

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

Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas

Cristina Yuri Vidal

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Recursos Florestais, com opção em
Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2008**

Cristina Yuri Vidal
Bióloga

Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas

Orientador:
Prof. Dr. SERGIUS GANDOLFI

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2008

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Vidal, Cristina Yuri

Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas / Cristina Yuri Vidal. - - Piracicaba, 2008.
171 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
Bibliografia.

1. Degradação ambiental 2. Ecologia florestal 3. Mudas – produção 4. Proteção ambient
5. Reabilitação de áreas degradadas 6. Reflorestamento 7. Sombreamento I. Título

CDD 333.7153

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

AGRADECIMENTOS

Depois de tanto trabalho, chega enfim a hora de agradecer. À toda a minha família e amigos... agradeço de coração pelo incentivo e apoio!

Ao meu pai e à minha mãe, por tudo o que fizeram por mim e por serem tão especiais em minha vida. Não poderia nada sem vocês!

Ao prof. Dr. Sergius Gandolfi, pela oportunidade que me concedeu desde o momento em que cheguei ao LERF. Pela orientação, generosidade e energia positiva.

Ao pessoal do NACE-PTECA, prof. Flavio Gandara, Luciana Jacob e Fernanda Moraes, pela oportunidade de desenvolver meu projeto em Registro, de “carona” no projeto de vocês. Sem esse apoio essa dissertação não existiria. Em especial, à equipe de campo “Salve a Restinga”: Girlei Costa Cunha, Eduardo Gusson, Andréia Damasceno e Mariana A. Carvalhaes;

Ao pessoal do IBAMA de Iguape (Eliel Pereira de Souza, Thiago e demais funcionários), pela infra-estrutura cedida para o desenvolvimento deste trabalho. Em especial ao Flavio, que cuidou das minhas “meninas”, sempre de bom humor e sempre compartilhando sua experiência com as plantinhas; Ao Clodoaldo Gazzeta (Instituto Ambiental Vidágua), por todo o apoio;

Aos meus queridos amigos Daniel Malvicino (Lavapé), Renato Farac Galata (Salim), Bruno B. Zaneti e Francisco Antonioli, pela ajuda na coleta e transplante das plantas, em plena copa do mundo!

Em especial, ao Ricardo Marcuz Silva (D-Circo), por TODA a ajuda ao longo de tantas etapas desse trabalho (coleta, transplante, monitoramento e manutenção), sob sol ou sob chuva (muita chuva!).

A todos que me ajudaram na infinita missão de identificar as pequenas plantas: Renato A. F. Lima, Marcelo Pinho Ferreira (Pinus), Vinicius de C. Souza, Fiorella F. Mazine, Marco A. de Assis, João B. Baitello, Osny T. de Aguiar, João A. Pastore, Marcos Sobral, Antônio Furlan, Natalia Ivanauskas, Jorge Tamashiro, Ricardo R. Rodrigues, Geraldo Franco, João Semir, Rubens G. Coelho, Renata G. Udulutsch, Cintia Kameyama, João L. M. Aranha Filho, Girlei da C. Cunha;

Pela ajuda com as análises estatísticas: prof. Dr. João L. Batista, Angela M. Coelho, Tadeu de S. Barros e em especial à Melissa Lombardi Oda, pela dedicação e empenho na trabalhosa análise dos dados.

Ao Ricardo A. G. Viani, pela cuidadosa correção do primeiro capítulo, sugestões e considerações;

A todos os amigos que fiz em Piracicaba, desde que cheguei por aqui.....especialmente ao meu primo, Marcelo Jun (Xibongu) e ao Renato Kamio (TioJuão), por serem sempre fieis companheiros!

Às atuais companheiras de casa, que tiveram que me aturar na fase mais “neura” do mestrado..Aline Kamiya, Giselle (Chiselita) Melendez, Matheus Chagas e Bruno Ferronato... gracias por todo!!

Aos parceiros de pós-graduação Julio Cesar da Costa, Bruno B. Zaneti e Fabiana Basso;

À Mariana Carvalhaes, pela amizade e constante incentivo;

Ao Tadeu, que perto ou longe, é quem está sempre do meu lado, me dando apoio incondicional; por servir de exemplo como pessoa e como profissional; e por todo o carinho. Obrigada por existir em minha vida!

E finalmente, à toda família LERF, que entra ano sai ano, não para de crescer e agitar, fazendo desse laboratório um lugar inesquecível, cheio de “causos” e histórias pra relembrar: Sergius Gandolfi, Ricardo Rodrigues, André Nave, Francisco Antonioli, Fabiana Basso, Débora Rother, Vivian (Viliña), Gabriele Preiskorn, Milene Santos, Mariana Pardi, Carla Barros, Marta Muniz, Renato Lima, Ana Catarina Jacovac, Denis Araki, Vânia Korman, Vicente Bufo, Ricardo Viani, Pedro Brancalion, Bruno Zaneti, Rose Souza, Tiago Barreto, Rejane Botrel, Adriana Martini, Flavia Gava, Nino Tavares, Pinus, e tantos outros...Valeu pessoal!

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
Referências	15
2 VIABILIDADE DA TÉCNICA DE TRANSPLANTE DE PLÂNTULAS E PLANTAS JOVENS COMO ESTRATÉGIA DE PRODUÇÃO DE MUDAS PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS.....	17
Resumo	17
Abstract.....	17
2.1 Introdução.....	18
2.1.1 Objetivos.....	20
2.2 Desenvolvimento	22
2.2.1 Revisão bibliográfica.....	22
2.2.1.1 Restauração de áreas degradadas: um breve histórico.....	22
2.2.1.2 A restauração do ponto de vista ecológico	26
2.2.1.3 A restauração do ponto de vista técnico e econômico.....	34
2.2.2 Material e métodos	42
2.2.2.1 Área de estudo	42
2.2.2.2 Coleta de dados.....	47
2.2.2.3 Análise dos dados	56
2.2.3 Resultados.....	57
2.2.3.1 Diversidade.....	57
2.2.3.2 Sobrevivência e mortalidade	65
2.2.3.3 Emissão de folhas novas e crescimento em altura.....	67
2.2.3.4 Custos	71
2.2.3.5 Resumo dos resultados	72
2.2.4 Discussão.....	74
2.2.4.1 Diversidade.....	74
2.2.4.2 Sobrevivência e mortalidade	82

2.2.4.3 Emissão de folhas novas e crescimento	87
2.2.4.4 Custos.....	88
2.3 Considerações Finais.....	92
Referências.....	94
3 INFLUENCIA DAS CONDIÇÕES DE LUZ SOBRE A SOBREVIVÊNCIA E O	
DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS E PLANTAS JOVENS TRANSPLANTADAS DE	
UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSEA.....	
	111
Resumo	111
Abstract.....	111
3.1 Introdução	112
3.1.1 Objetivos.....	114
3.2 Desenvolvimento	115
3.2.1 Revisão bibliográfica	115
3.2.1.1 Florestas Tropicais, regeneração natural e grupos sucessionais.....	115
3.2.1.2 Características das espécies dos diferentes grupos sucessionais	117
3.2.1.3 Produção de mudas em viveiros sob diferentes níveis de sombreamento	118
3.2.2 Material e métodos.....	120
3.2.2.1 Área de estudo.....	120
3.2.2.2 Coleta de dados	122
3.2.2.3 Análise dos dados	127
3.2.3 Resultados.....	128
3.2.3.1 Ambientes sol e sombra	129
3.2.3.2 Sobrevivência/Mortalidade.....	130
3.2.3.3 Crescimento em altura e emissão de folhas novas.....	133
3.2.4 Discussão	137
3.2.4.1 Ambientes sol e sombra	138
3.2.4.2 Grupos Sucessionais	139
3.2.4.3 Classes de altura.....	141
3.2.4.4 Hábitos de vida.....	142
3.2.4.5 Espécies mais abundantes	143
3.3 Considerações Finais.....	144

Referências	145
4 CONCLUSÕES GERAIS	155
ANEXOS	157

RESUMO

Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas

O transplante de indivíduos jovens ocorrentes na regeneração natural de florestas como estratégia de produção de mudas visando a restauração de áreas degradadas é recente no Brasil. Dentre as principais vantagens associadas a essa técnica pode-se destacar a obtenção de elevado número de espécies (geralmente não disponíveis em viveiros convencionais), a eliminação de etapas de viveiro dispendiosas ou desconhecidas (beneficiamento, armazenamento e tratamentos pré-germinativos das sementes) e a obtenção de elevado número de indivíduos em relativamente pouco tempo quando comparado à colheita de sementes. Apesar dessas vantagens, algumas restrições importantes devem ser consideradas, a começar pela aplicação desta técnica em situações específicas nas quais áreas com vegetação serão desmatadas. Nestes casos, o transplante representa uma forma de aproveitar o que de outra forma seria “desperdiçado”, constituindo uma possibilidade de compensação ambiental aos impactos ocasionados pela construção de empreendimentos, usinas hidrelétricas, etc. Considerando que estas situações são freqüentes em nosso país, o presente trabalho tem como proposta avaliar a técnica de transplante como estratégia de produção de mudas, visando a restauração ecológica de áreas degradadas. Para tanto, a dissertação se divide em dois capítulos, sendo o primeiro referente a viabilidade da técnica - considerando seus aspectos ecológicos, técnico/silviculturais e econômicos - e o segundo a respeito da avaliação do desempenho das mudas transplantadas sob duas condições de luz (a pleno sol e sombra). De maneira geral, o transplante de plântulas e plantas jovens é viável, mas necessita de mais estudos que permitam um refinamento da técnica e melhor desempenho dos indivíduos coletados.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Transplante; Plântulas; Plantas jovens; Mudas

ABSTRACT

Seedlings and saplings' transplantation as an strategy of planting stock production for ecological restoration

The transplantation of young individuals occurring under forest canopy as an strategy of planting stock production for ecological restoration is recent in Brazil. Among its most important advantages we highlight the collection of a high number of species (usually not available in nurseries), the elimination of unknown or expensive nurseries' proceedings (seeds' amelioration, storage and pre-germinative requirements) and the obtainment of a high number of individuals when compared to the usual seeds' collection. Despite these advantages, some restraints must be considered, once this technique should only be applied on specific situations, like those where vegetated areas will be legally deforested. On these cases transplantation may represent a feasible way to make good use of what otherwise would be wasted, representing an interesting possibility of environmental compensation resulting from activities with adverse effects. Considering that those situations are quite common in developing countries, the present study aims to evaluate the transplantation technique as an strategy of planting stock production, improving ecological restoration efforts. For this matter, this dissertation is divided into two chapters. The former is about the technique feasibility – considering its ecological, technical/silvicultural and economic aspects – and the latter about the transplanted seedlings' performance under two light conditions (sun and shade). In a general way, seedlings and saplings' transplantation is feasible, although further studies are needed to refine the technique and improve the performance of transplanted individuals.

Keywords: Ecological restoration; Transplantation; Seedlings; Saplings; Planting stock

1 INTRODUÇÃO

A conversão de áreas de florestas tropicais em terras agriculturáveis, especialmente para pastagens, contribuiu para a extinção de muitas espécies e configurou um cenário que atualmente preocupa a sociedade de modo geral. Considerando que menos de 5% dos remanescentes são protegidos na maioria dos países, os esforços de conservação não podem mais focar apenas estes fragmentos (que ainda assim devem ser prioridade) e devem expandir suas atenções para estudos sobre o manejo destas áreas e a restauração ecológica de ecossistemas degradados (AIDE, 2000; HOBBS; HARRIS, 2001).

Embora maior ênfase deva ser dada às questões que implicam na prevenção e controle da degradação das áreas naturais remanescentes, que ainda hoje são significativas e desproporcionalmente maiores que os esforços conservacionistas, a restauração de áreas degradadas é uma tentativa de indiscutível relevância na busca pela sustentabilidade do planeta (HOBBS; HARRIS, 2001). Mesmo os mais céticos em relação aos esforços da restauração ecológica acreditam que esta seja uma prática que “tira o melhor de uma má situação” (GUNN; THROOP, 2002).

Estudos relacionados a restauração ecológica são recentes e começaram a se desenvolver como ciência apenas na década de 80 (PALMER et al., 1997; ENGEL; PARROTTA, 2003). É curioso notar que além de recente, a restauração ecológica enquanto ciência possui uma base conceitual relativamente fraca quando comparada às outras ciências (PALMER et al., 1997), o que não deve impedir que os projetos de restauração avancem, promovendo assim esclarecimentos a respeito do atual conhecimento sobre os ecossistemas (HOBBS; HARRIS, 2001).

A definição do termo restauração é ainda controversa entre os especialistas da área, que discutem diferenças entre outros possíveis termos como recuperação, reabilitação e substituição (ENGEL; PARROTTA, 2003). Basicamente estes termos se diferem em função dos objetivos finais de uma determinada ação de revegetação. A abordagem adotada neste trabalho assume a definição estabelecida pela Sociedade de Restauração Ecológica (Society for Ecological Restoration – SER): “... ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade na

estrutura e no funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais”.

Sendo assim, a restauração ecológica busca restabelecer a sustentabilidade das funções e processos ecológicos de um ecossistema, baseando-se em conhecimentos de outras áreas, notadamente ecologia e dinâmica florestal (PALMER et al., 1997) e em informações referências (WHITE; WALKER, 1997). A incorporação de tais conhecimentos transformou as práticas de restauração, que no início se limitavam a aplicações agrônômicas ou silviculturais e mais tarde assumiram o desafio de reconstruir as complexas interações da comunidade (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Baseado no conhecimento teórico, diversos modelos e técnicas de restauração foram desenvolvidas para áreas perturbadas em diferentes níveis. Poucos são os trabalhos na literatura que tratam do monitoramento e avaliação de áreas restauradas no Brasil, podendo destacar os de Barbosa et al. (2003), Souza e Batista (2004) e Melo e Durigan (2007). Apesar dos avanços significativos alcançados ao longo dos quase 30 anos de restauração ecológica no Brasil, alguns estudos reforçam a necessidade de mudanças que incorporem a utilização de elevada diversidade de espécies, sobretudo nas áreas inseridas em matrizes pouco permeáveis (BARBOSA et al., 2003; DE SOUZA; BATISTA, 2004).

A obtenção de mudas de espécies nativas variadas e em quantidades suficientes representa uma das principais restrições à implantação de plantios de elevada diversidade. Por isso, formas alternativas de produção de mudas são bem vindas ao esforço de se melhorar a qualidade dos futuros plantios.

A demanda por projetos de restauração é crescente e acompanha a maior atenção que tem sido dada às questões ambientais, promovendo ações e investimentos de ordem conservacionista por parte de empresas e empreendimentos dos mais variados setores.

O estudo apresentado nessa dissertação está inserido nesse contexto; a ampliação e ativação de um aeroporto no município de Registro – SP, a ser realizado pelo Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo (DAESP), acarretará no desmatamento de cerca de 30,2ha no entorno da pista (100m para cada lado do eixo da pista). Como forma de compensação ambiental, o Departamento de Proteção aos Recursos Naturais (DEPRN) estabeleceu que o empreendedor (i.e. DAESP) deve recuperar um total de 8,9ha inseridos em uma área de 49,0ha a ser mantida como reserva legal da propriedade. Dentre as estratégias propostas, o transplante para viveiro de

plântulas e plantas jovens provenientes das áreas a serem suprimidas - visando sua posterior utilização em área a serem restauradas - configura uma situação propícia para a avaliação dessa técnica ainda pouco conhecida e utilizada no Brasil.

Sendo assim, a proposta central dessa dissertação é a avaliação da técnica de transplante como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas.

O trabalho está organizado em capítulos, sendo que o primeiro trata da viabilidade dessa técnica, sob seus aspectos ecológicos, técnico/silvicultural e econômico. Este capítulo apresenta uma revisão ampla a respeito dos temas relevantes à compreensão e justificativa do trabalho, proporcionando um embasamento teórico robusto para as especulações a respeito dos aspectos positivos e negativos da técnica, com destaque para as dificuldades encontradas e sugestões para futuros trabalhos.

O segundo capítulo avalia a sobrevivência e o desenvolvimento das mudas transplantadas sob diferentes condições de sombreamento, apresentando-se de forma mais concisa.

