miniescavadeira que removeu o solo e produziu berços de dimensões de 60cm de comprimento, por 60cm de largura, com 60cm de profundidade, com volume de 216 litros. Além da adubação mineral e correção do pH, foi incorporado, no solo do berço, matéria orgânica resultante de compostagem, devidamente analisada.

Tabela 01 - Resultados da análise composta de fertilidade do solo da área de estudo.

pH	M.O.	P resina	H+AL	Potássio	Cálcio	Magnésio	Soma de Bases	CTC	V%	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
CaCl ₂	g/dm ³	mg/dm ³	mmol _c /dm ³						%	mg/dm ³				
8	10	29	11	3,2	95	9	108	119	91	0,22	0,1	9	2	1,8

4.2. Delineamento Experimental

A seleção de espécies utilizadas no plantio seguiu a recomendação de serem todas de ocorrência no PEFI (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga). As mudas foram adquiridas apresentando idades semelhantes quanto ao período de produção no viveiro, selecionando-se aquelas cuja idade variou entre 5 e 6 meses, dependendo da espécie.

O plantio para este estudo intercalou espécies pioneiras e não pioneiras na linha de plantio e totalizou 5.547 mudas plantadas (numeradas 9.142 a 14.688).

Todas as mudas plantadas foram plaqueadas e numeradas, a fim de facilitar o controle da quantidade de mudas plantadas e o acompanhamento do seu desenvolvimento.

Foi adotado o modelo de Parcelas Experimentais Permanentes (PEP), para acompanhamento do desenvolvimento das mudas. Cada Parcela consiste em 5 linhas de plantio, com 10 mudas em cada linha.

Adotaram-se, como “tratamentos”, diferenças no espaçamento entre as mudas, todas na área a pleno sol, a saber:

- Tratamento 1 – 1 m entre linhas e 0,25 m entre mudas (40.000 mudas/ha);
- Tratamento 2 – 1,5 m entre linhas e 2 m entre mudas (3.333 mudas/ha);
- Tratamento 3 – 3 m entre linhas e 2 m entre mudas (1.666 mudas/ha).

Cada tratamento foi constituído de seis parcelas de repetição, sendo que cada parcela recebeu 50 mudas, o equivalente a 300 mudas por tratamento. Estas parcelas foram implantadas de modo intercalar, não permitindo que tratamentos iguais ficassem lado a lado (Figura 02). Para isolamento, foi implantada ao menos uma linha de plantio entre todas as parcelas (bordadura).

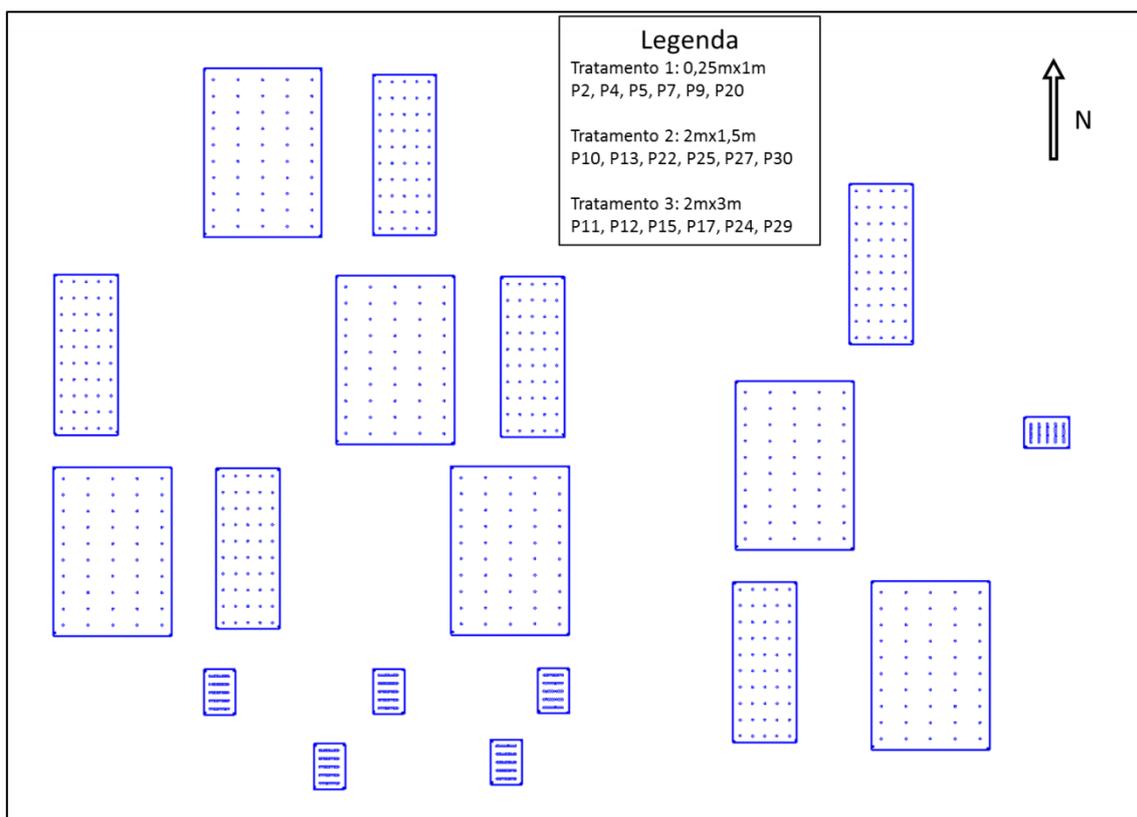


Figura 02 – Croqui demonstrando a distribuição das parcelas na área.



Figura 03 – Imagens aéreas da área: “A” antes do plantio (novembro de 2014); “B” após o plantio (abril de 2015); e “C” 24 meses após o plantio (maio de 2017). (Fonte GoogleEarth)



Figura 04 – Panorâmicas da área de estudo após plantio (A), com 240 dias (B) e 630 dias após o plantio (C)

No total, foram utilizadas 84 espécies florestais nativas do PEFI, compreendendo 45 espécies não pioneiras e 39 espécies pioneiras, das quais 33 espécies são zoocóricas (39,3%), 27 espécies anemocóricas (32,1%) e 24 espécies autocóricas (28,6%) e 04 enquadram-se em alguma categoria de ameaça (4,8%) (Tabela 02).

Foram representadas 29 famílias botânicas, das quais as mais abundantes foram Fabaceae, Bignoniaceae, Malvaceae e Anacardiaceae (Figura 05)

A identificação das espécies vegetais foi realizada adotando-se o sistema de classificação APG III, sendo as identificações realizadas com o auxílio de literatura especializada, consultas a exsicatas do Herbário SP e ainda auxílio de taxonomistas, com os

seguintes sistemas de atualização nomenclatural: Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>), W3Tropicos (Missouri Botanical Garden, 2013), Checklist das Spermatophyta do Estado de São Paulo (Wanderley *et al.*, 2011) e The International Plant Names Index (IPNI 2012). (Tabela 02)

Tabela 02 - Lista de espécies utilizadas no plantio da área de estudo, classificadas em ordem alfabética de famílias, com informações sobre nome popular, classe sucessional, síndrome de dispersão e grau de ameaça.

Nome Científico	Nome Popular	Classe Sucessional	Síndrome de Dispersão	Grau de Ameaça
ANACARDIACEAE				
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Guaritá	NP	ANE	NA
<i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Aroeira-brava	P	ZOO	NA
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira-preta	NP	AUT	VU
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-pimenteira	P	ZOO	NA
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Peito-de-pomba	NP	ZOO	NA
APOCYNACEAE				
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Leiteiro	P	ZOO	NA
ARECACEAE				
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Palmito-juçara	NP	ZOO	VU
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	NP	ZOO	NA
ASTERACEAE				
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G.Sancho	Candeia	P	ANE	NA
<i>Vernanathura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	Cambará-guaçu	P	ANE	NA
BIGNONIACEAE				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo-cascudo	NP	ANE	NA
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	NP	ANE	NA
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo-de-bola	NP	ANE	NA
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos	Ipê-amarelo	NP	ANE	NA
<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	Ipê-amarelo-liso	NP	ANE	NA
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Jacarandá	NP	ANE	NA
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	P	ANE	NA
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Ipê-branco	NP	ANE	NA
BORAGINACEAE				
<i>Cordia superba</i> Cham.	Babosa-branca	P	ZOO	NA
CALOPHYLLACEAE				
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Guanandi	NP	ZOO	NA
CARICACEAE				
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Jaracatiá	NP	ZOO	NA
EUPHORBIACEAE				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	P	AUT	NA
<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.	Caixeta	P	AUT	NA
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Sangra-d'água	P	AUT	NA
FABACEAE				
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Farinha-seca	P	AUT	NA
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico-branco	NP	AUT	NA
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Angico-vermelho	NP	AUT	NA
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Unha-de-vaca	P	AUT	NA
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Pata-de-vaca	P	AUT	QA
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	Cássia Ferruginea	NP	AUT	NA
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	Crista-de-galo	P	AUT	NA
<i>Erythrina verna</i> Vell.	Mulungu	NP	AUT	QA
<i>Hymenaea courbaril</i> L. var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Y. T. Lee & Langenh.	Jatobá	NP	ZOO	NA
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Ingá-mirim	NP	ZOO	NA

<i>Inga vera</i> subsp. <i>affinis</i> (DC.) T.D.Penn.	Ingá-do-brejo	P	ZOO	NA
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Bico-de-pato	NP	ANE	NA
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Sapuva	NP	ANE	NA
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze.	Espinho-de-maricá	P	AUT	NA
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Guarucaia	NP	AUT	NA
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	P	AUT	NA
<i>Poecilanthus parviflora</i> Benth.	Lapacho	NP	AUT	NA
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	Pau-sangue	NP	ANE	NA
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Pau-jacaré	P	AUT	NA
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Guapuruvu	P	AUT	NA
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	P	AUT	NA
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Mata-pasto	P	AUT	NA
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Pau-cigarra	P	ZOO	NA
<i>Senna pendula</i> var. <i>glabrata</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	Aleluia	P	AUT	NA
LAMIACEAE				
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Tamanquei-ro	P	ZOO	NA
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã	NP	ZOO	NA
LAURACEAE				
<i>Ocotea</i> sp.	Canelão	NP	AUT	NA
LECYTHIDACEAE				
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Jequitibá-branco	NP	ANE	NA
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Jequitibá-rosa	NP	ANE	NA
LYTHRACEAE				
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleiro	NP	ANE	NA
MALVACEAE				
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pau-jangada	P	ZOO	NA
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Paineira-rosa	NP	ANE	NA
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	P	ZOO	NA
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Algodoeiro	P	ANE	NA
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo-miúdo	P	ANE	NA
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo-graúdo	NP	ANE	NA
MELASTOMACEAE				
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Manacá-da-serra	P	ANE	NA
<i>Tibouchina trichopoda</i> (DC.) Baill.	Quaresmeira	P	ANE	NA
MELIACEAE				
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro-rosa	NP	ANE	NA
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro-do-brejo	NP	ANE	NA
MORACEAE				
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Figueira-brava	NP	ZOO	NA
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Figueira-branca	P	ZOO	NA
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Taiúva	NP	ZOO	NA
MYRTACEAE				
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitanga	NP	ZOO	NA
PHYTOLACCACEAE				
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	NP	ANE	NA
PRIMULACEAE				
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	Capororoca-vermelha	P	ZOO	NA
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Capororoca-branca	P	ZOO	NA
RHAMNACEAE				
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Sobrasil	NP	ZOO	NA
<i>Rhamnidium elaeocarpon</i> Reissek	Saguaraji-amarelo	NP	ZOO	NA
RUBIACEAE				
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Quina	NP	ANE	NA
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	NP	ZOO	NA
RUTACEAE				
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. Ex Mart.	Crumarim	NP	AUT	NA
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Guarantã	NP	AUT	NA
SALICACEAE				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	P	ZOO	NA
SAPINDACEAE				
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatã	NP	ZOO	NA
SOLANACEAE				
<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schtdl.	Fruto-de-sabiá	P	ZOO	NA
URTICACEAE				
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	Embaúba-vermelha	P	ZOO	NA
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba-branca	P	ZOO	NA
VERBENACEAE				

<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A. Juss.	Lixeira	P	ZOO	NA
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	P	ZOO	NA

P – Pioneira; NP – Não-Pioneira; ZOO – Zoocórica; ANE – Anemocórica; AUT – Autocórica; VU – Vulnerável; QA – Quase Ameaçada; NA – Não Ameaçada

A família botânica de maior ocorrência no plantio é a Fabaceae (24 espécies), seguida por Bignoniaceae (8 espécies), Malvaceae (6 espécies) e Anacardiaceae (5 espécies) e Moraceae e Euphorbiaceae com 3 espécies cada. 12 famílias foram representadas com 2 espécies cada, e 11 famílias foram representadas com 1 espécie no plantio (Figura 05).