Referências

AIDE, T.M. Clues for tropical forest restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 327-327, 2000.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.

DE SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1/3, p. 185-200, 2004.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 3-26.

GUNN, A.S.; THROOP, W. Environmental restoration-ethics, theory, and practice. **Restoration Ecology**, Malden, v. 10, n. 4, p. 733-734, 2002.

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

MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 73, p.111, 2007.

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

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-248.

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

2 VIABILIDADE DA TÉCNICA DE TRANSPLANTE DE PLÂNTULAS E PLANTAS JOVENS COMO ESTRATÉGIA DE PRODUÇÃO DE MUDAS PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Resumo

A importância da diversidade florística regional em plantios de restauração ecológica se revela através da pressuposição de que espécies do próprio ecossistema e da própria região do plantio devem apresentar maior potencial em se adaptar às condições ambientais locais. A obtenção de mudas regionais diversificadas, de qualidade e em quantidades suficientes para atender a demanda dos projetos de restauração ecológica representa uma das principais dificuldades à implantação de projetos com alta diversidade. Buscando formas alternativas de restaurar áreas degradadas, este trabalho propõe o transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas. O objetivo central desse estudo, portanto, foi a avaliação da viabilidade da técnica do transplante, abordada sob diferentes aspectos: o ecológico, o técnico/silvicultural e o econômico. Ao longo do período em que permaneceram no viveiro, as mudas transplantadas foram avaliadas quanto à sobrevivência/mortalidade, crescimento em altura e emissão de folhas novas. Uma estimativa de custo por muda também foi calculada como forma de comparar esta técnica com as demais. A área de estudo localiza-se no município de Registro, sul do estado de São Paulo, onde prevalecem as florestas Ombrófilas Densas e/ou Aluviais. A coleta foi realizada em 20 parcelas de 5x5m, totalizando 500m². Foram coletados 2.106 indivíduos, de 98 morfo-espécies, representantes de 34 famílias. Cerca de 74,5% das espécies são arbustivo-arbóreas enquanto 19,4% são lianas, palmeiras ou herbáceas. A maioria das espécies coletadas (85,6%) foram representadas por menos do que vinte (20) indivíduos. Os grupos mais abundantes e ricos foram os das espécies arbustivo-arbóreas, clímax e zoocóricas. Dentre as espécies arbustivo-arbóreas, cerca de 26% podem ser categorizadas como de sub-bosque. Três espécies ameaçadas de extinção foram amostradas. Nenhuma das espécies aqui estudadas estão disponíveis em mais do que 50% dos viveiros de São Paulo, segundo levantamento realizado por Barbosa e Martins (2003). A porcentagem média de sobrevivência foi de 59,9%, sendo que sobreviveram melhor as espécies pioneiras e secundárias iniciais. De forma geral, indivíduos das menores classes de altura (entre 5 e 30cm de altura) apresentaram as melhores porcentagens médias de sobrevivência, crescimento e emissão de folhas novas. Embora os resultados encontrados sejam satisfatórios e indiquem o potencial promissor desta técnica como forma complementar à produção de mudas para restauração ecológica com alta diversidade, muitos estudos podem refinar e melhorar o desempenho das plântulas e plantas jovens transplantadas, aumentando a eficiência dessa técnica e em última análise, a qualidade dos plantios de restauração.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Transplante; Plântulas; Plantas jovens; Mudas

Abstract

The importance of regional floristic diversity in ecological restoration projects is based on the idea that species from the same region and ecosystem of degraded site must present a higher potential of local adaptation to the new environmental conditions. Obtaining regional and diverse seedlings in sufficient quantities and quality is a major challenge to high diversity restoration projects. The central purpose of this study is to evaluate whether the transplant technique is a feasible alternative to planting stock production for ecological restoration. For this matter, the technique was evaluated regarding different approaches, considering its ecological, technical/silvicultural and economic aspects. Seedlings and saplings were transplanted to nurseries and monitored on survival, height growth and leaf flushing. An estimate final price per seedling was calculated in order to compare this technique to others. Study area is located at Registro, south of Sao Paulo State, where Ombrophilous Dense Forest predominates. Sampling was taken from 20 plots of 5x5 m². A total of 2,106 individuals were sampled, representing 98 morpho-species of 34 different families. Around 74.5% of collected individuals were of woody species, while 19.4% were lianas, palms or herbs. Most of the collected species (85.6%) were represented by less than twenty individuals. The most abundant and rich were those of woody, climax and/or zoochorous groups. Among woody species, around 26% may be considered as typical of understorey conditions. Three threatened species were sampled. None of the species studied here are available in more than 50% of the nurseries of the Sao Paulo State, according to an assesment by Barbosa and Martins (2003). Overall average survival was of 59.9%, with the best performance for those species of early sucessional stages. In general, individuals of the lower height classes (between 5 and 30cm) presented the best averages of survival, growth and leaf flushing. Although these results may be considered satisfactory and represent the promising potential of this technique as a complement to planting stock production, further studies are needed to its improvement. Different studies may refine the technique and enhance the performance of transplanted individuals, contributing to a higher quality on ecological restoration projects.

Keywords: Ecological restoration; Transplant; Seedlings; Saplings; Planting stock

2.1 Introdução

A diversidade florística regional em plantios de restauração ecológica é um ponto de extrema importância para aqueles projetos que buscam restaurar a composição florística e estrutural de florestas naturais, bem como os processos e funções que garantem a perpetuação desses ecossistemas (IVANAUSKAS et al., 2007).

O monitoramento de áreas onde se desenvolveram projetos de restauração registrou a utilização de poucas espécies nos modelos de repovoamento florestal (BARBOSA et al., 2003; DE SOUZA; BATISTA, 2004), muitas vezes com recomendações errôneas quanto aos biomas de ocorrência natural das mesmas (BARBOSA; MARTINS, 2003).

A utilização de espécies do próprio ecossistema e da própria região do plantio deve ser priorizada, pois se pressupõe que estes indivíduos devem apresentar maior tolerância às condições locais e de se adaptar às condições das áreas degradadas (BARBOSA; MARTINS, 2003; VIANI, 2005; IVANAUSKAS et al., 2007). Estudos genéticos indicam que populações de plantas são mais adaptadas aos seus locais de ocorrência natural quando comparados a uma escala espacial mais ampla (LINHART; GRANT, 1996; MONTALVO; ELLSTRAND, 2000).

Apesar do consenso em relação a essas idéias, na prática é difícil obter mudas de espécies diversificadas que atendam a esse requisito (i.e. compatibilidade regional), representando uma dentre as principais limitações à implantação de elevada diversidade florística nos plantios de restauração. Um levantamento feito em 41 viveiros no Estado de São Paulo registrou que embora a produção de mudas e/ou sementes englobe 589 espécies nativas deste mesmo Estado, a maioria dos viveiros concentra sua produção em poucas espécies (BARBOSA et al., 2003; BARBOSA; MARTINS, 2003).

As dificuldades em se obter mudas regionais diversificadas, de qualidade e em quantidades suficientes para atender a crescente demanda imposta pelos projetos de restauração ecológica deixa claro que o investimento na produção de mudas e sementes é imprescindível para garantir que projetos futuros de restauração atendam aos critérios mínimos de diversidade sugeridos por trabalhos que comprovaram que a utilização de poucas espécies culmina na não sustentabilidade desses ecossistemas artificiais de (SOUZA; BATISTA, 2004).

O pouco conhecimento a respeito de técnicas silviculturais de espécies nativas é comum, principalmente entre aquelas que ocorrem em baixas densidades nas florestas naturais e que são responsáveis pela alta diversidade das florestas tropicais (KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001; SCUDELLER et al., 2001). O estudo ecológico e silvicultural dessas espécies pode ser demorado, sendo que simultaneamente a essas pesquisas, outras técnicas de produção de mudas devem ser desenvolvidas e testadas.

Considerando que a contínua expansão econômica implica em novos empreendimentos como hidrelétricas, construção de estradas, aeroportos, ferrovias, etc. e que estes, por sua vez, implicam no desmatamento de áreas com florestas naturais, uma alternativa seria o aproveitamento da regeneração natural para a produção de mudas, através do transplante de plântulas e plantas jovens. Esta técnica é bastante antiga e foi utilizada para diferentes propósitos, embora poucos trabalhos tenham sido desenvolvidos visando a recuperação de áreas degradadas.

No Brasil esta técnica é ainda pouco desenvolvida, mas apresentou resultados promissores nos trabalhos realizados por Nave (2005) e Viani e Rodrigues (2007), especialmente quando considerada a riqueza de espécies obtidas.

Entre os principais benefícios associados à técnica de transplantes de plântulas e plantas jovens da regeneração natural visando a produção de mudas para restauração ecológica, podemos citar:

i) produção de mudas de espécies regionais não disponíveis em viveiros (espécies raras, ameaçadas de extinção, endêmicas, de diferentes formas de vida, etc.);

ii) eliminação de etapas como beneficiamento, armazenamento e tratamentos pré-germinativos, que podem ser dispendiosas ou muitas vezes desconhecidas;

Vale lembrar que esta técnica deve ser aplicada em situações em que não representa um impacto ao ecossistema, ou seja, preferencialmente em florestas condenadas ao desmatamento devido à construção de empreendimentos (legalmente licenciados). Outra situação favorável à aplicação desta técnica é o aproveitamento da regeneração que ocorre sob plantios comerciais de *Pinus* sp, *Eucalyptus* sp, etc., incluindo essas práticas ao plano de manejo dessas espécies (VIANI et al., 2007). Em casos de florestas que não serão desmatadas, o estrato da regeneração natural deve ser preservado, uma vez que pouco se sabe a respeito dos impactos que a retirada de plântulas e plantas jovens pode exercer sobre a dinâmica da comunidade.

A escassez de trabalhos que tratam do transplante de indivíduos da regeneração natural visando a produção de mudas para restauração de áreas degradadas indicam a urgente necessidade da realização de novos estudos que possam direcionar e esclarecer a viabilidade dessa potencial estratégia, baseado em critérios pré-definidos.

2.1.1 Objetivos

Assumindo a hipótese de que espécies regionais estão mais bem adaptadas às condições locais e que esta seria uma qualidade desejável em mudas a serem utilizadas na restauração de áreas degradadas, alguns aspectos dessa possibilidade devem ser avaliados.

A pergunta a ser respondida por este capítulo é: *o transplante do banco de plântulas e plantas jovens é uma técnica viável para a produção de mudas destinadas à restauração ecológica de áreas degradadas?* Essa viabilidade será avaliada sob diferentes aspectos:

ecológico, técnico e econômico. Os critérios considerados nessa avaliação estão resumidos no Quadro 2.1 e foram baseados em algumas exigências legais vigentes para o Estado de São Paulo (ver SMA 08/07) e em resultados de trabalhos semelhantes já realizados e disponíveis na literatura (NAVE, 2005; VIANI; RODRIGUES, 2007; VIANI et al., 2007).

Para responder a pergunta acima, os objetivos específicos deste trabalho incluem:

- avaliar a riqueza e composição florística dos indivíduos coletados, caracterizando-os qualitativamente (espécies, classe sucessional, hábito de vida, síndrome de dispersão, disponibilidade em viveiro etc.);
- comparar a riqueza de espécies resgatadas com as disponíveis em viveiros;
- avaliar a sobrevivência geral dos indivíduos coletados, considerando diferentes classes de altura e classes sucessionais;
- avaliar o crescimento em altura e a emissão de folhas novas, considerando diferentes classes de altura e classes sucessionais;
- avaliar o rendimento de transplante, baseado no número de homens e de horas despendidas durante as etapas de coleta e repicagem das mudas;
- estimar o preço de uma muda resgatada e compará-la ao preço médio de uma muda nativa disponível em viveiro;

As informações obtidas neste capítulo servirão ainda para sugerir diretrizes técnicas que facilitem a execução do transplante de plântulas e plantas jovens, com o intuito de refinar e maximizar sua eficiência.

Aspecto	Atributo avaliado	Critério
Ecológico	riqueza de espécies	mínimo de 80 espécies arbustivo-arbóreas (segundo SMA 58/06)
	diversidade de grupos sucessionais	variedade e representatividade dos diferentes grupos sucessionais, especialmente do grupo das secundárias, que são as de menor disponibilidade nos viveiros
	síndromes de dispersão	pelo menos 20% das espécies devem ser zoocóricas
	coleta de espécies ameaçadas	desejável a coleta de espécies sob qualquer nível de ameaça de extinção, conforme lista anexa à SMA 58/06
	disponibilidade em viveiros	desejável a coleta de espécies disponíveis em menos de 50% dos viveiros avaliados por Barbosa & Martins, 2003
Técnico / Silvicultural	sobrevivência	mínimo de 50% sobrevivência
	desenvolvimento (crescimento em altura e emissão de folhas novas)	os indivíduos transplantados deverão apresentar algum indício de que não estão em estado de latência
Econômico	custo final de uma muda transplantada	não deve ultrapassar 100% do valor médio de uma muda nativa adquirida em viveiros convencionais

Quadro 2.1 - Resumo dos atributos e respectivos critérios de avaliação utilizados para determinar a viabilidade da técnica de transplantes de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração ecológica

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Revisão bibliográfica

2.2.1.1 Restauração de áreas degradadas: um breve histórico

Dentre os primeiros projetos de restauração ecológica estão os iniciados em 1935 por Aldo Leopold, que resultaram na recuperação de 24 hectares de pradaria (onde atualmente se localiza o Arboreto da Universidade de Wisconsin) e na restauração de um trecho degradado próximo a um banco de areia do Rio Wisconsin, destacando a preocupação de Leopold com a comunidade de plantas e animais nativos daquela região. Naqueles tempos, essa abordagem mais “ecológica” era uma novidade, considerando que usualmente os trabalhos de revegetação eram feitos visando apenas a estabilização de solos ou benefícios econômicos, como a produção de

madeira (JORDAN et al., 1990). A utilização de espécies não nativas e os plantios homogêneos eram práticas habituais e predominavam como forma de revegetar áreas degradadas.

A preocupação com a restauração de áreas degradadas no Brasil é antiga, embora inicialmente fosse marcada por iniciativas isoladas ao longo da história. A preocupação em reparar os danos provocados pelo homem seguiu o mesmo padrão citado acima, tendo início com plantações florestais homogêneas para a proteção de áreas de mananciais e estabilização de encostas (ENGEL; PARROTTA, 2003).

O primeiro registro histórico de uma iniciativa de restauração florestal no Brasil data de 1862 (Período Imperial), muito anteriormente ao trabalho desenvolvido por Leopold. Problemas com o abastecimento de água na cidade do Rio de Janeiro forçaram o governo a proteger e reflorestar as áreas no entorno das nascentes, entre as quais a região da atual Floresta da Tijuca. Essas medidas vinham acompanhadas da desapropriação dos terrenos em áreas de mananciais, que posteriormente eram reflorestadas com espécies nativas e exóticas, sob o comando do major Manuel Gomes Archer (CENTRO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA, 1966).

No Estado de São Paulo, boa parte dos esforços focou a restauração ecológica de matas ciliares, que compõem as formações florestais ao longo de rios e reservatórios. Um dos primeiros registros de restauração de matas ciliares nesse Estado é referente ao trabalho realizado no município de Cosmópolis, por volta de 1955 a 1960, onde o reflorestamento não obedeceu a nenhum modelo específico, visando apenas desenvolver uma vegetação semelhante (em termos fisionômicos) aos remanescentes da região. Para tanto, foram utilizadas cerca de 70 espécies arbustivo-arbóreas, entre nativas regionais e não regionais e exóticas (NOGUEIRA, 1977).

Nas décadas de 60 e 70 a preocupação em reflorestar áreas degradadas é evidentemente vinculada à idéia de retorno econômico, não só pelos serviços ambientais que as florestas prestam à humanidade, mas também pela utilização de espécies exóticas e algumas nativas de valor econômico, apostando em práticas de manejo silvicultural para extrair racionalmente os recursos florestais (MAGNANINI, 1960; KLEIN, 1966; CARVALHO; STÖHR, 1978; POGGIANI et al., 1981).