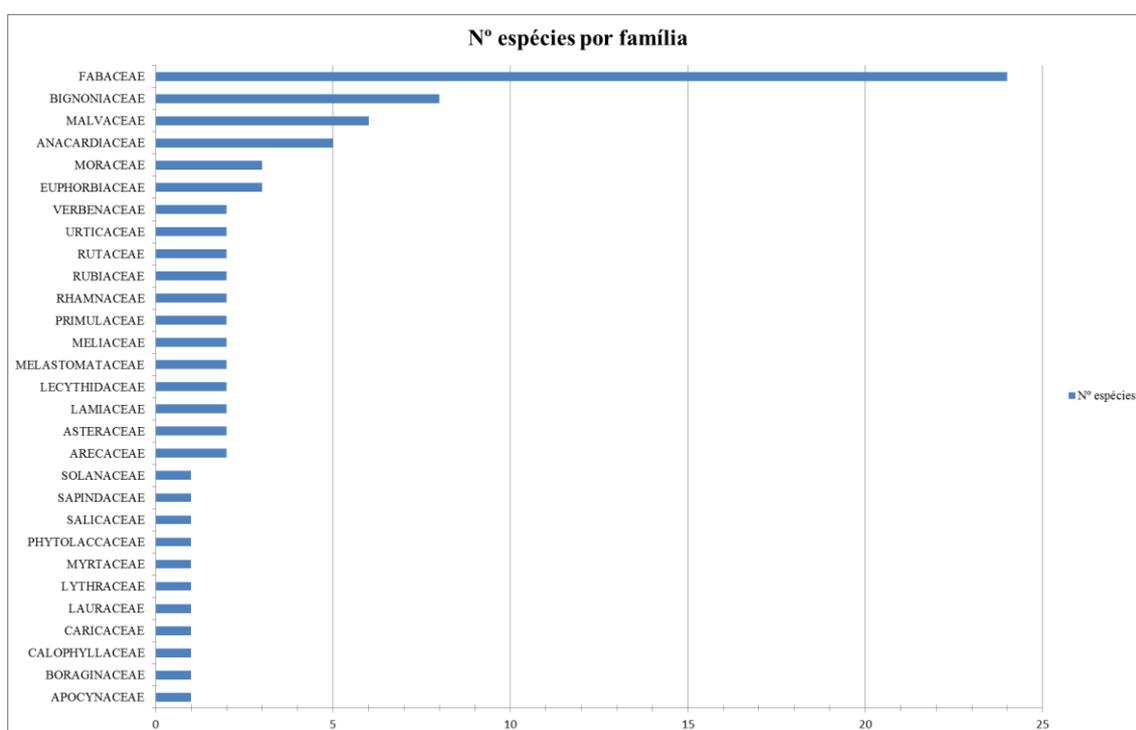


Figura 05 – Famílias botânicas e número de espécies utilizadas no estudo.

O plantio foi finalizado em abril de 2015 e as coletas de dados iniciaram-se em agosto de 2015, após o período de consolidação e “pegamento” das mudas.

As mudas foram avaliadas de acordo com um Protocolo de Monitoramento desenvolvido pelo CERAD, em parceria com pesquisadores da ESALQ/USP, para acompanhar o crescimento das mudas, com indicadores práticos de serem coletados e que produzissem dados robustos e precisos.

Os indicadores coletados foram:

- Altura total (centímetros);
- Projeção de Copa (centímetros);
- Diâmetro à Altura do Solo (DAS) (centímetros).

Com estas três medidas, obtidas de forma direta, foi possível estabelecer um 4º indicador, de forma indireta, que é o indicador “Área Basal”, que também foi avaliado neste estudo, totalizando quatro indicadores avaliados.

Para coleta de dados do indicador “Altura Total”, foi utilizada régua graduada, com a muda sendo medida verticalmente, do solo até a parte vegetal mais distante do solo.

Para coleta de dados do indicador “Projeção de Copa”, foi utilizada trena, em duas medidas, a segunda com giro de 90° em relação à primeira medida, e realizada a média dos dois valores, para chegar ao valor do diâmetro da copa

Para coleta de dados do indicador “Diâmetro à Altura do Solo – DAS”, foi utilizado paquímetro digital, em duas medidas, a segunda com giro de 90° em relação à primeira medida, e realizada a média dos dois valores, para chegar ao valor do diâmetro do colo. Essa medida foi realizada, por padrão, a 10 cm acima do solo em todas as mudas, para evitar distorções relacionadas a características individuais de determinadas espécies na altura do solo.

Foi realizado, portanto, o levantamento dos dados biométricos das mudas em desenvolvimento, em todas as 50 mudas de cada parcela, nas seis parcelas de cada um dos três tratamentos, totalizando 900 mudas, em 18 parcelas permanentes.

Para avaliação da influência dos tratamentos na mortalidade de mudas, foram realizadas cinco coletas de dados após o plantio: 120 dias, 240 dias, 360 dias, 480 dias e 630 dias. Para avaliação do desenvolvimento das mudas, foram realizados dois ciclos de coletas de dados, nos períodos de 120 dias após o plantio e 630 dias após o plantio. Para a análise dos

dados na avaliação da mortalidade de mudas e do desenvolvimento, foi utilizada a análise de variância (ANOVA), com comparações de médias pelo teste de Tukey.

Foi analisada a mortalidade das mudas nos diferentes tratamentos, para verificar se os espaçamentos influenciaram neste indicador. Para esta análise específica, foi realizado o Teste Qui-Quadrado, com comparações pelo teste de Tukey.

A primeira coleta de dados foi realizada logo após ter sido realizado o replantio das mudas que não “pegaram” no plantio, portanto os valores de mortalidade, para a primeira coleta, é zero para todos os tratamentos.

5. Resultados

5.1. Avaliação comparativa dos modelos de plantio

5.1.1. Mortalidade de indivíduos

Os tratamentos propostos influenciaram a sobrevivência das mudas, pois fica demonstrado, ao analisar os dados, que houve resposta estatística diferenciada entre o tratamento 1, superadensado, em relação aos tratamentos 2 e 3, mais espaçados. Esta diferença já é percebida a partir da 2ª coleta de dados (240 dias) até o final do período de monitoramento para este estudo, 630 dias. Os dados apontam para elevação da mortalidade em espaçamentos menores. Ao final deste estudo, a mortalidade de mudas apresentada no tratamento 1 foi 222% mais elevada do que a média dos tratamentos 2 e 3 (Figura 06).

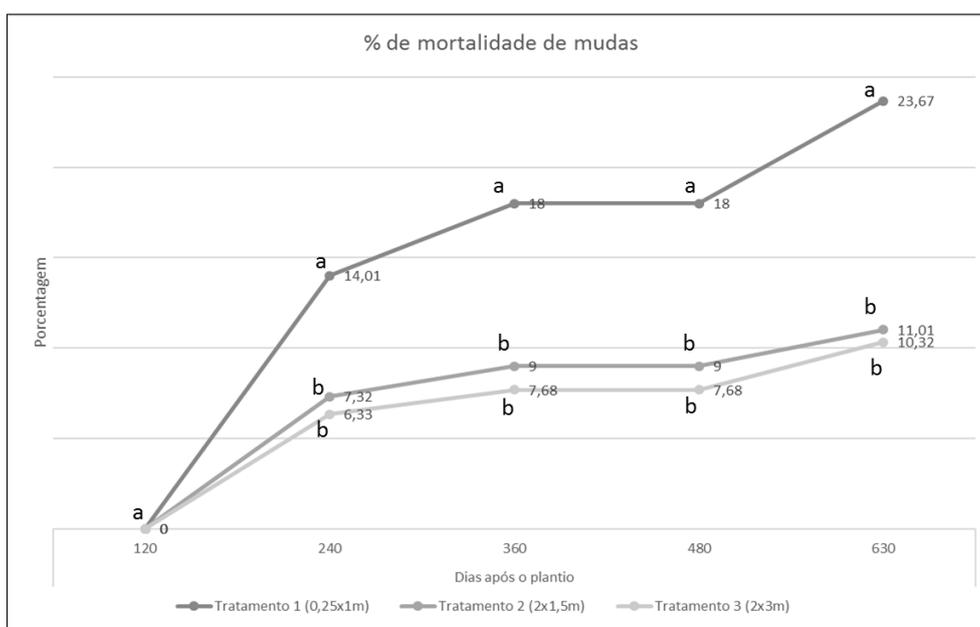


Figura 06 – Índice de mortalidade de mudas em cinco diferentes épocas após o plantio.

5.1.2. Dados biométricos

Avaliação geral

Ao comparar o resultado da análise do desenvolvimento de todos os indivíduos plantados entre os tratamentos 1, 2 e 3, como demonstrado na tabela 03, verificamos que os indicadores altura total e projeção de copa não apresentaram diferenças significativas, considerando os dados coletados nos períodos inicial e final deste monitoramento. Isto indica que as diferenças entre os espaçamentos não influenciaram nestes dois indicadores, quando consideradas todas as mudas das parcelas.

Para os indicadores área basal e diâmetro à altura do solo – DAS, pode-se constatar que há diferença significativa entre os tratamentos 1 (0,25m x 1m) e 2 (1,5m x 2m), e que o tratamento 3 (3m x 2m) não difere significativamente dos outros tratamentos.

O tratamento 2 apresentou valores médios maiores para os indicadores área basal e DAS, em oposição ao tratamento 1, que apresentou os menores valores médios para os indicadores área basal e DAS, quando considerados todos os indivíduos vivos das parcelas.

Tabela 03 - Médias de altura, Projeção de Copa, Área Basal e D.A.S. dos indivíduos plantados nos tratamentos 1 (0,25m x 1m), 2 (1,5m x 2m) e 3 (3m x 2m), considerando os valores iniciais e finais do período de coleta de dados.

Geral – Altura Total (cm)			Geral - Projeção de Copa (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	66,4 a	164,15 a	Tratamento 1 (0,25x1m)	26,09 a	110,98 a
Tratamento 2 (2x1,5m)	67 a	160,98 a	Tratamento 2 (2x1,5m)	26,08 a	131,29 a
Tratamento 3 (2x3m)	66,5 a	147,56 a	Tratamento 3 (2x3m)	25,46 a	129,11 a
Teste F	0,05 n.s.	2,98 n.s.	Teste F	0,16 n.s.	2,91 n.s.
CV experimental (%)	36,6	52,01	CV experimental (%)	52,44	81,25
Média Geral	66,67 cm	157,21 cm	Média Geral	25,83 cm	124,46 cm
Geral - Área Basal(cm ² /planta)			Geral - DAS (Diâmetro à Altura do Solo) (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	0,68 a	10,33 b	Tratamento 1 (0,25x1m)	0,75 a	2,78 b
Tratamento 2 (2x1,5m)	0,61 a	14,52 a	Tratamento 2 (2x1,5m)	0,69 ab	3,25 a
Tratamento 3 (2x3m)	0,52 a	12,09 ab	Tratamento 3 (2x3m)	0,67 b	2,98 ab
Teste F	2,85 n.s.	5,03	Teste F	3,39	3,72
CV experimental (%)	130,2	119,07	CV experimental (%)	49,77	63,32
Média Geral	0,60cm ²	12,41cm ²	Média Geral	0,7 cm	3,02 cm

n.s. = não significativo
 Nota: médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Análise por classe sucessional

Foi adotada a classificação das espécies presentes no estudo, de acordo com o espectro de classe sucessional, sugerida e utilizada pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo desde a Resolução SMA 47/2003 (Barbosa 2003), que separa as espécies em pioneiras e não-pioneiras. Os grupos foram então analisados separadamente, produzindo resultados específicos.

Pioneiras

Ao comparar o desenvolvimento dos indivíduos plantados entre tratamentos 1, 2 e 3, para o grupo sucessional pioneiras, como demonstrado na tabela 04, pode-se constatar que o indicador altura total não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, considerando os dados coletados nos períodos inicial e final deste monitoramento.

Para os valores médios dos indicadores projeção de copa, verificamos a existência de diferença estatística entre os tratamentos 1 e os tratamentos 2 e 3, que não diferem entre si.

Para os indicadores área basal e diâmetro à altura do solo – DAS, pode-se constatar que há diferença significativa entre os tratamentos 1 (0,25m x 1m) e 2 (1,5m x 2m), sendo que o tratamento 3 (3m x 2m) não difere significativamente dos outros tratamentos.

Os tratamentos 2 e 3 apresentaram valores médios maiores para o indicador projeção de copa das espécies pioneiras, em oposição ao tratamento 1, que apresentou os menores valores médios para este indicador. Já para os indicadores área basal e DAS, o tratamento 2 apresentou valores médios maiores do que o tratamento 1, que apresentou os menores valores médios para os indicadores área basal e DAS, quando consideradas apenas as espécies pioneiras.

O adensamento, como esperado, favorece a competição entre os indivíduos plantados das espécies pioneiras, influenciando no desenvolvimento, como pode ser constatado nas diferenças estatísticas dos indicadores Projeção de Copa, DAS e Área Basal.

Num primeiro momento, pode-se concluir que o adensamento é prejudicial à formação de uma floresta perene.

Tabela 04 - Médias de altura, Projeção de Copa, Área Basal e D.A.S. dos indivíduos das espécies pioneiras, plantados nos tratamentos 1 (0,25m x 1m), 2 (1,5m x 2m) e 3 (3m x 2m), considerando os valores iniciais e finais do período de coleta de dados.

Pioneiras – Altura Total (cm)			Pioneiras – Projeção de Copa (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	68,17 a	186,7 a	Tratamento 1 (0,25x1m)	27,76 a	131,69 b
Tratamento 2 (2x1,5m)	75,81 a	195,08 a	Tratamento 2 (2x1,5m)	29,19 a	178,23 a
Tratamento 3 (2x3m)	71,31 a	174,52 a	Tratamento 3 (2x3m)	28,19 a	168,06 a
Teste F	2,34 n.s.	1,84 n.s.	Teste F	0,28 n.s.	5,17
CV experimental (%)	38,91	47,18	CV experimental (%)	54	72,86
Média Geral	71,76 cm	185 cm	Média Geral	28,39 cm	160,34 cm

Pioneiras - Área Basal (cm ² /planta)			Pioneiras - Diâmetro à Altura do Solo (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	0,79 a	12,40 b	Tratamento 1 (0,25x1m)	0,75 a	2,91 b
Tratamento 2 (2x1,5m)	0,70 a	20,62 a	Tratamento 2 (2x1,5m)	0,73 a	3,85 a
Tratamento 3 (2x3m)	0,63 a	17,01 ab	Tratamento 3 (2x3m)	0,70 a	3,50 ab
Teste F	1,33 n.s.	7,53	Teste F	0,91 n.s.	6,78
CV experimental (%)	106,56	97,89	CV experimental (%)	45,88	58,1
Média Geral	0,71cm ²	16,78cm ²	Média Geral	0,73 cm	3,44 cm

n.s. = não significativo
 Nota: médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Não pioneiras

Ao comparar o desenvolvimento dos indivíduos plantados entre os tratamentos 1, 2 e 3, para o grupo sucessional não-pioneiras, como demonstrado na tabela 05, pode-se constatar que os indicadores projeção de copa, área basal e diâmetro à altura do solo – DAS não apresentam diferenças significativas entre os tratamentos, considerando os dados coletados nos períodos inicial e final deste monitoramento.

Para os valores médios do indicador altura total, pode-se constatar que há diferença significativa entre os tratamentos 1 (0,25m x 1m) e 3 (3m x 2m) e que o tratamento 2 (1,5m x 2m) não difere significativamente dos outros tratamentos.