Foi principalmente a partir da década de 80 que se intensificou a preocupação com a recuperação de matas ciliares, coincidindo com o desenvolvimento da ecologia da restauração como ciência e com o maior desenvolvimento da ecologia de florestas naturais (BRADSHAW, 1983; ENGEL; PARROTTA, 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Foi neste período que

muitos pesquisadores começaram a usar métodos que pudessem atender a objetivos variados, incorporando os conceitos da ecologia florestal como subsídio para a elaboração dos projetos de restauração.

Na época em que se começaram estes trabalhos ainda se acreditava que o processo de sucessão ocorria através da alternância de fases, que culminariam em uma comunidade clímax por uma trajetória direcionada e, portanto, previsível (CLEMENTS, 1916). Este modelo funcionaria muito bem para Florestas Temperadas, onde a reduzida riqueza de espécies favorece o predomínio de algumas e delimita bem as fases sucessionais; no entanto, a elevada diversidade e complexidade das Florestas Tropicais não permitem uma clara distinção de tais fases, nem de uma comunidade tipicamente clímax, como proposta por Clements (1916).

Em uma análise da evolução dos estudos sobre florestas no sudeste do Brasil, Gandolfi (2000) ressalta a predominância de estudos fitossociológicos em fragmentos florestais mais conservados na década de 80, o que permitiu que essas informações quantitativas fossem usadas como um referencial para a reconstrução das florestas (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998). Estes levantamentos definiriam a densidade de indivíduos, as espécies a serem plantadas e a forma de distribuí-las no plantio (SALVADOR, 1987; LORENZO et al., 1994; RODRIGUES; GANDOLFI, 1996; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), e representaram na época, a melhor forma de copiar comunidades mais maduras.

A partir dessa idéias, uma série de métodos para definir o espaçamento e a distribuição de indivíduos foi elaborada (i.e. módulos de plantio), buscando a melhor forma de reproduzir os padrões encontrados na floresta, por meio das informações fornecidas pelos levantamentos fitossociológicos. No entanto, havia nessa fase uma contradição, uma vez que informações sobre processos relativos a regeneração de florestas eram discutidos (polinização, banco de sementes, dispersão, dinâmica de clareiras, etc.), justificando os modelos pautados na concepção de sucessão ecológica, que por sua vez era subentendida, a grosso modo, segundo a visão clementisiana, considerada parte do paradigma clássico de ecologia

Gradualmente o paradigma clássico foi se transformado no contemporâneo e idéias mais condizentes à realidade das Florestas Tropicais foram sendo incorporadas.

As florestas maduras passaram a ser vistas como um mosaico de manchas de diferentes idades e em constante mudança, resultantes dos distúrbios naturais, que por sua vez representam um aspecto essencial da dinâmica florestal (WHITE; PICKETT, 1985). Durante muito tempo os

distúrbios naturais não eram considerados como parte da dinâmica sucessional das comunidades vegetais; a partir do momento que o regime de distúrbios e outros eventos aleatórios foram reconhecidos, entendeu-se que cada local possui um histórico de sucessão particular, que portanto, deixa de ser direcional e previsível. Do reconhecimento desses e de outros conceitos surge o paradigma do não equilíbrio (PICKETT et al., 1992), o qual assume que as mudanças sucessionais da vegetação podem ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, e que conseqüentemente, diferentes comunidades “clímax” seriam possíveis.

Dentro desse contexto, fatores como o histórico de perturbação (frequência, tamanho, magnitude, etc.), imigração e extinção de espécies, entre outros, contribuem de forma muito particular na formação de uma comunidade (WHITE; PICKETT, 1985).

A principal conseqüência desta mudança de paradigmas para os modelos de plantio no Brasil é que levantamentos fitossociológicos passaram a servir apenas como informação complementar, e não mais como modelo a ser copiado, como nos primeiros trabalhos. Informações a respeito da vegetação original ainda servem para nortear a escolha das espécies, desde que respeitando as necessidades e novas condições do sítio degradado. O objetivo central da restauração ecológica passa então a ser o retorno do ecossistema a uma condição de sustentabilidade, dando maior ênfase ao retorno das funções e processos que o mantém do que ao retorno a uma estrutura específica.

Complementando essas idéias, a definição das características das espécies de diferentes categorias sucessionais, destacados inicialmente por Budowski (1965), serviu de base para a escolha das espécies com comportamentos ecológicos distintos. Para este autor, as espécies se distinguem em quatro grupos, sendo estes o das pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas. Whitmore (1989) propôs uma classificação alternativa, que assume apenas aquelas pioneiras e não pioneiras, buscando uma classificação mais simples e natural (WHITMORE, 1989a).

Independentemente da classificação adotada, as categorias sucessionais separam as espécies basicamente segundo sua tolerância à luz, que por sua vez afeta aspectos como a velocidade de crescimento, a duração do ciclo de vida, a produção de sementes, a densidade da madeira, etc. (BUDOWSKI, 1965). Essas características e desempenhos diferenciados entre as espécies foram utilizados para definir módulos de implantação em projetos de restauração, os

quais contavam com representantes dos diferentes grupos sucessionais, visando garantir o processo da sucessão.

Os primeiros trabalhos a incorporarem os conceitos da sucessão nos plantios de restauração foram os realizados pela CESP (Companhia Energética de São Paulo) em convênio com a Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP), na região do Pontal do Paranapanema, em 1988 (KAGEYAMA; GANDARA, 2000) e os realizados em Iracemápolis-SP, no entorno de um reservatório de abastecimento de água em 1987 (SIQUEIRA, 2002). Estes trabalhos fizeram plantios mistos de espécies nativas, divididas em grupos de pioneiras e não pioneiras (KAGEYAMA; CASTRO, 1989).

Embora a utilização da classificação sucessional tenha representado um avanço para a ecologia da restauração, os modelos de plantio baseados na sucessão revelaram algumas falhas, que culminaram no desenvolvimento de outros modelos. A seguir essa evolução será tratada sob três perspectivas: a ecológica, a técnica e a econômica.

2.2.1.2 A restauração do ponto de vista ecológico

Uma das principais restrições à evolução das técnicas de restauração estão relacionadas a dificuldade em se estabelecer de maneira clara e concisa os objetivos de um projeto de restauração (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; ENGEL; PARROTTA, 2003). Esta primeira etapa é fundamental no planejamento das ações a serem tomadas (MONTAGNINI, 2001) e dependem de vários condicionantes como o estado do sítio a ser restaurado, a disponibilidade de recursos financeiros, a legislação ambiental, o conhecimento a respeito da área, etc. O objetivo final resultante define as metas a serem atingidas, bem como os parâmetros de avaliação de sucesso e/ou fracasso.

A maior dificuldade na tentativa de responder se as metas pré-estabelecidas foram ou não alcançadas refere-se ao tempo que estas comunidades demoram para retornar a uma condição sustentável e as formas para se comprovar tal condição (MELI, 2003). Sugestões e discussões na literatura a respeito de quais os parâmetros mais indicados para avaliar um reflorestamento foram revisados por Ruiz-Jaen e Mitchell Aide (2005) e estão definidos pela Society of Ecological Restoration (SER, 2004).

A abordagem mais comum de avaliação é a ecológica, que através de características estruturais da vegetação, diversidade de espécies e outros processos do ecossistema buscam diagnosticar a condição do sítio em processo de recuperação (RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005).

Ainda assim, a maioria dos estudos foca poucas características de cada vez, quando o desejável seria uma abordagem mais ampla, capaz de descrever a área de estudo de forma mais completa (MELI, 2003). Um agravante é que monitoramentos de longo prazo são raros, especialmente em países tropicais em desenvolvimento, onde o investimento nestes estudos são escassos (MELI, 2003).

A despeito das dificuldades de avaliação, resultados provenientes de sítios restaurados ou naturalmente regenerados (FINEGAN, 1996; FINEGAN; DELGADO, 2000) contribuem para redefinir e aperfeiçoar as técnicas e modelos de restauração ecológica. A seguir será focado o papel da diversidade em seus diferentes níveis (genética, específica, etc.) e a relevância de sua utilização nos plantios de restauração.

Diversidade de grupos sucessionais

Como visto anteriormente, no início dos anos 80 um novo modelo de plantio havia sido sugerido, no qual espécies pioneiras e de crescimento mais rápido proporcionariam o sombreamento necessário para as espécies não pioneiras se desenvolverem (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Uma das críticas a utilização destas categorias sucessionais refere-se ao fato desta classificação ser arbitrária e muitas vezes artificial, pois as espécies não se encaixam nessas classes bem definidas; além disso, os grupos podem ser criados das mais variadas formas e com diferentes propósitos, dificultando sua ampla aceitação e utilização (GOURLET-FLEURY et al., 2005).

A intenção de separar as espécies em diferentes grupos ecológicos ou funcionais é bastante antiga, podendo citar Eugen Warming (GOODLAND, 1975) como um dos primeiros a investir nesse sentido. A princípio, esta seria uma forma de explicar o porque de uma espécie ocorrer em um determinado sítio, assumindo que as explicações fornecidas pela fitogeografia eram insuficientes e superficiais. Por outro lado, estudar cada uma das espécies ocorrentes nos

trópicos não parecia razoável e agrupá-las em grupos de comportamento semelhantes poderia facilitar o entendimento a respeito da distribuição das espécies.

Ainda assim, alguns aspectos devem ser considerados; muitas espécies possuem comportamentos diferenciados quando em formações florestais distintas, dificultando a classificação das mesmas (GANDOLFI, 2000). A escassez de conhecimento sobre a ecologia da maioria das espécies vegetais também restringe a utilização dessa categorização. Por fim, a falta de padronização ou utilização de critérios bem definidos permite que diferentes classificações sejam encontradas na literatura (para uma mesma espécie) (GOURLET-FLEURY et al., 2005), comprometendo as comparações entre trabalhos.

Apesar das críticas, a tentativa de organizar as diferentes espécies em guildas é válida, pois colabora para o entendimento do papel das espécies no funcionamento dos ecossistemas. É indiscutível que espécies de diferentes categorias sucessionais sejam importantes para o desenvolvimento e funcionamento de sistemas florestais, e a implicação disto para projetos de restauração envolve a aplicação destas categorias com cautela, focando a atenção para a forma como as espécies se comportam nos plantios.

Embora na época em que surgiram essas idéias tenham proporcionado importantes avanços aos modelos de plantio, estudos posteriores realizados em áreas que adotaram esse modelo indicaram que os processos de chegada de sementes via dispersão e de regeneração natural não haviam sido recuperados, comprometendo a sustentabilidade desses plantios que utilizaram baixa riqueza de espécies, muitas das quais pioneiras de vida curta (DE SOUZA; BATISTA, 2004). O que estes autores puderam concluir é que a simples adição de espécies de diferentes categorias sucessionais não implica em sustentabilidade do ecossistema, que por sua vez depende de muitos outros aspectos, como veremos a seguir.

Diversidade de espécies nativas

Uma questão polêmica a respeito das espécies a serem utilizadas na restauração florestal trata sobre a utilização ou não apenas de espécies nativas (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002).

Os primeiros plantios realizados com a finalidade de recuperar áreas degradadas foram feitos para atender a diferentes objetivos, permitindo que espécies exóticas fossem utilizadas para esses propósitos. A decisão de utilizar ou não exóticas em plantios de restauração deve considerar

os aspectos positivos e negativos da permanência das mesmas na comunidade em que estão inseridas (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002), bem como a legislação vigente para cada situação.

Sorreano (2002), avaliando plantios de restauração de diferentes idades, concluiu que a utilização exclusiva de espécies nativas ou o plantio misto com exóticas não interferiu no desenvolvimento das florestas, sendo maior a influência dos fatores idade e proximidade a fragmentos.

No entanto, estudos mais aprofundados a respeito da dinâmica de comunidades restauradas indicam que algumas espécies exóticas podem exercer forte influência na estrutura e composição dessas comunidades. Vieira e Gandolfi (2006) registraram o predomínio de espécies exóticas como a *Clausena excavata* Burm. e *Melia azedarach* L. na regeneração natural de um reflorestamento em Iracemápolis-SP. Esse fato demonstra que algumas espécies exóticas podem se tornar espécies invasoras, como relatado por Petenon (2006) para a palmeira *Archontophoenix* cf. *cunninghamiana* H. Wendl. e Drude. A invasão biológica representa uma real ameaça às biotas nativas de todo o mundo, constituindo um importante agente de degradação ambiental (PETENON, 2006). Estas invasões podem alterar a estrutura, a composição e a dinâmica florestal (VITOUSEK et al., 1997; HORVITZ et al., 1998). Por esses motivos, é desejável que projetos de restauração contemplem apenas espécies nativas, evitando que uma espécie introduzida represente um fator de degradação.

Mais além do que a questão das nativas *versus* exóticas, uma prática comumente utilizada na monitoramento de projetos de restauração das comunidades vegetais é a avaliação da diversidade, através de medidas de riqueza e abundância de espécies (RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005). Isso porque um aspecto central na ecologia de comunidades é o estudo da diversidade de espécies, particularmente em relação ao surgimento e manutenção da biodiversidade local e regional (PALMER et al., 1997).

Florestas tropicais há muito tempo intrigam cientistas do mundo todo, que se perguntam como tantas espécies podem coexistir em escalas espaciais reduzidas (WRIGHT, 2002). As florestas tropicais possuem cerca de 300 espécies arbóreas por hectare (SCHUPP, 1992; WILLS et al., 1997; WRIGHT, 2002), embora alguns estudos revelam valores ainda mais elevados, como os encontrados por Martini et al. (2007) (144 espécies.0,1ha⁻¹) e Thomas et al. (1992) (408 espécies.ha⁻¹). Diversas teorias tentam explicar quais mecanismos são responsáveis por tal diversidade, sendo que muitos trabalhos tratam sobre essas possibilidades (RICKLEFS, 1977;

DENSLOW, 1995; WILLS et al., 1997; WRIGHT, 2002; MAGURRAN; HENDERSON, 2003; PETERS, 2003; WILLS, 2006).

O consenso comum tende a associar que o funcionamento e estabilidade do ecossistema está diretamente relacionado à manutenção da biodiversidade (LYONS et al., 2005). Embora alguns autores questionem a relevância de cada espécie para o ecossistema como um todo (PALMER et al., 1997; SCHWARTZ et al., 2000), a “abordagem da precaução” deve prevalecer, considerando que todas as espécies são relevantes para o ecossistema até que se prove o contrário e que portanto devem ser preservadas (LYONS et al., 2005).

A preservação das espécies pode se basear ainda na idéia de que todas desempenham o papel de engenheiras físicas do ecossistema, como proposto originalmente por Jones e colegas (JONES et al., 1994). Este conceito diz que todos os organismos, direta ou indiretamente, exercem influência sobre a disponibilidade de recursos, através das mudanças que proporcionam sobre o ambiente biótico e abiótico, modificando, mantendo e/ou criando novos habitats. Isso significa que a existência de cada espécie insere processos de competição/facilitação na comunidade, oferece recursos alimentares através da sua própria existência e ainda modifica o ambiente funcionando como engenheiras físicas que criam novos habitats (WRIGHT; JONES, 2006).

A preocupação maior é direcionada àquelas espécies que são pouco abundantes (i.e. raras) e que por isso se tornam mais vulneráveis à extinção, fator agravado pelo pouco conhecimento a respeito do papel exato que estas exercem nos ecossistemas (LYONS et al., 2005). Em relação às espécies arbustivo-arbóreas, pode-se afirmar que, de maneira geral, espécies pioneiras e climáticas são mais comuns, enquanto as secundárias ocorrem em baixas densidades (i.e. raras), sendo responsáveis por boa parte da elevada riqueza das florestas tropicais (KAGEYAMA; GANDARA, 2000).

Estudos como os de Scudeller et al. (2001) corroboram a idéia de que espécies raras contribuem ainda para a heterogeneidade florística-estrutural das florestas tropicais; estes autores compilaram 17 trabalhos realizados em Floresta Ombrófila Densa no sudeste brasileiro e constataram que das 771 espécies amostradas, 478 ($\pm 62\%$) apareceram uma única vez. A complexidade florística dessas florestas reforça ainda mais a necessidade de utilização de espécies regionais em projetos de restauração ecológica.

Um levantamento feito em 98 áreas reflorestadas no Estado de SP, realizado por Barbosa et al. (2003), indicou que a maioria dos reflorestamentos não atende a critérios mínimos de riqueza e diversidade. Em média são utilizadas apenas 35 espécies florestais, que são quase sempre as mesmas e das quais dois terços são dos estágios iniciais da sucessão.