O tratamento 1 apresenta valor médio maior para o indicador altura total, em oposição ao tratamento 3, que apresentou o menor valor médio para este indicador, quando consideradas as espécies não-pioneiras.

Tabela 05 - Médias de altura, Projeção de Copa, Área Basal e D.A.S. dos indivíduos das espécies não-pioneiras, plantados nos tratamentos 1 (0,25m x 1m), 2 (1,5m x 2m) e 3 (3m x 2m), considerando os valores iniciais e finais do período de coleta de dados.

Não-Pioneiras – Altura total (cm)			Não-Pioneiras – Projeção de Copa (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	64,62 a	141,01 a	Tratamento 1 (0,25x1m)	24,37 a	90,08 a
Tratamento 2 (2x1,5m)	59,63 a	131,41 ab	Tratamento 2 (2x1,5m)	23,05 a	90,64 a
Tratamento 3 (2x3m)	61,75 a	119,17 b	Tratamento 3 (2x3m)	22,58 a	88,07 a
Teste F	2,21 n.s.	3,43	Teste F	0,84 n.s.	0,06 n.s.
CV experimental (%)	30,81	50,3	CV experimental (%)	46,99	73,06
Média Geral	61,81 cm	130,07 cm	Média Geral	23,28 cm	89,60 cm

Não-Pioneiras - Área Basal (cm ² /planta)			Não-Pioneiras - Diâmetro à Altura do Solo (cm)		
	Dias após o plantio			Dias após o plantio	
	120	630		120	630
Tratamento 1 (0,25x1m)	0,58 a	8,22 a	Tratamento 1 (0,25x1m)	0,75 a	2,65 a
Tratamento 2 (2x1,5m)	0,55 a	9,16 a	Tratamento 2 (2x1,5m)	0,65 a	2,72 a
Tratamento 3 (2x3m)	0,41 a	6,83 a	Tratamento 3 (2x3m)	0,65 a	2,43 a
Teste F	1,66 n.s.	1,46 n.s.	Teste F	3,06 n.s.	1,04 n.s.
CV experimental (%)	159,37	138,5	CV experimental (%)	53,53	65,52
Média Geral	0,51 cm ²	8,10 cm ²	Média Geral	0,68 cm	2,60 cm

n.s. = não significativo

Nota: médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste Tukey, a 5% de probabilidade.

6. Discussão

Os resultados deste trabalho, considerando os diferentes tratamentos adotados, permitem considerar que:

a) Quanto à mortalidade:

Os tratamentos estudados influenciaram a taxa de mortalidade das mudas plantadas. Foram observadas menores taxas de mortalidade nos tratamentos com espaçamentos mais amplos, tratamento 2 (2x1,5m) e 3 (2x3m), em relação ao tratamento mais adensado, tratamento 1 (0,25x1m), apresentando diferença significativa, com taxa de mortalidade superior.

Este resultado pode ser explicado pelo fato de um maior adensamento de indivíduos acarretar maior competição pelos diversos recursos disponíveis, sejam eles nutricionais ou mesmo pela disponibilidade de luz.

b) Quanto à altura total:

Os resultados das médias das alturas totais das mudas, quando avaliadas todas as mudas dos tratamentos, mostraram não haver diferenças significativas entre os modelos de espaçamentos utilizados, durante o período monitorado.

Quando as espécies foram classificadas em grupos por classe sucessional, os resultados mostraram que as médias das alturas totais, para as espécies pioneiras, também não diferiram significativamente entre os tratamentos. Para as espécies classificadas como não-pioneiras, os resultados das médias das alturas totais das mudas apresentaram diferença significativa entre os tratamentos 1 e 3, com as maiores médias sendo identificadas no tratamento 1, mais adensado, e as menores médias no tratamento 3, mais espaçado. O tratamento 2 não diferiu significativamente dos tratamentos 1 e 3, para este indicador.

c) Quanto à projeção de copa:

Os resultados das médias das projeções das copas, quando analisadas todas as mudas plantadas, não diferiram significativamente entre os tratamentos 1, 2 e 3, nos modelos de adensamentos estudados.

Quando analisadas as espécies classificadas em pioneiras, de acordo com a classe sucessional, os resultados das médias das projeções de copas mostraram que o tratamento 1 diferiu significativamente dos tratamentos 2 e 3, e que estes não apresentaram diferença significativa entre si. As espécies não-pioneiras não apresentaram diferenças significativas para as médias das projeções de copas, quando comparados os tratamentos monitorados.

d) Quanto à área basal:

Os resultados das médias de área basal por planta, quando consideradas todas as mudas plantadas neste estudo, apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos adotados. O tratamento 2 apresentou a maior média de área basal por planta, em oposição ao tratamento 1, que apresentou as menores médias para este indicador. O tratamento 3 não diferiu estatisticamente dos tratamentos 1 e 2.

Ao analisarmos os resultados da média de área basal por planta, apenas considerando as espécies pioneiras, fica constatado que os espaçamentos propostos influenciaram neste indicador. O tratamento 2 diferiu estatisticamente do tratamento 1, e apresentou a maior média de área basal por planta. O tratamento 1 teve a menor média de área basal por planta, e o tratamento 3 não apresentou diferença estatística dos tratamentos 1 e 2. Quando avaliadas as espécies agrupadas em não-pioneiras, os tratamentos não apresentaram diferenças estatísticas para o referido indicador.

e) Quanto ao diâmetro à altura do solo:

Os resultados demonstram que a média dos diâmetros do caule à altura do solo (DAS) diferiu estatisticamente, quando consideradas todas as mudas plantadas nos

tratamentos avaliados. O tratamento 2 apresentou a maior média de DAS dos tratamentos, e o tratamento 1, mais adensado, apresentou a menor média de DAS, sem classificação das espécies. O tratamento 3 não diferiu estatisticamente dos tratamentos 1 e 2.

Quando separadas as espécies de acordo com sua classe sucessional, os resultados mostram que as espécies pioneiras foram influenciadas pelos diferentes espaçamentos de plantio, apresentando diferença estatística entre os tratamentos 1 e 2, e o tratamento 3 não diferindo estatisticamente dos outros tratamentos. O tratamento 2 apresentou as maiores médias de DAS, quando consideradas apenas as espécies pioneiras, em oposição ao tratamento 1, que apresentou as menores médias. Analisando separadamente as espécies não-pioneiras, não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos, para as médias de DAS, no período monitorado.

7. Conclusões e considerações finais

As principais conclusões obtidas neste trabalho referem-se ao desenvolvimento das mudas/plantas ao final do período avaliado, que é inferior a dois anos. O monitoramento das áreas de reflorestamento, que tiveram plantios de espécies nativas com modelos mais atuais e envolvendo plantios com alta diversidade, mostrou que, o maior adensamento diminuiu a taxa de sobrevivência das mudas. No desenvolvimento das mudas, o espaçamento intermediário apresentou os melhores valores para três dos quatro indicadores avaliados.

Para se encontrar resultados minimamente confiáveis, deve-se considerar um período de avaliação superior a seis meses para o início das avaliações, ou seja, o desenvolvimento inicial das mudas não ficou comprometido pelo espaçamento neste período, muito embora o desenvolvimento individual das espécies tenha sido diferente, em função do estágio sucessional da espécie.

Embora os conceitos envolvendo desenvolvimento das espécies e das florestas sejam bem conhecidos, sendo característico as espécies pioneiras apresentarem rápido crescimento e formação de copa, e as espécies não pioneiras, ao contrário, terem desenvolvimento lento, pôde-se evidenciar que os diferentes espaçamentos utilizados influenciaram nas características monitoradas por meio dos mesmos indicadores, em ambos os grupos sucessionais ou ecológicos, neste período inicial.

Este trabalho também apresenta importante contribuição para ampliar o conhecimento desta ciência, pois além das avaliações do desenvolvimento inicial, período fundamental para compreensão dos processos ecológicos, nos diferentes espaçamentos testados, fornece indicativos fundamentais para o melhor entendimento dos processos de restauração ecológica. Fica evidente, neste trabalho, que projetos que utilizam a técnica dos plantios totais, com alta diversidade de espécies nativas, são fundamentais para que os sítios

que perderam sua resiliência sejam recuperados/restaurados, não sendo aconselhável um modelo único na busca da sustentabilidade ecológica. Os dados desta pesquisa certamente serão utilizados em estudos futuros que venham a ser desenvolvidos na área, que tem parcelas permanentes, dando mais consistência às afirmações aqui apresentadas, principalmente se a continuidade desta pesquisa ocorrer no mesmo local, de forma cumulativa, ou mesmo em áreas similares, aprimorando ainda mais os entendimentos sobre os processos sucessionais das espécies florestais na restauração ecológica.

Estudos como este permitem aperfeiçoar as diretrizes utilizadas nas políticas públicas, ampliando o processo de aprendizagem e criando mecanismos que poderão ser utilizados em larga escala, no estado de São Paulo e também no Brasil, estimulados pela adoção de políticas públicas orientadoras da restauração ecológica e apresentando contribuições importantes para discussões em fóruns adequados, como são os simpósios realizados pelo Instituto de Botânica de São Paulo.

As informações e análises resultantes deste trabalho, envolvendo o estabelecimento de novos parâmetros e metodologias para o monitoramento de projetos de restauração ecológica, nas condições aqui estudadas, certamente promoveram a indicação de importantes “ferramentas” que podem ser utilizadas nos processos de licenciamento ambiental, disponibilizando alternativas de modelos de plantios e monitoramento. Deverão passar a compor o principal arcabouço de ferramentas proposto pelo IBt para a restauração ecológica, o que tem sido fundamental para propostas de políticas públicas da SMA para o setor florestal, sempre visando a promover maiores chances de sucesso no âmbito da restauração ecológica e da conservação da biodiversidade.

8. Referências Bibliográficas

- BARBOSA, L. M. coord. Políticas públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade /V Simpósio de Restauração Ecológica Luiz Mauro Barbosa -- São Paulo, Instituto de Botânica - SMA, 400p 2013.
- BARBOSA; L. M., coord. Restauração Ecológica: novos rumos e perspectivas: VI Simpósio de Restauração Ecológica / Instituto de Botânica. São Paulo SP. 436p. 2015.
- BARBOSA, L. M.. Instituto de Botânica - Restauração ecológica como estratégia de compensação ambiental do Rodoanel Trechos Sul e Norte. Ações municipais para proteção das águas no estado de São Paulo. 2ed.São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2015, v. 1, p. 106-109.
- BARBOSA, L. M.; ORTIZ, P. R. T.; CASAGRANDE, J.C. & SOARES, M.R. Princípios ferramentas e ações para a restauração ecológicas de áreas degradadas. Guia de Jardinagem e Paisagismo – pg 193-198. 2017
- BARBOSA, L. M., BARBOSA, T. C., BARBOSA, K. C., PARAJARA, F. C. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais In: Restauração ecológica de ecossistemas degradados.1 ed.Viçosa - MG : UFV, 2012, v.1, p. 240-261.
- BARBOSA, L. M., COLMANETTI, M., SHIRASUNA, R. T., ORTIZ, P. R. T., BARBOSA, T. C., PARAJARA, F. C., BARBOSA, K. C., CASAGRANDE, J. C., COUTO, H. T. Z., MAGELA, M., MACHADO, J. Dez anos de pesquisas do instituto de botânica visando à restauração ecológica em áreas da International Paper do Brasil, em Mogi-Guaçu/SP In: V Simpósio de Restauração Ecológica - Políticas Públicas para a Conservação da Biodiversidade, 2013, São Paulo. v.1. p.252 – 261
- BARBOSA, L. M. Histórico das Políticas Públicas para a Restauração de Áreas Degradadas-24 anos de pesquisa, 2013. (Outra,Apresentação de Trabalho). Secretaria de Estado de Meio Ambiente SMA/SP. *V Encontro paulista de Biodiversidade (CBRN/SMA)*
- BARBOSA, L.M. (coord.). Manual de orientação para implantação de Viveiro de Mudas. 2014, 2. Ed. Instituto de Botânica de São Paulo. São Paulo. 100 p.
- BARBOSA, L. M.. Consolidação das Propostas para Pesquisas Prioritárias Envolvendo a Restauração Ecológica, Apresentadas no Instituto de Botânica de São Paulo. In: Luiz Mauro Barbosa. (Org.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros. 1ed.São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2011, v. 1, p. 215-220.
- BARBOSA, L. M., BARBOSA, K. C. 2007. Políticas públicas para o desenvolvimento de modelos alternativos para restauração de matas ciliares: o papel de destaque da Botânica, no Estado de São Paulo. In: Barbosa, L. M. & Santos Jr., N. A., (orgs). A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo: 547-552.
- BARBOSA, L. M.; MANDETHA, E. C. N. ; BARBOSA, K. C. ; NEVES JUNIOR, N. ; MAGELA, M. ; BARBOSA, J. M. ; TEIXEIRA, E. E. . Recomendações de uso de espécies florestais ameaçadas de extinção em reflorestamentos heterogêneos induzidos no Estado de

São Paulo. In: 56° Congresso Nacional de Botânica, 2005, Curitiba. 56° Congresso Nacional de Botânica, 2005.

BARBOSA, L. M.. Resgatando a biodiversidade com reflorestamento de qualidade - Resolução SMA 47/03. In: 55° Congresso de Botânica do Brasil, 2004, Viçosa. Anais do 55° Congresso de Botânica do Brasil, 2004. v. CD_1

BARBOSA, L. M.. Inovação na geração e aplicação do conhecimento sobre a biodiversidade para o desenvolvimento sustentado em São Paulo. In: Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003, São Paulo. Anais Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 2003. v. CD_1. p. 13-20.

BARBOSA, L. M.. Recuperação de áreas degradadas e a conservação da diversidade biológica no Estado de São Paulo. In: SIMCIBIO - Simpósio de Ciências Biológicas, 2002, São Paulo. SIMCIBIO - Simpósio de Ciências Biológicas - Programação e Resumos, 2002. v. 5. p. I-III.

BARROS, F. et al. A flora fanerogâmica do PEFI: composição, afinidades e conservação. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, p. 93-110, 2002.

BONONI, V.L.R. & BARBOSA, L.M. (orgs.). 2010. In: Anais do 1º Encontro de pesquisas sobre cerrado e formações florestais associadas no estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo. 100p.