Trabalhos de monitoramento em algumas dessas áreas corroboram a idéia de que o reduzido número de espécies utilizado compromete o restabelecimento da estrutura e função da floresta ao longo do tempo, minando a sustentabilidade das mesmas (SIQUEIRA, 2002; DE SOUZA; BATISTA, 2004).

Para o Estado de São Paulo, a resolução SMA 21/01 estabeleceu que reflorestamentos de áreas degradadas devem utilizar um número mínimo de espécies nativas, de acordo com o tamanho da área a ser restaurada. Em 2003, uma nova resolução (SMA 47/03) complementou a anterior, fixando além do número total de espécies, os limites de indivíduos por espécie e o número de espécies e indivíduos por grupo sucessional.

Recentemente, em 2007, uma nova resolução entrou em vigor (SMA 08/07) substituindo as duas anteriores, estabelecendo, além do que já havia sido proposto, a utilização de uma porcentagem mínima de espécies regionais de alguma forma ameaçadas de extinção e de espécies zoocóricas.

Um dos pontos de maior dificuldade no cumprimento dessas diretrizes está relacionada à riqueza de espécies exigida pela legislação. Atualmente, para áreas com mais de 50ha, os projetos devem utilizar no mínimo 80 espécies arbustivo-arbóreas (SMA 08/07), sendo exigido, em Áreas de Preservação Permanente (APP's), o plantio exclusivo de espécies nativas.

A não disponibilidade de um grande número de espécies regionais em viveiros constitui uma das principais restrições que impede que os projetos de restauração cumpram as exigências da legislação ambiental. Na prática, a obtenção de mudas de diversas espécies regionais em quantidades suficientes para o plantio torna-se tarefa difícil diante da pequena oferta de mercado.

Um levantamento realizado em 41 viveiros florestais do Estado de São Paulo verificou a produção e disponibilidade de cerca de 589 espécies arbóreas nativas (BARBOSA; MARTINS, 2003), representantes dos mais diversos biomas/ecossistemas do Estado de São Paulo. Embora esses valores sejam a princípio interessantes, apenas 58 espécies (10% do total amostrado) são produzidas por mais da metade dos viveiros. A maioria (350 espécies ou 60%) é produzida por

menos de três viveiros. Vale lembrar que a produção de mudas é bastante variável durante o ano (sazonalidade), agravando ainda mais esta situação.

Diversidade de formas de vida

Apesar de não ser abordada por nenhuma legislação específica, a diversidade de espécies deveria considerar também outras que não apenas as arbustivo-arbóreas. Algumas estimativas calculam que em florestas tropicais, as espécies arbustivo-arbóreas representam apenas 30-35% da diversidade vegetal (GENTRY; DODSON, 1987; WRIGHT, 2002).

É comum encontrarmos na literatura trabalhos de levantamentos fitossociológicos que focam apenas a vegetação arbustivo-arbórea, justificado pelo fato dessa forma de vida fornecer o esqueleto estrutural das formações florestais. Trabalhos que fizeram o levantamento de outras formas de vida são menos abundantes, mas suficientes para registrar a elevada contribuição das espécies herbáceas, epífitas e trepadeiras nas comunidades vegetais tropicais (OLIVEIRA, 1999; DE ASSIS, 1999; IVANAUSKAS et al., 2001; KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001; GUILHERME et al., 2004).

O que hoje é feito para restaurar áreas degradadas consiste na escolha de espécies arbustivo-arbóreas capazes de vencer ou suportar situações de competição com outras espécies, constituindo assim uma fisionomia florestal ao mesmo tempo em que modificam/criam microhabitats, permitindo a invasão por outras espécies desejáveis (i.e. nativas) (PARROTTA et al., 1997).

No entanto, nem todas as funções são recuperadas com estes modelos de plantio, principalmente aqueles que se referem aos aspectos funcionais desempenhados por outras formas de vida (MOTTL et al., 2006). Um exemplo disso é que a oferta de recursos alimentares para a fauna pode não ser regular quando consideradas apenas as espécies arbustivo-arbóreas. A fenologia dessas espécies resulta em uma sazonalidade, que significa que esta oferta é variável e desigual ao longo de um ano (MORELLATO, 1992). Uma oferta regular desses recursos e conseqüentemente uma fauna não eventual pode depender da complementaridade que espécies de outras formas de vida desempenham em ecossistemas naturais.

A utilização de espécies não arbustivo-arbóreas em projetos de restauração no Brasil é inexistente ou não relatada na literatura especializada; alguns artigos relatam o enriquecimento de

plantios com espécies herbáceas de sub-bosque, mas esses trabalhos se limitam a florestas temperadas (MOTTTL et al., 2006).

Pode-se assumir então que, pelo menos em áreas inseridas em matrizes não florestais, o desenvolvimento das comunidades restauradas (no Brasil) pode estar comprometido, por não garantir elementos que contribuem para a sustentabilidade desses ecossistemas. Plantios de enriquecimento são comumente citados como forma de complementar a diversidade de espécies nos plantios, mas também abordam apenas o estrato arbustivo-arbóreo, sendo que apenas dois estudos recentes tratam do enriquecimento com epífitas (JAKOVAC et al., 2007; CARVALHAES et al., 2007), caracterizando trabalhos pioneiros na literatura.

Diversidade genética

Inicialmente muitos trabalhos de restauração utilizavam espécies exóticas, que poderiam suprir a falta de nativas disponíveis ou ainda desempenhar alguma função que não poderia ser desempenhada por uma nativa.

A utilização de espécies nativas é amplamente desejável em projetos de restauração e isto se reflete nas entrelinhas da legislação ambiental, que exige plantio exclusivo de nativas em áreas de preservação permanente. Apesar desta iniciativa, considerando a estrutura e distribuição das diferentes populações vegetais, a introdução de uma população não regional pode acarretar graves conseqüências para as populações nativas do entorno (LESICA; ALLENDORF, 1999; MCKAY et al., 2005), sendo que a cautela na utilização de populações não regionais não está explícita nem regulamentada pela legislação atual.

Especificamente, alguns trabalhos discutem a relevância dos recursos e diversidade genética em trabalhos conservacionistas e de restauração de populações vegetais (LESICA; ALLENDORF, 1999; D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; MORITZ, 2002; HUFFORD; MAZER, 2003; MCKAY et al., 2005). Uma preocupação central é a introdução de genótipos ou populações exóticas, que podem causar uma contaminação genética, afetando principalmente as populações pequenas (MCKAY et al., 2005).

O dilema está em saber até que ponto a introdução de variabilidade genética é benéfica ou maléfica para as populações remanescentes locais, quando estas ainda persistem. Por um lado, é necessário evitar que populações demasiadamente reduzidas sofram de depressão endogâmica, ou seja, que poucos genes estejam em fluxo na população, comprometendo sua viabilidade a longo

prazo. Num outro extremo, a introdução de genótipos exóticos (i.e. populações não regionais) pode caracterizar uma situação de “poluição genética”, onde alelos responsáveis pelas condições de adaptação local dos indivíduos se perdem, sendo os híbridos resultantes mal adaptados (LESICA; ALLENDORF, 1999).

Para McKay et al.(2005) não existe um caminho ideal a ser seguido no que se refere à restauração e diversidade genética, porém algumas diretrizes podem ser seguidas. Duas delas sugerem: i) a coleta de material (sementes) local sempre que possível; ii) igualar as condições climáticas e ambientais entre o local de coleta das sementes e o de restauração.

Embora a preocupação com o material genético utilizado em projetos de restauração seja pertinente, só recentemente alguns trabalhos incorporaram essas idéias em suas práticas. Após passarem por processo de adequação ambiental, algumas usinas de açúcar do Estado de São Paulo adotaram a produção de mudas a partir da coleta de sementes de árvores matrizes marcadas em fragmentos remanescentes, selecionadas com o intuito de garantir a variabilidade genética das mudas a serem utilizadas em plantios de restauração. Em regiões onde predominam os fragmentos isolados ou muito pequenos e com poucas espécies, a solução foi estabelecer uma rede de troca de sementes, garantindo um mínimo de diversidade e qualidade das mudas para as usinas de uma mesma região (Pedro Brancalion¹, comunicação pessoal).

Embora sem ser o foco principal, formas de amenizar o impacto da poluição genética podem ser inerentes a algumas técnicas alternativas ao tradicional plantio de mudas obtidas em viveiro, e serão detalhadas com maior profundidade nos tópicos seguintes.

2.2.1.3 A restauração do ponto de vista técnico e econômico

Uma vez demonstrada a importância das diferentes formas de diversidade (florística, funcional e genética), o passo seguinte consiste em dar condições para a inclusão dessa diversidade nos projetos de restauração.

O desenvolvimento de técnicas alternativas às convencionais proporciona a oportunidade de incluir aspectos que antes foram relegados a um segundo plano por falta de conhecimento técnico. Além disso, é interessante do ponto de vista econômico, pois muitas técnicas alternativas

¹ Pedro Brancalion, eng. agrônomo, doutorando pelo programa de Fitotecnia, ESALQ/USP.

buscam agregar eficiência e baixo custo, uma vez que custos elevados representam barreiras à execução de projetos de restauração.

Técnicas de restauração mais utilizadas e técnicas alternativas

A escolha da técnica mais apropriada a cada situação deve considerar o histórico de perturbação da área e a situação da paisagem em seu entorno (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Os fatores de degradação e o grau de alteração dos solos e da vegetação constituem importantes restrições às possibilidades a serem consideradas, por isso devem ser estudadas *a priori*.

Nos casos em que a área degradada está inserida em uma matriz florestal, o que representa em termos práticos um elevado potencial de chegada de sementes e propágulos, o simples isolamento da área e a retirada dos fatores de degradação podem ser suficientes para que o processo de regeneração retorne. Vale lembrar que estes procedimentos são invariavelmente as primeiras etapas a serem cumpridas em qualquer tentativa de restauração (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Entretanto, alguns trabalhos que avaliaram técnicas passivas de restauração concluem que a longo prazo algum tipo de intervenção pode se tornar necessário, seja para complementar a composição de espécies ou para acelerar o processo de regeneração (AIDE et al., 2000; DE STEVEN et al., 2006).

Uma das formas mais comuns de acelerar a regeneração natural é a condução e/ou a indução do banco de sementes. Nesta técnica (condução), os indivíduos regenerantes são favorecidos através da eliminação seletiva ou desbaste de espécies competidoras (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Quando não há regeneração na área, o revolvimento do solo (indução) deve permitir que sementes germinem, dando início a regeneração (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Outra forma de obter benefícios da matriz florestal é por meio da atração de animais dispersores, os quais aumentam a probabilidade de chegada de sementes. A introdução de poleiros artificiais é uma das formas de se fazer isso, pois supostamente espera-se que aves dispersoras repousem e depositem sementes sob os mesmos (MELO et al., 2000). Entretanto, alguns trabalhos contestam a eficiência deste método (CARDOSO DA SILVA et al., 1996; HOLL, 1998), argumentando que poucas aves se aventuram em áreas abertas (como é o caso de

muitas áreas degradadas). Além disso, outros fatores como a predação de sementes e a reduzida taxa de germinação podem reduzir o estabelecimento de novos indivíduos (HOLL, 1998).

O aproveitamento do potencial inerente às áreas próximas a fragmentos ou que já se encontram em processo de regeneração deve ser priorizado, pois reduzem os custos (DE STEVEN et al., 2006) e se baseiam em intervenções mínimas nos processos que estão naturalmente em andamento.

Apesar do baixo custo e intervenção associada às técnicas até aqui descritas, o plantio de mudas em área total ainda representa a técnica de restauração mais difundida e utilizada, especialmente em casos onde a matriz não é florestal, como nas regiões Sul e Sudeste do Brasil. Estas regiões possuem um histórico antigo de perturbação, graças à utilização de extensas áreas para atividades agro-pastoris, que continuamente sofrem impactos como fogo, erosão, compactação do solo, poluição por agrotóxicos, etc. (DEAN, 1996).

O plantio pode ser realizado utilizando diversos tipos de módulos que consorciavam espécies dos diferentes grupos sucessionais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A escolha das espécies deve considerar, entre outras coisas, a distribuição e ocorrência das espécies a serem utilizadas, características relacionadas às suas respectivas classes sucessionais, como crescimento, duração do ciclo de vida, etc. e suas síndromes de dispersão (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998).

É reconhecido que, para Florestas Tropicais, a forma mais freqüente de dispersão é aquela realizada pelos animais (zoocoria), ocorrendo em 60 a 90% das espécies vegetais (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992). A escolha de espécies zoocóricas representa uma estratégia desejável em projetos de restauração, pois garante a oferta de recursos alimentares e abrigo para a fauna dispersora (CARDOSO DA SILVA et al., 1996; HOLL, 1998; MELO et al., 2000). Recentemente esta estratégia está incorporada na resolução SMA 08/07 (vigente para os plantios realizados no Estado de São Paulo), que estabelece a utilização de no mínimo 20% de espécies zoocóricas.

Por ser a técnica há mais tempo utilizada e estudada, o plantio de mudas é a única que possui normas e diretrizes técnicas específicas garantidas pela legislação (resoluções SMA 21/01, SMA 47/03 e SMA 08/07), pelo menos no âmbito estadual (SP).

Outras formas de restauração são abordadas pela legislação, mas de forma superficial e incompleta. A citação de outras técnicas é apenas uma menção às possibilidades alternativas, sem nenhuma indicação a respeito da forma de executá-las.

A semeadura direta de espécies nativas, técnica alternativa ao plantio de mudas, deve obedecer às mesmas normas estabelecidas para o plantio de mudas, e tem-se mostrado uma técnica eficiente, sobretudo de forma complementar aos plantios convencionais (ARAKI, 2005; BURTON et al., 2006). É uma técnica relativamente simples, mas que ainda esbarra na disponibilidade de sementes de espécies nativas variadas, de qualidade e em quantidades suficientes para atender a demanda de mercado, cada vez mais crescente.

O Projeto Matrizes, desenvolvido pelo laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) do Departamento de Ciências Biológicas da Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), buscou promover a diversificação e regionalização das espécies arbóreas nativas utilizadas em projetos de restauração através de ações que promovam a produção de sementes e mudas com qualidade genética. A proposta do projeto incluiu a marcação de árvores matrizes de diferentes espécies e com elevado número de indivíduos, das quais se obteve as sementes utilizadas na produção de mudas correspondentes a diferentes regiões ecológicas do Estado de São Paulo. (www.lerf.esalq.usp.br)

Vale lembrar que as dificuldades associadas à obtenção de sementes afetam a produção de mudas, uma vez que as mudas são convencionalmente produzidas a partir de sementes.

Como forma de incrementar a diversidade dos projetos de restauração ecológica foram desenvolvidas técnicas que buscam a transferência da heterogeneidade florística presente nos fragmentos florestais para áreas a serem restauradas. Dentro das possibilidades está a transposição da serapilheira e banco de sementes (GISLER, 1995; OZÓRIO, 2000; ZHANG et al., 2001; NAVE, 2005; JAKOVAC, 2007), a transposição de plântulas e indivíduos jovens (CORVELLO, 1983; AUER; GRAÇA, 1995; VIANI, 2005; NAVE, 2005; MOTTI et al., 2006) e muito recentemente a transposição de formas de vida não arbustivo-arbóreas (JAKOVAC et al., 2007; CARVALHAES et al., 2007).

A transposição da serapilheira e do banco de sementes é uma técnica recomendada para casos onde a área a ser restaurada possui um solo muito degradado e pouco fértil, comum em áreas de mineração (OZÓRIO, 2000). Nesta técnica, o horizonte orgânico do solo florestal, representado pelas camadas mais superficiais do solo, onde também se encontram as sementes e

parte da fauna edáfica, são transportados para o sítio a ser restaurado. Os resultados referentes a essa técnica são positivos, mas ainda são necessários refinamentos técnicos e metodológicos, a fim de otimizar a expressão do banco de sementes (ZHANG et al., 2001; JAKOVAC, 2007; ZANETI, 2008)

O transplante de plântulas e indivíduos jovens consiste na produção de mudas a partir da coleta e transferência dos indivíduos da regeneração natural. A utilização de mudas coletadas do banco de plântulas regenerantes serviu para os mais diversos propósitos, como veremos a seguir.

Trabalhos como os de Dalling e Tanner (1995) e Guariguata (2000) transplantaram plântulas e indivíduos jovens regenerantes para responder a questões mais amplas, relacionadas ao entendimento da dinâmica de regeneração em floretas tropicais.

Da mesma forma, Schaefer (1999) e Nemer et al. (2002) estudaram o transplante de indivíduos regenerantes para melhor compreender os processos de regeneração e a relação destas com a variação natural da intensidade luminosa dentro de uma floresta, trazendo importantes implicações para o manejo das espécies, especialmente aquelas de interesse econômico, como é o caso do palmito (*Euterpe edulis* Mart.) estudado por Schaefer (1999).

Estudos de transplante de plântulas e indivíduos jovens focando as necessidades relacionadas à restauração de áreas degradadas são relativamente escassos e muitas vezes preliminares, embora seja um procedimento antigo, como o relatado no reflorestamento da Floresta da Tijuca (CENTRO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA, 1966).

Auer e Graça (1995) estudaram técnicas de micropropagação de *Ocotea odorifera* (Vellozo) Rohwer, utilizando segmentos de brotações e/ou as próprias brotações retiradas de indivíduos jovens presentes na regeneração natural de fragmentos florestais. Esta técnica alternativa de produção de mudas é potencialmente adequada, segundo os autores, para aquelas espécies que são amplamente exploradas e que correm algum risco de extinção. Nestas condições, a produção de sementes pode se tornar irregular, devido ao grande distanciamento dos indivíduos remanescentes e à associada dificuldade de polinização (AUER; GRAÇA, 1995).

Mottl et al. (2006) utilizaram algumas espécies de plantas herbáceas de sub-bosque para fazer um plantio de enriquecimento em uma floresta temperada no Iowa, E.U.A. Devido à dificuldade de obtenção de mudas em viveiros, algumas espécies (sete no total) foram coletadas a partir da regeneração natural de fragmentos florestais e transplantadas diretamente para o local de

destino. Neste trabalho não foi focado o desempenho das espécies transplantadas em relação às espécies obtidas de mudas convencionais.

O desenvolvimento de trabalhos mais detalhados diretamente relacionados à utilização de mudas provenientes da regeneração natural para o plantio em áreas degradadas são escassos, podendo citar os de Thoma (1998), Nave (2005), Viani et al. (2007).

A principal vantagem associada a esta técnica está relacionada à obtenção de espécies não encontradas em viveiros, fato comumente vinculado ao pouco conhecimento de algumas espécies (i.e.: fenologia, armazenamento e tratamentos pré-germinativos etc.) ou à dificuldade em se obter sementes viáveis (VIANI, 2005; VIANI et al., 2007). Além disso, a técnica visa a redução do “desperdício” implícito aos desmatamentos decorrentes de empreendimentos como mineradoras, construção de hidrelétricas, rodovias, etc., uma vez que as áreas a serem desmatadas possuem, em variados graus, potencial para fornecer plântulas e plantas jovens de espécies variadas.

Nos trabalhos de Nave (2005) e Viani e Rodrigues (2007) o procedimento de coleta foi semelhante, garantindo que após a coleta os indivíduos fossem acondicionados em saquinhos e encaminhados a um viveiro, onde permaneceram até o momento de plantio no campo. A manutenção inicial das diversas espécies sob sombreamento e sob condições de viveiro deve garantir a minimização dos impactos sofridos pelo transplante, que constitui em um processo de elevado estresse para a planta. Este fato foi constatado por Thoma (1998), que registrou maiores taxas de sobrevivência para os indivíduos transplantados para viveiro (75% de sobrevivência) do que para aqueles transplantados direto para o campo (10% de sobrevivência).

Os diferentes resultados obtidos deixam claro que esta técnica está relacionada a uma diversidade de variáveis que influenciam tanto na sobrevivência dos indivíduos como na diversidade de espécies coletadas. Apesar de ainda haver pouca clareza em relação às formas como essas variáveis interagem e afetam a viabilidade desta técnica, os resultados até aqui são satisfatórios, no entanto indicam a necessidade de mais estudos. Esta condição se estende às técnicas alternativas de maneira geral, deixando claro apenas o seu potencial promissor.

No entanto, vale lembrar que estas técnicas apresentam um ponto polêmico, uma vez que não se deve degradar uma área para recuperar outra. Por isso, enquanto não houver estudos suficientes a respeito do grau de impacto que estas técnicas podem gerar em uma floresta, as mesmas só devem ser aplicadas em situações específicas, como naquelas em que desmatamentos estão previstos e autorizados pelos órgãos ambientais responsáveis (NAVE, 2005). Áreas

passíveis de corte continuarão existindo enquanto o crescimento econômico do país permitir, o que implica na necessidade e desenvolvimento de políticas públicas que busquem formas de otimizar o reaproveitamento dos recursos vegetais que usualmente são desperdiçados.

Outra situação favorável ao aproveitamento da regeneração natural se dá sob o plantio de espécies de interesse comercial (*Pinus* spp, *Eucalyptus* spp, etc.) (VIANI, 2005; VIANI et al., 2007), onde ações de manejo permitem o aproveitamento da produção cíclica de mudas desses “viveiros naturais”, fazendo ainda com que este tipo de procedimento resulte em uma prestação de serviço alternativo por parte das empresas florestais.

Custos e Legislação

Além da preocupação com a viabilidade ecológica, técnica e operacional, outro aspecto a ser considerado no desenvolvimento de novas técnicas de restauração envolve a redução dos custos dessa atividade, uma vez que métodos eficientes de custos elevados de nada servem na prática e rapidamente são desconsiderados como opção.

É importante lembrar que, segundo o Anuário Estatístico do Brasil (1995), no Estado de São Paulo existem 277.805 propriedades rurais particulares, as quais ocupam 80% da totalidade do território estadual. A partir dessas informações é possível inferir que a grande maioria das áreas de preservação permanente a serem recuperadas estejam nas mãos de pequenos proprietários rurais (MELO, 2005).

Segundo Melo (2005), que avaliou o suporte dado pela legislação aos programas de restauração florestal, a predominância de medidas que tratam da obrigatoriedade da recuperação não condizem com a realidade fundiária do Estado de São Paulo, uma vez que o “público alvo” a ser atingido não se limita aos infratores ou aos empreendedores preocupados em licenciar suas atividades; a proteção dos recursos hídricos está nas mãos de pequenos proprietários rurais.

Medidas de incentivo ou apoio a esses agricultores são escassos e muito genéricos. Detalhes a respeito das formas de incentivo, prazos ou órgãos responsáveis pela sua implementação não estão explicitados pela legislação; nestas condições, os custos de implementação se tornam ainda mais restritivos, desestimulando aqueles que a princípio estariam dispostos a restaurar áreas degradadas.

Os custos relacionados à implantação, manutenção e monitoramento de projetos de restauração são muito variáveis, dependendo do nível de degradação, dos métodos a serem aplicados, dos objetivos a serem alcançados e do tempo necessário para isso (Quadro 2.2).

Como já exposto anteriormente, o plantio de mudas é a técnica mais utilizada e as informações e estimativas de custos de implantação existentes são referentes apenas a esta técnica, sendo que poucas referências tratam de outras.

Kageyama e Gandara (2000) calculam que em 1998, o tempo médio de implantação de florestas através do plantio de mudas era de seis anos, com custo médio de R\$ 7.500 ha⁻¹ ano⁻¹ (US\$ 4.000 ha⁻¹.ano⁻¹), enquanto nos dias atuais o tempo pode ser reduzido para dois anos, com custo médio de R\$ 2.750 ha⁻¹ ano⁻¹ (US\$ 1.500 ha⁻¹.ano⁻¹). Segundo dados da Fundação Florestal e Fundo Florestar (1993), os custos estimados são de R\$3.725 ha⁻¹ ano⁻¹ (US\$ 2.036 ha⁻¹.ano⁻¹).

Engel e Parrotta (2001) em seus estudos com semeadura direta relatam que os custos de implantação a partir de plantio de mudas produzidas em viveiros ficariam entre R\$ 2.200 e R\$ 4.500 ha⁻¹.ano⁻¹ (US\$ 1.200 a 2.500 ha⁻¹.ano⁻¹), enquanto que por semeadura direta este custo seria reduzido para R\$ 1.670 até 1.360 ha⁻¹.ano⁻¹ (US\$ 912 até US\$ 745 ha⁻¹.ano⁻¹).

Bechara (2006; 2007) estimou os custos de implantação de técnicas nucleadoras, nome generalizado dado às técnicas alternativas que buscam diversidade, como utilização de poleiros, transplante de serapilheira, banco de sementes, etc. Embora seja uma estimativa muito generalizada, considerando que as técnicas são bastante diferentes, é uma das poucas referências disponíveis na literatura; os valores são de cerca de R\$ 3.200 ha⁻¹.ano⁻¹ (US\$ 1.750 ha⁻¹.ano⁻¹).

Na busca por informações fundamentadas em projetos que estão sendo desenvolvidos atualmente, foi realizado um levantamento dos custos de restauração executados pelo programa de Adequação Ambiental do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ-USP) (veja em www.lerf.esalq.usp.br). Segundo Nave² (comunicação pessoal), os valores variam muito em relação às condições da área a ser restaurada, das condições de maquinário e mão de obra, presença ou ausência de espécies a serem manejadas, condições do solo, etc., mas o valor é de cerca de R\$ 2.900 ha⁻¹.ano⁻¹ (US\$ 1.600 ha⁻¹.ano⁻¹). Considerando que os projetos são planejados para cumprir as etapas de manutenção e monitoramento (30 meses), o valor final corresponde a R\$ 7.300 ha⁻¹ (US\$ 4.000 ha⁻¹).

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

Autor/Referência	técnica utilizada	Estimativa de custos. ano⁻¹
Fundação Florestal (1993)	Plantio de mudas	US\$ 2.036 ha ⁻¹
Joly <i>et al.</i> (1995)	Plantio de mudas	US\$ 2.976 ha-1
Kageyama e Gandara (2000)	Plantio de mudas	US\$ 1.500 ha ⁻¹
Engel e Parrotta (2001)	Plantio de mudas	US\$ 1.200 a 2.500 ha ⁻¹
Engel e Parrotta (2001)	Semeadura direta	US\$ 745 a 912 ha ⁻¹
Bechara (2006)	Técnicas nucleadoras	US\$ 1.750 ha ⁻¹
Nave (comunicação pessoal) (2007)	Plantio de mudas	US\$ 1.600 ha ⁻¹

Quadro 2.2 – Estimativas de custos para diferentes técnicas de restauração de áreas degradadas, segundo diversos autores. * R\$ 1,00 = US\$ 1,96 em 13/09/2007

2.2.2 Material e métodos

2.2.2.1 Área de estudo

Localização

O município de Registro está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, na região do Vale do Ribeira, sul do Estado de São Paulo (Figura 2.1).

O Vale do Ribeira está posicionado entre duas importantes capitais (São Paulo e Curitiba). Essa região, que hoje forma a maior reserva natural da Mata Atlântica, abrange parte do litoral e regiões serranas, representando cerca de 50% das áreas que são preservadas pelo Estado de São Paulo, através de várias unidades de conservação.



Figura 2.1 - Mapa do Estado de São Paulo, com a divisão das mesorregiões, microrregiões e municípios, com destaque para a localização do município de Registro (mesorregião: Litoral Sul Paulista). Fonte: <http://www.tiosam.com/enciclopedia>

Escolha do local e contexto do experimento

A ativação do aeroporto de Registro acarretará no desmatamento de cerca de 30,2 ha no entorno da pista (100 m para cada lado do eixo da pista). O trecho desmatado constituirá o campo de visão necessário para as atividades aeroportuárias, que constitui uma das exigências impostas pelo Ministério da Aeronáutica (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004a).

A pista do futuro aeroporto de Registro, construída em 1960, localiza-se às margens da Rodovia Regis Bittencourt – BR-116, km 449+100 m, na Estrada Municipal Sizesnando de Carvalho, latitude 24°31'51"S e longitude 47°50'24"W, a cerca de 25 m de altitude (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004a; CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004b) (Figura 2.2).



Figura 2.2 – Foto aérea do município de Registro – SP, destacando a localização da pista do aeroporto e o Rio Ribeira de Iguape. Fonte: Google Earth

Baseado no termo de compromisso de recuperação ambiental exigido pelo Departamento de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN), o Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo (DAESP), responsável pelo empreendimento, deverá recuperar um total de 8,9 ha inseridos na área de 49,0 ha a ser mantida como Reserva Legal da propriedade.

Uma das estratégias propostas visa o transplante para viveiros das plântulas e plantas jovens provenientes da regeneração natural da área a ser suprimida, visando sua utilização nas áreas a serem restauradas.

Diante de tal oportunidade, este estudo torna-se valioso para avaliar a viabilidade desta técnica alternativa, trazendo informações importantes para subsidiar futuras políticas públicas de incentivo à restauração de áreas degradadas.

Caracterização Abiótica

Segundo a classificação de Köppen, a região possui clima temperado chuvoso e quente (Cfa), caracterizado por um inverno com precipitação pluviométrica superior a 30mm no mês mais seco, temperatura média maior que 22°C no mês mais quente e menor que 18°C no mês mais frio (CTH, 2003).

O Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizado para este empreendimento (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004a) relata que o município de Registro apresenta temperatura média anual de 21,7 °C e precipitação pluviométrica média de 1.561 mm por ano. A umidade relativa média anual é de cerca de 85,9%. As temperaturas mais baixas ocorrem no período de maio a setembro, com média mensal de chuvas de 80,8 mm.mês⁻¹ e temperatura média de 18,7 °C (ver Quadro 2.3).

Embora esteja inserida em uma região de relevo denominada “Morraria Costeira”, constituída por morrotes e colinas, os quais se destacam da planície costeira e das vastas planícies aluviais formadas pelo rio Ribeira de Iguape (IVANAUSKAS, 1997), na área do empreendimento o relevo é considerado plano, com altitudes que variam entre 20 e 30 m em relação ao nível do mar.

Segundo o macrozoneamento do Vale do Ribeira (SAO PAULO, 1996), a caracterização geológica da área indica que camadas de sedimentos foram depositadas na forma de terraços, formando terrenos areno-argilosos. O material depositado tem origem mista, onde a rede de drenagem fluvial desenvolveu as camadas ou os depósitos em terraços escalonados em decorrência das oscilações do nível do mar. As formações cenozóicas desta região do Estado são bastante peculiares por sua constituição, em virtude da alternância dos ambientes na interface continental marinha.

A região do empreendimento apresenta as seguintes características climáticas:

- Temperatura Média do Ar: 21,7°C;
- Umidade Relativa Média: 85,9%;
- Precipitação Pluviométrica Média: 1.561,5 mm por ano;
- Insolação Média: 1.676,6 horas por ano (média de 139,7 horas/mês ou 4,6 horas de sol por dia);
- Evaporação Média: 1.044,0 mm por ano;
- Período Inverno: Maio a Setembro, apresenta índice de precipitação média mensal de 80,8 mm/mês, temperatura média de 18,7°C e insolação média de 126,2 horas/mês; e
- Balanço Hídrico: não se observam períodos com déficit hídrico.

Quadro 2.3 – Síntese dos parâmetros climáticos referentes ao município de Registro-SP, para o período de 1991 a 2000. Fonte: Relatório de impactos ambientais (CEMA – Consultoria e Estudos Ambientais Ltda, 2004b)

Os solos são predominantemente do tipo latossolo amarelo distrófico, textura argilosa e relevo suave ondulado. Ocorre ainda associação complexa de organossolos méssicos ou háplicos distróficos com organossolos méssicos soterrados, gleissolos eutróficos/distróficos indiscriminados e cambissolos háplicos distróficos (ZANETI, 2008).

Caracterização da Vegetação

A vegetação do entorno do aeroporto é considerada, segundo classificação do IBGE (VELOSO et al., 1991) como Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Terras Baixas (entre 5-50m de altitude), inserida no domínio da Mata Atlântica. No entanto, por estar situada numa área que deve ter constituído um terraço de alagamento (terraço fluvial), às margens do rio Ribeira de Iguape, esta também pode ser classificada como FOD Aluvial (FUNDAÇÃO IBGE, 1992).