BRANCALION, P. H. S. (Org.) ; RODRIGUES, R. R. (Org.) ; ISERHAGEN, I. (Org.) . Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1. ed. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009a. v. 1. 256p

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S. ; RODRIGUES, R. R. . Incorporação do conceito da diversidade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1ed.São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009b, v. 1, p. 37-54.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S. ; RODRIGUES, R. R. . Restauração ecológica de florestas tropicais. In: Lemke, N.; Ferreira, F.G.; Santos, R.C.; Ribeiro, C.A.S.; Fonseca Filho, P.R.. (Org.). Ensaio em Biociências. 1ed.Botucatu: Instituto de Biociências-UNESP, 2009c, v. 1, p. 24-30.

BRANCALION, P.H.S.; R. R. RODRIGUES, S. GANDOLFI, P.Y. KAGEYAMA, A.G. NAVE, F.B. GANDARA, L.M. BARBOSA, M. TABARELLI. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. Revista *Árvore* 34:455–470.

BRASIL. Decreto Nº 750/1993 - "Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências." - Data da legislação: 10/02/1993 - Publicação DOU, de 11/02/1993

BROWN, Sandra; LUGO, Ariel E. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, v. 2, n. 2, p. 97-111, 1994

BUDOWSKI, Gerardo. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. *Turrialba (Costa Rica)* v. 15 (1) p. 40-42, 1965.

- BUFO, Luís Vicente Brandolise. Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos. 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- Calmon, Miguel ; Brancalion, Pedro H. S. ; Paese, Adriana ; Aronson, James ; Castro, Pedro ; da Silva, Sabrina C. ; Rodrigues, Ricardo R. . Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology JCR*, v. 19, p. 154-158, 2011.
- CÂMARA, I. G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In C. GalindoLeal & I. G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. p. 31-42. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press. Washington, D.C.
- CAMPOS, E.P.; VIEIRA, M.F.; SILVA, A.F., MARTINS, S.V. SILVA CARMO, F.M.; MOURA, V.M. & SABOYA RIBEIRO, A.S. Chuva de sementes em floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 23 (2): 451-458. 2009
- CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Ed.). *Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso*. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 27-45.
- CHAZDON, Robin L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *science*, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- Chazdon, R. L., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, and B. Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos. Trans. R. Soc. B*: 362: 273–289.
- CI-BRASIL (Conservation International do Brasil), Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, IPÊ, SMA-SP & SEMAD-MG. (2000). *Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF, Brasília
- CLEMENTS, Frederic E. *Plant succession and indicators*. Hafner Press; New York.; Collier Macmillan Publishers; London, 1928.
- CORREA, F. L. de O. et al. Produção de serapilheira em sistema agroflorestal multiestratificado no Estado de Rondônia, Brasil. *Ciênc. agrotec.*, Lavras , v. 30, n. 6, p. 1099-1105, Dec. 2006.
- DAMASCENO-JUNIOR, Geraldo Alves et al. Structure, distribution of species and inundation in a riparian forest of Rio Paraguai, Pantanal, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v. 200, n. 2, p. 119-135, 2005.
- DEAN, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- DUBOC, E. Desenvolvimento inicial e nutrição de espécies arbóreas nativas sob fertilização, em plantios de recuperação de áreas de cerrado degradado. Tese Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2005. 151p.
- DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. . *Recomposição de matas ciliares*. IF Série Registros, São Paulo, v. 4, p. 1-14, 1990.

- ENGEL, V.L.; PARROTA, 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. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais (FEPAF), p. 01-26, 2003.
- FERNANDES, Amélia João; REIS, Luiz Augusto Mota; CARVALHO, Adilson. Caracterização do meio físico. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, p. 49-62, 2002.
- FONSECA, G. A. B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34(17-34).
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE & INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. 1998. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1990-1995. São Paulo
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INPE 2014. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA - PERÍODO 2012-2013. São Paulo
- GANDOLFI, S.; BELLOTO, A. ; RODRIGUES, R. R. . INSERÇÃO DO CONCEITO DE GRUPOS FUNCIONAIS NA RESTAURAÇÃO, BASEADA NO CONHECIMENTO DA BIOLOGIA DAS ESPÉCIES. In: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen. (Org.). Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.. 1ed.São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009, v. 1, p. 62-77.
- GANDOLFI, S.; JOLY, Carlos Alfredo ; RODRIGUES, Ricardo Ribeiro . Permeability x Impermeability: Canopy Trees as Biodiversity Filters. *Scientia Agrícola (USP. Impresso) JCR*, Piracicaba (SP), v. 64, n.4, p. 433-438, 2007.
- GUARIGUATA, Manuel R.; OSTERTAG, Rebecca. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, v. 148, n. 1-3, p. 185-206, 2001.
- GOMES, E. P. C.; KAGEYAMA, P. Y. ; MANTOVANI, Waldir . Dinâmica da floresta no P.E.F.I.. In: Carlos Eduardo de Mattos Bicudo; Maria Cristina Forti; Denise de Campos Bicudo. (Org.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: uma reserva Biológica na cidade de São Paulo. 1ed.São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2002, v. 1, p. 111-132.
- HIROTA, M. M. 2003. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In Galindo-Leal C. & I. G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. p. 60-65. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press. Washington, D.C.
- IBGE. O Mapa de Vegetações do Brasil. 1993. Rio de Janeiro – RJ. Brasil.
- IBGE. O Mapa de Biomas do Brasil. 2004. Rio de Janeiro – RJ. Brasil. <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>

- ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S. ; RODRIGUES, R. R. ; GANDOLFI, S. . Fase 4: abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta (fase atual). In: Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. (Org.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1ed.São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009, v. , p. 31-36.
- JOLY, C. A.; LEITAO FILHO, H. F. ; SILVA, S. M. . O Patrimonio Floristico. SOS MATA ATLANTICA. RIO DE JANEIRO: INDEX & FUND. BANCO DO BRASIL & FUND. SOS MATA ATLANTICA, 1991, v. , p. 94-125.
- KAGEYAMA, P.Y. 2007 A biodiversidade como ferramenta em agroecossistemas. In: Barbosa, L.M. & Santos Jr., N.A., (orgs). A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. São Paulo: 83-87.
- KAGEYAMA, P. Y.. Consórcio de Espécies Nativas de Diferentes Grupos Sucessionais. In: 2 Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 1992. Anais, 1992. v. 2. p. 527-533.
- KAGEYAMA, P. Y.. Revegetação de Áreas Degradadas: Modelos com Alta Diversidade.. In: Simpósio Sul-Americano de Recuperação de Áreas Degradadas, 1994, Foz do Iguaçu, 1994. p. 569-576.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. . Estudo da diversidade em parcelas permanentes grandes, tendo como base espécies arbóreas raras, visando à conservação genética. In: Ricardo Ribeiro Rodrigues; Hermógenes de Freitas Leitão Filho. (Org.). Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais. Petrópolis/RJ: , 2001, v. , p. 370-376.
- KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. IPEF, Piracicaba, n.41/42, p.83-93, 1989.
- KAGEYAMA, P.Y.; BRITO, M.A.; BAPTISTON, I.C. Estado do mecanismo de reprodução das espécies da mata natural. KAGEYAMA, PY (Coord.). Estudo para implantações de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa Cinco, visando a utilização para abastecimento público. Piracicaba: DAEE/USP-ESALQ/FEALQ, 1986.
- KAGEYAMA, P.Y. Histórico da restauração no estado de São Paulo: revisão das bases teóricas. In: Barbosa (coord.) Anais do IV Simpósio sobre restauração ecológica: desafios atuais e futuros. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo - SP, p.10-17. 2011.
- LEITE, E. C. & RODRIGUES, R. R. Fitossociologia e caracterização sucessionais de um fragmento de floresta estacional no sudeste do Brasil. *Revista Árvore* [en línea] 2008, 32 (Mayo-Junio) : [Fecha de consulta: 12 de septiembre de 2017] Disponible en:<<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48813382019>> ISSN 0100-6762
- LETCHER, Susan G.; CHAZDON, Robin 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.
- MELO, Antônio Carlos Galvão de ; DURIGAN, G. . Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis (IPEF) JCR*, v. 73, p. 101-111, 2007.