A área de estudo situa-se, portanto, no contato entre a vegetação da planície costeira (Restinga) e a vegetação de morros ou morrotes (FOD de Terras Baixas e/ou FOD Aluvial), apresentando características de ambas. Em certos trechos do entorno do aeroporto destaca-se a vegetação de Restinga, que coincide com os trechos de solo muito lixiviado, extremamente arenoso e muito pobre em matéria orgânica.

A área do Aeroporto está inserida numa paisagem bastante fragmentada, onde a vegetação varia de acordo com gradientes de umidade, relevo e ação antrópica. Segundo o Relatório de Impactos Ambientais (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004b) e o Relatório de Monitoramento e Resgate da Flora do Aeroporto de Registro (GANDARA et al., 2006), a área do entorno do Aeroporto apresenta-se sob a forma de um mosaico de 6

fitofisionomias, que variam quanto à predominância da textura do solo (arenosa ou argilosa) e conservação da vegetação (estágios de sucessão inicial, médio e avançado), apresentando trechos bem conservados que se alternam no espaço com trechos mais degradados, cujo padrão se repete em toda a região de um modo geral.

É importante salientar a importância da área como remanescente das florestas que ocorrem nesta região, uma vez que a mesma, devido às condições propícias para a ocupação humana, encontra-se bastante degradadas. Além disso, a interface das formações de Floresta Ombrófila de Terras Baixas, Florestas Ombrófila Densa Aluvial e Florestas de Restinga permite que espécies das distintas formações ocorram nesta mesma região, aumentando a importância da preservação destes ambientes.

2.2.2.2 Coleta de dados

Amostragem

Partindo do princípio de que a técnica de transplante de plântulas e plantas jovens pode fornecer mudas de variadas espécies não encontradas em viveiro, priorizou-se a coleta em áreas em estágio médio a avançado de regeneração (segundo parâmetros estabelecidos na regulamentação do decreto Federal no. 750/1993 e Resolução CONAMA no. 007/1996), buscando assim espécies mais tardias do processo sucessional, que incluem espécies raras ou de populações menos exploradas comercialmente.

A amostragem foi feita através da alocação ao acaso de 20 parcelas de $5 \times 5 \text{m}^2$, distantes no mínimo 20 m entre si, totalizando uma área amostral de 500m^2 . Devido à grande heterogeneidade das florestas do entorno da pista de pouso, as parcelas foram distribuídas apenas nos trechos onde o solo era mais arenoso (e seco) em estágio médio/avançado de regeneração.

As parcelas dentro das quais se realizou a coleta foram delimitadas através da utilização de estacas e linhas (Figura 2.3 A). O critério de inclusão adotado considerou todas as espécies arbustivo-arbóreas com 10 a 30cm de altura, medidos do nível do solo até a inserção da última gema (Figura 2.3 B). Como espécies arbustivo-arbóreas foram consideradas aquelas que apresentavam caule lenhoso ou sub-lenhoso. Estes indivíduos serão tratados aqui como plântulas e plantas jovens, devido às contradições das definições disponíveis na literatura, como foi discutido por Fenner (1987) e Garwood (1995). A ausência de um consenso geral do que é

plântula ou planta jovem é reflexo do comportamento diferenciado (morfológico e fisiológico) que as espécies apresentam após a germinação, dificultando a delimitação dessa fase das fases seguintes.

Embora o critério de inclusão inicialmente incluísse apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos com 10 a 30 cm de altura, dificuldades na pré-identificação das plântulas e plantas jovens no campo resultaram na coleta de outros hábitos/formas de vida (lianas, herbáceas etc). Considerando a importância de outras formas de vida nos plantios de restauração ecológica, estes indivíduos não foram descartados; ao contrário, foram todos classificados segundo sua forma de vida, de acordo com dados da literatura (IVANAUSKAS, 1997; BAIDER et al., 1999; DE ASSIS, 1999; IVANAUSKAS et al., 2002; CATHARINO et al., 2006; LIMA, 2007; SANTOS, 2007).



A) Parcelas de coleta de plântulas (A) e plantas jovens e critério de inclusão adotado (10 a 30cm) (B)

Em todos esses trabalhos a classificação das formas de vida foi baseada na divisão proposta por Aubréville (1963), embora com algumas modificações; os hábitos considerados foram: árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras, ervas e lianas.

Coleta das plântulas e manutenção em viveiro

A coleta das plântulas e plantas jovens foi realizada em Junho de 2006, entre os dias 19 e 21.

Os regenerantes foram extraídos do solo com auxílio de pá de jardinagem, de forma cautelosa para não causar quebras ou danos às raízes. Após o destorroamento das raízes, que ficaram nuas, os indivíduos coletados foram imediatamente colocados em baldes contendo água (Figura 2.4). Nesta condição as plântulas permaneceram até o transplântio para o viveiro, ocorrido em até 36 horas após sua retirada do solo.

Esses procedimentos facilitaram o transporte dos regenerantes, permitindo que muitos indivíduos ocupassem relativamente pouco espaço (Figura 2.5). Considerando que esta técnica pode ser aplicada em larga escala, o destorroamento das mudas ainda no campo, além de facilitar o transporte e reduzir os custos, também otimiza o tempo gasto no transplântio para os saquinhos com substrato.

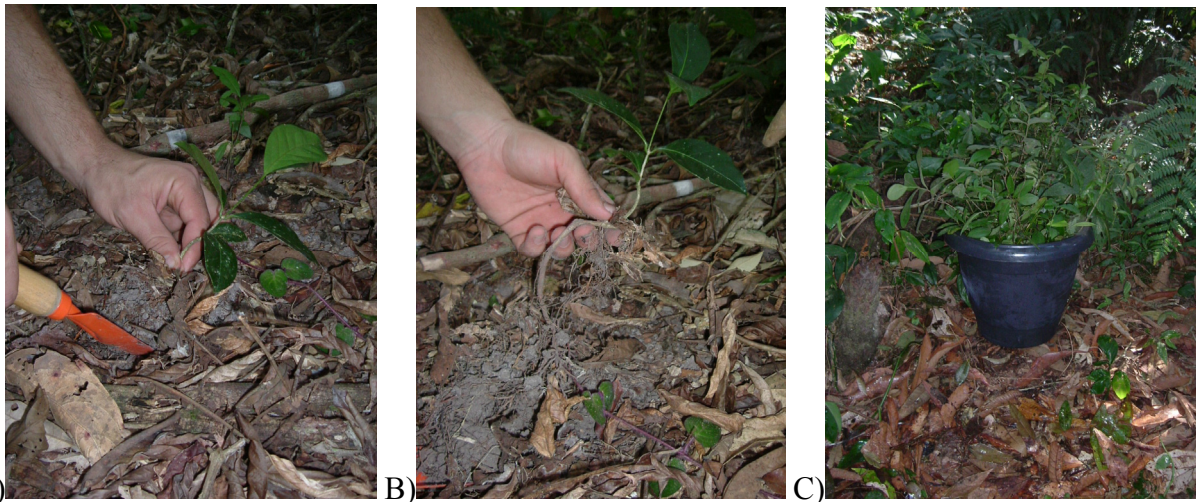


Figura 2.4 – Coleta de plântulas e plantas jovens com utilização de pá de jardinagem (A), raízes nuas após destorroamento (B) e baldes com água nos quais os indivíduos foram mantidos até o transplante (C)



Figura 2.5 - Transporte dos baldes contendo água e os indivíduos coletados

O local escolhido para a acomodação das mudas fica localizado no município de Iguape (latitude 24°42'28"S e longitude 47°33'20"W), na sede do IBAMA, localizado a 78 Km do local de coleta. O local foi escolhido devido à disponibilidade de espaço, de um funcionário responsável pela rega diária das mudas e também por apresentar condições climáticas semelhantes à área de onde as plântulas e plantas jovens foram retiradas.

O processo de repicagem consiste na transferência das plântulas e plantas jovens da regeneração para o recipiente definitivo no viveiro. Durante os dias 22, 23 e 24 de Junho (2006), as plântulas coletadas foram repicadas para saquinhos plásticos de polietileno de 10x15cm, contendo o substrato preparado PLANTMAX® Florestal, composto de material orgânico (cascas vegetais e turfas processadas e enriquecidas) e vermiculita expandida.

O preenchimento dos saquinhos foi facilitado pela utilização de tubos de PVC cortados, como mostra a Figura 2.6 (A e B). Após o preenchimento dos saquinhos, foram feitos buracos no substrato com o auxílio de um tubete (Figura 2.6 - C e D), para facilitar a inserção das raízes da planta repicada.

Quando necessário, foi realizada a poda das raízes, para que estas coubessem nos saquinhos. Após a repicagem (Figura 2.7 - A e B), todos os indivíduos tiveram suas folhas cortadas pela metade (Figura 2.7 - C), para evitar perda de água e facilitar a visualização da emissão de folhas novas.



B) Preenchimento dos saquinhos com auxílio de tubo de PVC cortado (A e B) e furo feito com tubete para facilitar a inserção das raízes das plantas repicadas (C e D)





C)
Figura 2.7 – Repicagem das mudas (A e B) e corte de 50% das folhas (C)

Os tratos culturais realizados foram os mesmos comumente utilizados na produção de mudas, ou seja, irrigações diárias (uma vez ao dia) e controle manual de plantas ou ervas daninhas.

Ambientes

Numa tentativa de amenizar o impacto do estresse decorrido do transplante das plântulas, todas as mudas foram mantidas em uma área sombreada, sob a copa de árvores. Nesta condição permaneceram por cerca de três semanas, até uma segunda intervenção.

No mês de Julho (2006), entre os dias 17 e 20, as mudas foram separadas em morfo espécies e encanteiradas diretamente sobre o chão, sob dois ambientes de luz (sol e sombra). Cada ambiente foi constituído de quatro blocos, a fim de facilitar as medições e permitir réplicas (4) para os ambientes (Figura 2.8). As morfo-espécies foram, na medida do possível, igualmente distribuídas entre os blocos dos diferentes ambientes, a fim de evitar que uma população ficasse repartida de forma desigual. Portanto, cada bloco representa uma réplica que é constituída por indivíduos das diferentes categorias avaliadas nesse estudo (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida etc).

As mudas do ambiente de sombreamento ficaram sob a copa de algumas árvores (*Euterpe edulis* Mart. e *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze), simulando uma condição mais próxima àquela encontrada no ambiente florestal, como descrito por Whitmore (1996). A preferência deste método em detrimento de um procedimento mais usual, como a utilização de telas de sombreamento (sombrite), se deu devido à restrição de recursos e à possibilidade deste tipo de sombreamento ser utilizado por futuros executores de resgate, sobretudo aqueles com poucos

recursos financeiros. As demais mudas ficaram a pleno sol, expostas em uma área aberta (figura 2.8 - A e B).

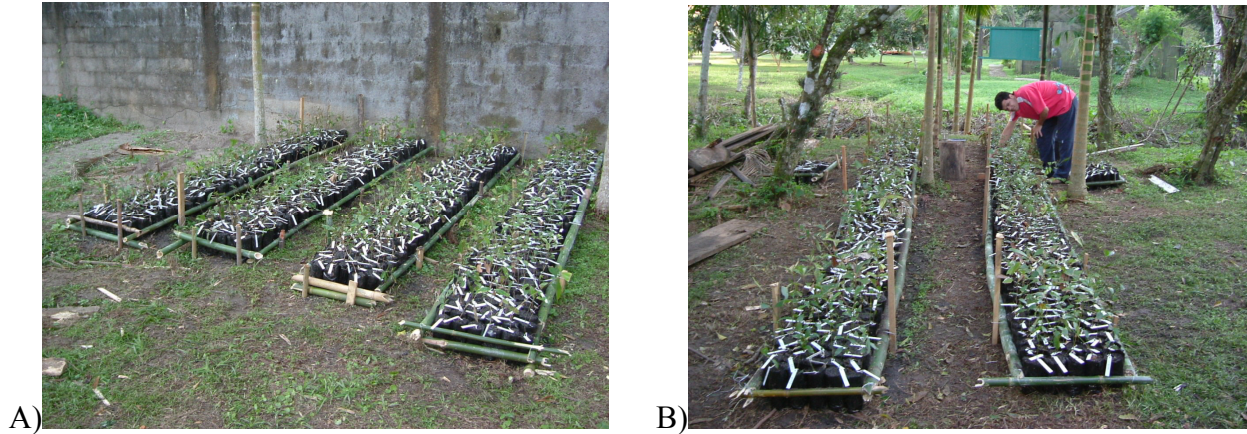


Figura 2.8 – (A) Mudas encanteiradas a pleno sol e (B) mudas encanteiradas sob a sombra de árvores (*Euterpe edulis* e *Mimosa bimucronata*)

Após a distribuição das mudas entre os ambientes, cada indivíduo foi plaqueado e numerado.

No entanto, neste primeiro capítulo a análise dos dados será descritiva e geral, sem confrontar o desempenho das mudas nos sol e na sombra. Esse detalhamento será abordado com profundidade no capítulo seguinte, onde há uma descrição detalhada dos métodos utilizados para quantificar a diferença de regimes de luz entre os dois ambientes.

Identificação das espécies

Após a última coleta de dados, pelo menos uma muda de cada morfo-espécie foi encaminhada ao viveiro da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), onde permaneceram até serem prensadas e herborizadas.

As identificações foram realizadas mediante consultas a especialistas e comparação com materiais herborizados já depositados no Herbário ESA, seguindo o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG II, 2003), segundo classificação de Souza e Lorenzi (2005).

Informações a respeito das espécies identificadas, como síndromes de dispersão (CAMPASSI, 2002), ameaça de extinção (segundo lista anexa à resolução SMA08/07), disponibilidade em viveiros (BARBOSA; MARTINS, 2003), hábito de vida, etc foram obtidas a *posteriori* através de consulta a trabalhos disponíveis na literatura (KLEIN, 1966; BAIDER,

1994; IVANAUSKAS, 1997; DE ASSIS, 1999; IVANAUSKAS et al., 2002; CATHARINO et al., 2006; LIMA, 2007; SANTOS, 2007).

A classificação em grupos sucessionais seguiu a proposta por Gandolfi et al. (1995). As espécies foram classificadas como pioneiras (Pi), secundárias iniciais (Si) e Climax (Cl). Algumas espécies são pouco conhecidas e por isso não foram caracterizadas (nc).

Parâmetros avaliados

Para a viabilidade ecológica da técnica de resgate foi considerada a riqueza de espécies e abundância das mesmas, abordando as diversas classificações possíveis (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida, etc.). A lista de espécies resgatadas foi ainda confrontada com a lista de espécies nativas disponíveis em 41 viveiros do Estado de São Paulo, segundo levantamento realizado por Barbosa e Martins (2003).

A viabilidade técnica/silvicultural se baseou nos dados de mortalidade, registrados em três períodos (T_1 , T_2 e T_3), com intervalos de dois meses entre cada medição (Agosto, Outubro e Dezembro de 2006), considerando as informações como dados binomiais (mortos 1 – vivos 0). O tempo inicial (T_0) foi considerado como o tempo em que as mudas foram repicadas, quando assumimos que todas estavam vivas.

Além disso, o desempenho das mudas foi avaliado segundo o seu crescimento em altura (cm) e a emissão de folhas novas (presença de folhas novas 1 – ausência de folhas novas 0), que também foi realizada nos três períodos de medição.

Na avaliação do crescimento relativo e sobrevivência/mortalidade, além dos grupos sucessionais, classes de altura e hábitos de vida, apenas as espécies mais abundantes foram consideradas (espécies que inicialmente apresentavam pelo menos 20 indivíduos em cada ambiente).

Para a avaliação da emissão de folhas novas, foram considerados os diferentes períodos de avaliação dos indivíduos transplantados, sendo estes T_1 (primeira medição), T_2 (segunda medição) e T_3 (terceira medição). Em cada uma das avaliações eram registradas a presença (1) ou ausência (0) de folhas novas, desconsiderando aquelas emitidas na avaliação anterior.

A avaliação da viabilidade econômica da técnica de resgate se deu através da comparação direta do custo final de uma muda transplantada com o custo médio de uma muda nativa convencional, produzida em viveiros florestais.

A estimativa do custo aproximado por muda está baseada apenas nas despesas deste experimento, levando-se em conta que algumas etapas do processo de manutenção das mudas foi subsidiado por parceiros deste projeto, como o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ-USP) (transporte), Instituto Ambiental Vidágua (mão de obra para a aplicação dos tratos culturais) e IBAMA-Iguape (instalações e infra-estrutura).

Portanto, o custo relativo à parte operacional do resgate foi inferido a partir da quantidade de horas despendidas por cada trabalhador envolvido, com registros para as etapas de coleta e repicagem das mudas. Além das horas despendidas por trabalhador, foram considerados apenas os custos referentes aos materiais utilizados (substrato e saquinhos), sem considerar os gastos necessários ao transporte, infra-estrutura do viveiro e mão de obra para a manutenção das mudas (irrigação, controle de daninhas). Devido à imprecisão dessas informações, algumas especulações a respeito do custo final dessa técnica foram abordadas para uma melhor interpretação dos valores encontrados.

Classes de altura

A princípio, a amplitude das classes de altura seguiriam a utilizada por Viani (2005), para facilitar as comparações entre os resultados aqui obtidos e os daquele autor, já que poucos trabalhos desta natureza estão disponíveis na literatura.

No entanto, foi preciso adotar uma amplitude maior do que a determinada *a priori* para a coleta dos indivíduos (de 10 a 30cm). Isso ocorreu devido à variação de altura que as mudas sofreram no processo de repicagem (plantios das mudas em saquinhos), uma vez que não foi possível manter o ponto de inserção no solo como originalmente no ambiente natural.

As classes de altura foram então divididas em: classe I ($5 \leq H < 10\text{cm}$); classe II ($10 \leq H < 20\text{cm}$); classe III ($20 \leq H < 30\text{cm}$); classe IV ($30 \leq H < 40\text{cm}$); classe V ($40\text{cm} \leq H$), onde H=altura dos indivíduos.

Desta forma, foram excluídos das análises 12 indivíduos com alturas menores do que 5cm, além de 11 palmeiras, devido à dificuldade em medir suas alturas. No total, apenas 2.083 indivíduos foram considerados nas avaliações de sobrevivência/mortalidade, crescimento em altura e emissão de folhas novas.

2.2.2.3 Análise dos dados

Primeiramente, foi realizada uma descrição da comunidade de plântulas e plantas jovens coletadas e transplantadas, utilizando para tanto os diferentes atributos pesquisados (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida, síndromes de dispersão, disponibilidade em viveiro etc), considerando o número de indivíduos (abundância) e o número de espécies (riqueza).

Dados binomiais (sobrevivência/mortalidade e emissão de folhas novas) foram transformados em porcentagens, enquanto o crescimento em altura foi avaliado segundo valores de crescimento relativo, que considera a diferença de altura (ao final do período) em relação à altura inicial, seguindo a fórmula (1):

(1)

$$H = \frac{(H_3 - H_0)}{H_0}$$

onde:

H = crescimento relativo

H₃ = altura final (cm)

H₀ = altura inicial (cm)

Para avaliar os atributos ecológicos *versus* o seu desempenho (mortalidade, crescimento e emissão de folhas novas) sob o sol e sob a sombra, foi feito uma análise de variância, utilizando a análise de grupos de experimentos (COCHRAN; COX, 1957; PIMENTEL-GOMES, 1990). Esta análise é útil para comparar experimentos semelhantes, agrupando todos os resultados em uma única análise. Portanto, além de se estimar os efeitos do fator “A” (grupos sucessionais ou classes de altura ou hábitos de vida ou espécies mais abundantes – um de cada vez) *versus* o fator “B” (ambientes sol e sombra) separadamente, pode-se estimar o efeito da interação entre esses fatores, agrupando os mesmos (Melissa Oda³, comunicação pessoal).

³ Melissa Lombardi Oda, engenheira agrônoma, mestre em Agronomia (ESALQ-USP) (área de concentração: Estatística e Experimentação Agronômica) e doutoranda pelo programa de Recursos Florestais (ESALQ-USP).

A principal exigência da análise para o agrupamento dos experimentos em uma única análise de variância é que exista homocedasticidade entre os resíduos dos diferentes experimentos. Para esse fim foi aplicado o teste de Hartley (F máximo) (PEARSON; HARTLEY, 1956).

Além disso, outra pressuposição é a normalidade para os erros dos experimentos, que foi testada através do teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965).

Quando encontradas diferenças entre os ambientes e obedecidas as condições de homocedasticidade e normalidade, a avaliação das análises conjuntas seguiu o teste de comparação de médias de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade.

O pacote estatístico utilizado nas análises foi o programa R de computação estatística (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005).

2.2.3 Resultados

2.2.3.1 Diversidade

No total foram coletados 2.106 indivíduos de 98 morfo-espécies, sendo que 71 (72,4%) foram identificados até o nível específico (binômio específico), enquanto 14 (14,3%) foram identificados até gênero e 10 (10,2%) até família. Apenas três espécies permaneceram não identificadas, entretanto estas foram abundantes e representadas principalmente por indivíduos que morreram antes da identificação (Figura 2.9).

O número de indivíduos coletados de cada morfo-espécie e seus atributos estão listados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.= ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continua)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
Acanthaceae					
<i>Pseuderanthum riedelianum</i> (Nees) Rizzini	14	arb	Cl	Nc	0
<i>Staurogyne</i> sp.	6	herb	Cl	Auto	0

Tabela 2.1 - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.=ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continuação)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
Anacardiaceae					
<i>Tapirira cf. guianensis</i> Aubl.	14	arv	Si	zoo	15
Annonaceae					
Annonaceae sp.	1	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Guatteria cf. australis</i> A. St.-Hil.	4	arvt	Cl	zoo	1
Aquifoliaceae					
<i>Ilex</i> sp. L.	18	arb/arv	nc	zoo	nc
Araliaceae					
<i>Dendropanax cf. cuneatum</i> (DC.) Decne e Planch.	15	arb/arv	Si	zoo	5
<i>Schefflera cf. angustissima</i> (Marchal) Frodin	16	arv	Si	zoo	0
Arecaceae					
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	11	palmeira	Cl	zoo	2
Asclepiadaceae					
<i>Orthosia urceolata</i> E. Fourn.	5	liana	Si	nc	0
Asteraceae					
<i>Mikania cf. capricorni</i> B.L. Rob.	8	liana	Si	anemo	0
Asteraceae sp.	1	nc	nc	nc	nc
<i>Mikania</i> sp.1 Willd.	7	liana	nc	anemo	0
<i>Mikania</i> sp.2 Willd.	7	liana	nc	anemo	0
<i>Piptocarpha cf. notata</i> (Less.) Baker	164	liana	Pi	anemo	0
<i>Piptocarpha</i> sp. R.Br.	4	liana	nc	anemo	0
Bignoniaceae					
<i>Anemopaegma lanceolatum</i> (DC.) Bureau ex Schumann	7	liana	Si	nc	0
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	6	arb/arvt	Si	anemo	7
Boraginaceae					
<i>Cordia cf. sellowiana</i> Cham.	2	arv	Si	zoo	12
Clusiaceae					
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	307	arv	Cl	zoo	QA 18
Dilleniaceae					
<i>Doliodarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	1	liana	nc	nc	0
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr	19	arb	Cl	zoo	1
Euphorbiaceae					
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	2	arv	Pi	zoo	7
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	10	arv	Si	zoo	5
Fabaceae					
<i>Andira cf. anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	2	arv	Cl	zoo	6
<i>Dahlstedtia cf. pinnata</i> (Benth.) Malme	10	arvt	Cl	anemo	0
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	4	arb	Si	anemo	4
<i>Machaerium cf. nyctitans</i> (Vell.) Benth.	17	arvt/arv	Cl	anemo	10
Flacourtiaceae					

Tabela 2.1 - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.= ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continuação)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	arb/arv	Si	zoo	10
Indet					
Indet	402	nc	nc	nc	nc
Indet sp.1	6	herb	nc	nc	nc
Indet sp.2	3	liana	nc	nc	nc
Lauraceae					
<i>Aniba firmula</i> (Nees e C. Mart.) Mez	8	arv	Cl	zoo	1
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr	31	arv	Cl	zoo	2
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	16	arvt	Si	zoo	6
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Benth. e Hook. f.	2	arv	Cl	zoo	0
Lauraceae sp.	8	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	89	arv	Cl	zoo	4
<i>Ocotea</i> sp.1 Aubl.	127	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Ocotea</i> sp.2 Aubl.	17	arb/arv	nc	zoo	nc
Loganiaceae					
<i>Spigelia beyrichiana</i> Cham. e Schltld.	5	herb	nc	nc	0
Malpighiaceae					
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	3	arv	Cl	zoo	1
<i>Heteropterys intermedia</i> (Adr.Juss.) Griseb	81	liana	nc	anemo	0
<i>Heteropterys nitida</i> (Lamarck) DC.	1	liana	nc	anemo	0
<i>Heteropterys</i> sp. Kunth	18	liana	nc	anemo	0
Malpighiaceae sp.	1	liana	nc	nc	nc
Melastomataceae					
<i>Leandra</i> cf. <i>dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	2	arb/arv	Cl	zoo	0
<i>Miconia</i> cf. <i>chamissois</i> Naudin	5	arb	Cl	zoo	0
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	17	arb	nc	zoo	0
<i>Leandra</i> cf. <i>australis</i> (Cham.) Cogn.	6	arb	nc	nc	0
Melastomataceae sp.	6	nc	nc	nc	nc
<i>Miconia</i> cf. <i>cinerascens</i> Miq.	9	arb/arvt	Pi	zoo	1
<i>Miconia</i> cf. <i>rigidiuscula</i> Cogn.	50	arv	Si	zoo	1
<i>Miconia</i> sp. Ruiz e Pav.	5	nc	nc	zoo	nc
Meliaceae					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	18	arv	Cl	zoo	16
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	10	arv	Cl	zoo	QA 4
Monimiaceae					
<i>Mollinedia</i> cf. <i>schottiana</i> (Spreng.) Perkins	9	arvt	Cl	zoo	0
Myrsinaceae					
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.	25	arvt	nc	nc	1
<i>Myrsine</i> cf. <i>umbellata</i> Mart.	22	arv	Si	zoo	4
<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i> A. DC.	14	arv	Si	zoo	0
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz e Pav.) Spreng.	25	arvt	Si	zoo	19

Tabela 2.1 - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.=ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continuação)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
Myrtaceae					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	8	arv	Cl	zoo	1
<i>Eugenia</i> cf. <i>blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	3	arvt	Cl	zoo	0
<i>Eugenia</i> cf. <i>umbelliflora</i> O.Berg	3	arvt	Cl	zoo	1
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1	arv	Cl	zoo	0
<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	39	arb/arv	nc	zoo	0
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	3	arvt	Si	zoo	0
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand	8	arvt	Cl	zoo	2
<i>Gomidesia fenziiana</i> O.Berg	45	arv	Cl	zoo	1
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>miersiana</i> (Gardner) D. Legrand e Kausel	6	arvt	Cl	zoo	0
<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O. Berg) D. Legrand	6	arv	Cl	zoo	3
<i>Myrcia</i> cf. <i>racemosa</i> (Berg.) Kiaersk.	10	arvt	Cl	nc	0
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	16	arb/arvt	Si	zoo	1
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	8	arv	Cl	zoo	0
<i>Calypttranthes</i> sp. Sw.	1	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Eugenia</i> sp. 1 L.	3	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Eugenia</i> sp. 2 L.	4	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Myrcia</i> sp. DC. ex Guill.	9	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.1	1	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.2	1	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.3	3	arb/arv	nc	nc	nc
Nyctaginaceae					
<i>Guapira</i> cf. <i>opposita</i> (Vell.) Reitz	106	arb/arv	Cl	zoo	1
Phytolaccaceae					
<i>Phytolacca</i> cf. <i>dioica</i> L.	1	arv	Cl	zoo	2
Rubiaceae					
Rubiaceae sp.1	3	nc	nc	nc	nc
<i>Rudgea villiflora</i> Schumann ex Standley	5	arb/arvt	Si	nc	0
Rubiaceae sp.2	2	nc	nc	nc	nc
<i>Malanea forsteronioides</i> Müll. Arg.	15	arb	nc	zoo	0
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	3	arvt	Cl	zoo	1
<i>Psychotria</i> cf. <i>hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. e Schult.) Müll. Arg.	14	arb	Si	zoo	1
<i>Psychotria</i> sp. L.	2	arvt	Cl	zoo	0
Sapindaceae					
<i>Matayba</i> aff. <i>juglandifolia</i> Radlk.	16	arv	Cl	zoo	2
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	11	liana	Si	anemo	0
Simaroubaceae					
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl. in Engl. e Prantl	2	arv	Cl	zoo	EX 0
Smilacaceae					
<i>Smilax elastica</i> Griseb.	11	liana	Si	nc	0
Solanaceae					

Tabela 2.1 - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.= ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada (conclusão)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
<i>Brunfelsia pilosa</i> Plowman	3	arb	Cl	zoo	0
Styracaceae					
<i>Styrax cf. ambiguus</i> Seub	3	arvt/arv	Cl	nc	0
Theaceae					
<i>Gordonia cf. fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	2	arb/arv	Cl	zoo	0
Verbenaceae					
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	3	arvt	Pi	zoo	19
TOTAL (98 morfo-espécies, 34 famílias)	2106				

A quantidade de indivíduos coletados por espécie foi muito irregular, com apenas 14 morfo-espécies representadas por mais de 20 indivíduos e as demais (84 morfo-espécies – 85,6%) por menos de 20 indivíduos (Figura 2.9).

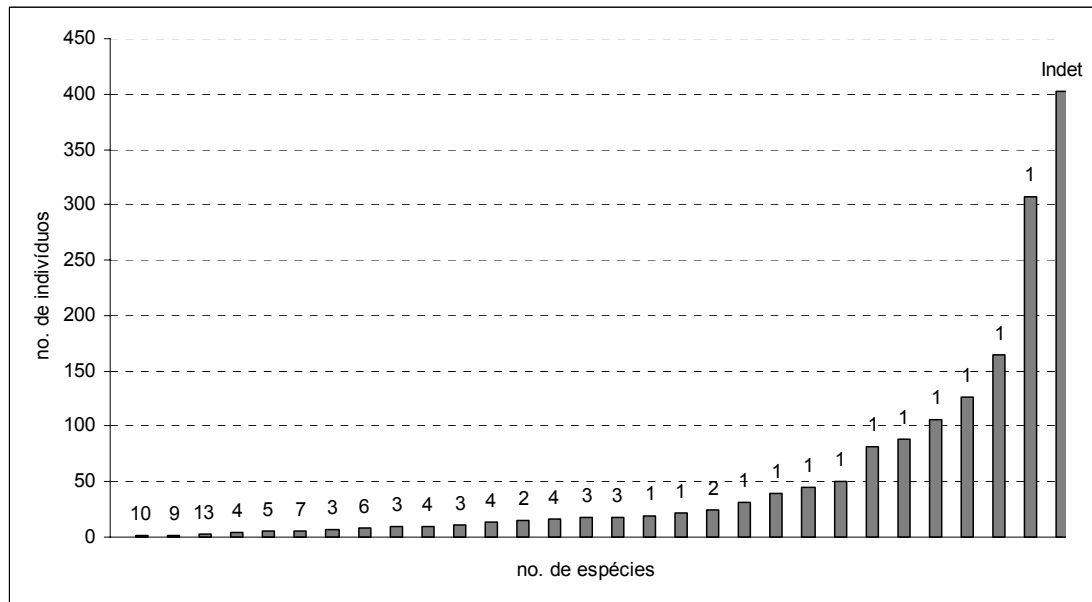


Figura 2.9 – Distribuição do número de indivíduos pelo número de espécies

Desconsiderando os indeterminados, os indivíduos coletados representam 34 famílias botânicas.

As famílias mais abundantes foram Clusiaceae, Lauraceae, Asteraceae, Myrtaceae e Nyctaginaceae. Ao final do período em que permaneceram em viveiro, o número de indivíduos sobreviventes resultou em pequenas mudanças no ranking das famílias mais abundantes, com

destaque para a família Clusiaceae, que caiu da primeira posição no início para a quarta posição ao final deste estudo. As famílias mais abundantes estão listadas na (Tabela 2.4).