- MITTERMEIER, R. A., P. R. GIL, M. HOFFMANN, J. PILGRIM, J. BROOKS, C. G. MITTERMEIER, J. LAMOURUX & G. A. B. FONSECA. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Cemex. Washington, DC.
- MORAES, Sandra Regina Pires. ; OLIVEIRA, André Luiz Ribas. ZONEAMENTO CLIMÁTICO PARA SUINOCULTURA NO ESTADO DE GOIÁS, ENCICLOPÉDIA 44 BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.7, N.12; 2011
- MUELLER-DOMBOIS, Dieter; ELLENBERG, Heinz. Aims and methods of vegetation ecology. 1974.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NASCIMENTO, D.F. Avaliação do crescimento inicial, custos de implantação e manutenção de reflorestamento com espécies nativas em diferentes espaçamentos. 60p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.
- NASTRI, V. D. F. et al. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programas de educação ambiental. *Revista do Instituto Florestal*, v. 4, p. 219-225, 1992.
- NAVE, A. G. ; RODRIGUES, R. R. . Combination Of Species Into Filling And Diversity Groups As Forest Restoration Methodology. In: Rodrigues, RR, Martins, SV, Gandolfi, S.. (Org.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil. 1ed.: Nova Science Publishers, 2007, v. 1, p. 103-126.
- ODUM, Eugene P.; ODOM, Howard T. *Ecologia*. 1969.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & M. A. L. FONTES. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- PALMER, M.A.; FALK, D.A.; ZEDLER, J.B. Ecological theory and restoration ecology. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; Zedler, J.B. (ED.) *Foundation of restoration ecology*. Washington, Covelo, London: SERI, Island Press, p.1-10, 2006.
- PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S. The changing ecological paradigm and natural resource management. *A New Century for Resources Management*. Island Press, Washington, DC, 1994.
- PICKETT S.T.A., PARKER V.T., FIEDLER P.L. (1992) The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (eds) *Conservation Biology*. Springer, Boston, MA
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. **Floresta e Ambiente**, v. 4, p. 30-41, 1997.

- PINTO, L. P. S., J. P. DE O. COSTA, G. A. B. FONSECA E C. M. R. COSTA (EDS.). 1997. Mata Atlântica: ciência, conservação e políticas. Documentos Ambientais, Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, São Paulo.
- PORTARIA CBRN 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, considerando o disposto no § 2º do artigo 16 da Resolução SMA 32, de 3 de abril de 2014. Em http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/2015_1_15_Procoto_lo_monitoramento_restauracao_vfinal.pdf
- REIS, G.G.; REIS, M.G.F. Competição por luz, água e nutrientes em povoamentos florestais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PESQUISA FLORESTAL, 1., 1993, Belo Horizonte. Anais Viçosa: SIF/UFV, 1993. p.161-173.
- RESOLUÇÃO SMA - 64, de 10-9-2009. Dispõe sobre o detalhamento das fisionomias da Vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração. Em http://botanica.sp.gov.br/files/2014/02/resolu%C3%A7%C3%A3o_64.pdf
- RESOLUÇÃO SMA nº 086 DE 26 DE NOVEMBRO DE 2009. Dispõe sobre os critérios e parâmetros para compensação ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa em áreas rurais no Estado de São Paulo. Em <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2009/11/RESOLUCAO-SMA-086-26112009.pdf>
- RESOLUÇÃO SMA Nº 32, DE 03 DE ABRIL DE 2014 . Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Em <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2016/12/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-032-2014-a.pdf>
- RIZZINI, C.T. 1963. A flora do cerrado. Análise florística das savannas centrais. In Simpósio sobre o cerrado (M.G. Ferri, org.). Edusp, São Paulo, p.126-177.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. ; NAVE, A. G. ; Aronson, James ; Barreto, Tiago Egydio ; Vidal, Cristina Yuri ; BRANCALION, P. H. . Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* **JCR**, v. 261, p. 1605-1613, 2011.
- 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* **JCR**, v. 142, p. 1242-1255, 2009.
- RODRIGUES, Ricardo Ribeiro ; GANDOLFI, S. . Avanços da pesquisa em restauração floresta de matas ciliares.. *Ação Ambiental (UFV)*, v. 36, p. 17-20, 2007.
- RODRIGUES, Ricardo Ribeiro ; GANDOLFI, S. . Recuperação de Matas Ciliares: Tendências, Conceitos Gerais e Algumas Recomendações. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F.. (Org.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. 1ªed.SÃO PAULO, SP.: EDUSP :FAPESP, 2004, v. 1, p. 235-247.
- ROMARIZ, D. de A. A vegetação. IN: AZEVEDO, A. de. *Brasil - a terra e o homem*. São Paulo. Cia. Ed. Nacional.1972. vol. 1. pp. 521-572.

- ROMARIZ, D. A. Aspectos da Vegetação do Brasil. IBGE. Rio de Janeiro, 1974.
- RUIZ-JAEN, Maria C.; MITCHELL AIDE, T. Restoration success: how is it being measured?. *Restoration ecology*, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.
- SANTOS, P. M.; FUNARI, F. L. Clima local. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, p. 29-48, 2002.
- SEJI SUGANUMA, Márcio et al. Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore*, v. 32, n. 2, 2008.
- SER - Society for Ecological Restoration International and Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org e Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.
- SILVA, J. M. C. & C. H. M. CASTELETI. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. p. 43-59. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press. Washington, D.C.
- SIQUEIRA, Ludmila Pugliese de. Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil. 2002. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- SORREANO, Maria Claudia Mendes et al. Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil (MS Thesis), 2002.
- SOUZA, Flaviana Maluf de; BATISTA, Joao Luis Ferreira. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest ecology and Management*, v. 191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.
- TABARELLI, Marcelo; MANTOVANI, Waldir. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.
- TREVELIN, Leonardo C. et al. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 291, p. 136-143, 2013.
- VAN ANDEL, J.; GROOTJANS, A.P. 2005. Concepts in restoration ecology. In: Van Andel, J; Aronson, J. (Eds) *Restoration ecology: the new frontier*. Malden, Blackwell Publishing, p. 16-28.
- WANDERLEY, Maria das Graças Lapa et al. Checklist of Spermatophyta of the São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 11, p. 191-388, 2011.
- WHITE, Peter S.; PICKETT, S. TA. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. *Unknown Journal*, p. 3-13, 1985.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.