As famílias de maior riqueza foram Myrtaceae, seguidos de Lauraceae e Melastomataceae, Rubiaceae, Asteraceae, Malpighiaceae, Fabaceae e Myrsinaceae. As demais 26 famílias foram representadas por apenas duas ou uma morfo-espécies (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Famílias encontradas na coleta de plântulas e plantas jovens, com respectivos números de espécies e de indivíduos coletados

Famílias	número de espécies	número de indivíduos
Myrtaceae	20	178
Lauraceae	8	298
Melastomataceae	8	100
Rubiaceae	7	44
Asteraceae	6	191
Malpighiaceae	5	104
Fabaceae	4	33
Myrsinaceae	4	86
indet	3	411
Acanthaceae	2	20
Annonaceae	2	5
Araliaceae	2	31
Bignoniaceae	2	13
Euphorbiaceae	2	12
Meliaceae	2	28
Sapindaceae	2	27
Anacardiaceae	1	14
Aquifoliaceae	1	18
Arecaceae	1	11
Asclepiadaceae	1	5
Boraginaceae	1	2
Clusiaceae	1	307
Dilleniaceae	1	1
Erythroxylaceae	1	19
Flacourtiaceae	1	3
Loganiaceae	1	5
Monimiaceae	1	9
Nyctaginaceae	1	106
Phytolaccaceae	1	1
Simaroubaceae	1	2
Smilacaceae	1	11
Solanaceae	1	3
Styracaceae	1	3
Theaceae	1	2
Verbenaceae	1	3
Total	98	2.106

Desconsiderando os indivíduos não caracterizados, que predominaram devido à quantidade de espécies indeterminadas, o grupo sucessional predominante tanto em abundância quanto em riqueza foi o das espécies clímax, seguido das espécies secundárias iniciais e pioneiras (Figura 2.10).

Quando considerado os diferentes hábitos de vida, o predomínio foi das espécies arbustivo-arbóreas (árvores, arvoretas e arbustos), tanto em número de indivíduos quanto em número de espécies (Figura 2.11).

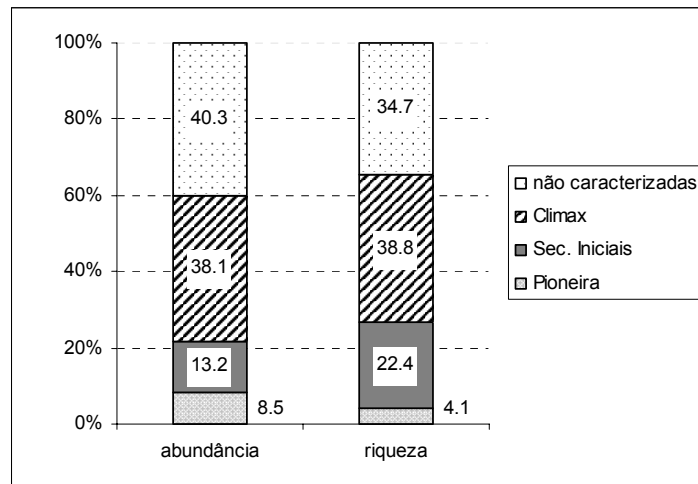


Figura 2.10 – Distribuição percentual dos indivíduos (abundância) e espécies (riqueza) dos diferentes grupos sucessionais

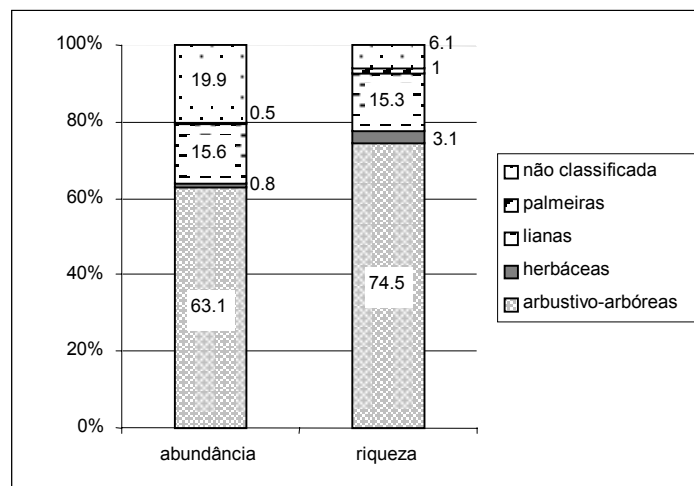


Figura 2.11 - Distribuição percentual dos indivíduos (abundância) e espécies (riqueza) dos diferentes hábitos de vida

Com relação às síndromes de dispersão, predominou a zoocórica, seguida da anemocórica e da autocórica. Para cerca de 23,5% das espécies não foi possível determinar a síndrome de dispersão, em parte devido à não identificação completa de algumas espécies (Tabela 2.3).

Foram coletados 319 indivíduos de três espécies ameaçadas de extinção. A mais abundante delas foi *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Clusiaceae) (Guanandi), classificada como quase ameaçada (QA), contribuindo com 307 indivíduos. *Guarea macrophylla* Vahl (Meliaceae), também classificada como QA, foi representada por 10 indivíduos e *Pricrasma crenata* (Vell.) Engl. in Engl. e Prantl (Simaroubaceae), classificada na condição de presumivelmente extinta (EX), foi representada por apenas dois indivíduos.

Tabela 2.3 – Distribuição dos valores bruto e percentual dos indivíduos (abundância) e espécies (riqueza) dos diferentes síndromes de dispersão

síndrome dispersão	abundância	% abundância	riqueza	% riqueza
zoocóricas	1.232	58,5	61	62,2
anemocóricas	338	16,0	13	13,3
autocóricas	6	0,3	1	1,0
não classificadas	530	25,2	23	23,5
Total	2.106	100	98	100

Em relação à disponibilidade em viveiros, 33 espécies coletadas não constam em nenhum dos 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003). Apenas três das espécies abordadas por este trabalho são produzidas por 40 a 50% dos viveiros. As morfo-espécies não identificadas até o nível específico representam cerca de 31% do total de indivíduos e não puderam ser avaliadas nesse aspecto (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Distribuição dos valores bruto e percentual dos indivíduos (abundância) e espécies (riqueza), de acordo com a disponibilidade em viveiros abordados pelo levantamento de Barbosa e Martins (2003). nc=não identificados ao nível específico

número de viveiros	abundância	% abundância	riqueza	% riqueza
nenhum	489	23,2	33	33,7
1 ou 2	380	18,0	19	19,4
3~9	182	8,6	11	11,2
10~17	54	2,6	5	5,1
18~19	335	15,9	3	3,0
não identificados	666	31,6	27	27,5
total	2.106	100	98	100

2.2.3.2 Sobrevivência e mortalidade

A porcentagem geral de sobrevivência foi de 59,9%, sendo que estes valores sofreram variações quando considerados as diferentes classes de altura, grupos sucessionais, hábitos e espécies mais abundantes.

A sobrevivência em viveiro das plântulas e plantas jovens foi maior para as classes de altura com indivíduos de menor tamanho (Tabela 2.5). As menores classes de altura (classes I, II e III), que apresentaram sobrevivência de mais de 50%, representam cerca de 89% do total de indivíduos coletados.

Tabela 2.5 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de sobrevivência das diferentes classes de altura.

classes	sol + sombra
classe I ($5 \leq H < 10\text{cm}$)	$70,57 \pm 3,87$ A
classe II ($10 \leq H < 20\text{cm}$)	$66,31 \pm 3,57$ AB
classe III ($20 \leq H < 30\text{cm}$)	$51,84 \pm 3,31$ BC
classe IV ($30 \leq H < 40\text{cm}$)	$48,67 \pm 5,37$ BC
classe V ($40\text{cm} \leq H$)	$32,29 \pm 13,45$ C

* Médias \pm erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Dentre as espécies, 40 alcançaram 100% de sobrevivência, embora apenas uma destas (*Guapira opposita* (Vell.) Reitz) tenha sido representada por mais que 20 indivíduos. Apenas três espécies não sobreviveram (Rubiaceae sp.1, Rubiaceae sp.2 e Myrtaceae sp.1), mas vale lembrar que esses dados sofrem forte influência do número de indivíduos coletados para cada espécie e portanto, essas informações devem ser interpretadas com cautela (ver tabela 2.1).

Para aquelas espécies que inicialmente apresentavam pelo menos 20 indivíduos em cada ambiente (sol e sombra), foi possível aplicar a análise conjunta de experimentos (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de sobrevivência das espécies mais abundantes

espécies	sol + sombra
<i>Guapira opposita</i>	100 ± 5,30 A
<i>Heteropterys intermedia</i> **	95,21 ± 5,18 A
<i>Piptocarpha notata</i> **	86,11 ± 7,49 AB
<i>Ocotea</i> sp.	75,96 ± 0,03 BC
<i>Nectandra oppositifolia</i>	61,13 ± 9,31 C
<i>Calophyllum brasiliense</i>	36,16 ± 8,76 D

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey. ** Lianas; as demais são arbustivo-arbóreas

Se considerarmos a sobrevivência/mortalidade ao longo do tempo, o ranking das espécies mais abundantes sofre algumas mudanças, como apresentado no ANEXO A. A única mudança notável é a da espécie *Calophyllum brasiliense*, que de mais abundante no início caiu para a quarta posição ao final do período de avaliação.

O ANEXO B apresenta a lista de espécies coletadas e a porcentagem de sobrevivência geral e por classe de altura.

Em relação às famílias, os resultados gerais e por classe de altura estão resumidos no ANEXO C. Nove famílias tiveram sobrevivência total, sendo que dentre estas a família das Nyctaginaceae se destacou por apresentar elevada abundância de indivíduos. Em contraposição, dentre as famílias que mais morreram, destacam-se os indivíduos indeterminados e a família Clusiaceae, que apesar da elevada abundância, apresentou porcentagem elevada de mortalidade (63.5%).

Quanto aos grupos sucessionais, a sobrevivência foi maior para as espécies pioneiras e secundárias iniciais, seguidos das espécies clímax e das não classificadas (Tabela 2.7). Os resultados para os grupos sucessionais em diferentes classes de altura estão no ANEXO D.

Tabela 2.7 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de sobrevivência dos grupos sucessionais

grupos sucessionais	sol + sombra
pioneiras	86,07 ± 3,06 A
secundárias iniciais	82,09 ± 4,38 A
clímax	61,08 ± 4,88 B
não caracterizadas	46,00 ± 2,61 B

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Entre os hábitos de vida, desconsiderando as não classificadas, que foram representadas em boa parte por indivíduos que morreram antes da identificação, as espécies com menores porcentagens de sobrevivência foram as herbáceas (35,3%), enquanto as lianas foram as que melhor sobreviveram (Tabela 2.8). Os resultados para os hábitos de vida em diferentes classes de altura estão em ANEXO E.

Tabela 2.8 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de sobrevivência dos diferentes hábitos de vida

hábitos de vida	sol + sombra
arbustivo-arbóreas	67,49 ± 4,08 B
herbáceas	30,83 ± 13,27 C
lianas	90,50 ± 4,02 A
não classificadas	12,25 ± 2,85 D

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Para as espécies ameaçadas de extinção, o guanandi (*Calophyllum brasiliense*) apesar de inicialmente muito abundante (307 indivíduos), sobreviveu em apenas 36,5% (112 indivíduos). Dos dez indivíduos de *Guarea macrophylla*, apenas 4 sobreviveram; dos dois de *Picrasma crenata*, apenas um sobreviveu.

Ao final do período de avaliação, da totalidade de espécies disponíveis para o plantio em áreas degradadas, perdeu-se apenas 3 morfo-espécies (Rubiaceae sp.1, Rubiaceae sp.2 e Myrtaceae sp.1), representadas por um total de 6 indivíduos. A grande perda de riqueza deve estar incluída dentre aqueles indivíduos de morreram sem ser classificados, o que representou cerca de 43% do total de mortos.

2.2.3.3 Emissão de folhas novas e crescimento em altura

As famílias que se destacaram por apresentar notável emissão de folhas novas foram as Asteraceae, Malpighiaceae, Nyctaginaceae e Myrsinaceae. Como estas famílias foram representadas por poucas espécies, podemos inferir que *Piptocarpha notata* (Less.) Baker, *Heteropterys intermedia* (Adr.Juss.) Griseb, *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Myrsine ferruginea* (Ruiz e Pav.) Spreng., *M. umbelata* Mart. e *M. venosa* A. DC. foram as espécies que mais emitiram folhas novas.

As menores classes de altura foram as que apresentaram a maior porcentagem de indivíduos com folhas novas na primeira medição. Essas diferenças foram mais amenas na segunda medição, até que na última a porcentagem de indivíduos com folhas novas não foi significativamente diferente entre as classes de altura (Tabela 2.9).

Tabela 2.9 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de emissão de folhas novas das classes de altura. % FN₁=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na primeira medição; % FN₂=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na segunda medição; % FN₃=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na terceira medição

classes	sol + sombra		
	% FN1	% FN2	% FN3
classe I (5≤H<10cm)	46,00 ± 3,10 A	77,56 ± 3,08 A	57,60 ± 4,67 A
classe II (10≤H<20cm)	28,94 ± 2,32 B	62,35 ± 2,31 BC	57,18 ± 2,16 A
classe III (20≤H<30cm)	21,4 ± 2,76 C	62,47 ± 3,41 AB	60,84 ± 4,19 A
classe IV (30≤H<40cm)	14,56 ± 2,59 C	61,46 ± 21 BC	60,88 ± 10,75 A
classe V (40cm≤H)	excluída	57,35 ± 4,44 C	43,74 ± 24,48 A

* Médias ± erro padrão seguidos de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Quanto aos grupos sucessionais, as pioneiras emitiram mais folhas novas na primeira (T₁) e última medição (T₃), enquanto no segundo período de medição (T₂) as porcentagens de emissão de folhas novas foram pouco distintas entre os diferentes grupos sucessionais (Tabela 2.10).

Tabela 2.10 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de emissão de folhas novas dos grupos sucessionais. % FN₁=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na primeira medição; % FN₂=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na segunda medição; % FN₃=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na terceira medição

grupos sucessionais	sol + sombra		
	% FN1	% FN2	% FN3
pioneiras	80,80 ± 6,53 A	63,87 ± 3,06 AB	92,03 ± 2,25 A
Secundárias iniciais	36,33 ± 4,42 B	72,96 ± 6,09 A	66,20 ± 4,54 B
clímax	16,15 ± 1,15 C	58,71 ± 3,94 B	54,10 ± 3,64 C
não caracterizadas	20,35 ± 2,59 C	65,50 ± 4,51 AB	48,35 ± 4,91 C

* Médias ± erro padrão seguidos de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Quando considerados os hábitos de vida, na primeira avaliação as lianas é que se destacaram dos demais, possivelmente devido ao desempenho de *Piptocarpha notata* e *Heteropterys intermedia*. Nas avaliações subseqüentes apenas as espécies não classificadas

apresentaram menores porcentagens médias de emissão de folhas novas. Devido à escassez de sobreviventes, as herbáceas foram excluídas da avaliação de emissão de folhas novas para a última avaliação (Tabela 2.11).

Tabela 2.11 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para a porcentagem de emissão de folhas novas dos hábitos de vida. % FN₁=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na primeira medição; % FN₂=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na segunda medição; % FN₃=porcentagem de indivíduos que apresentaram emissão de folhas novas na terceira medição

hábitos de vida	sol + sombra		
	% FN1	% FN2	% FN3
arbustivo-arbóreas	20,35 ± 1,44 BC	65,34 ± 1,55 A	60,27 ± 3,06 A
herbáceas	33,89 ± 18,87 B	80,00 ± 14,91 A	-
lianas	72,18 ± 6,00 A	69,69 ± 5,70 A	62,94 ± 4,19 A
não classificadas	1,48 ± 0,81 C	20,94 ± 11,28 B	17,85 ± 7,89 B

* Médias ± erro padrão seguidos de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Os crescimentos relativos dos indivíduos em cada período de avaliação e seus dados descritivos estão disponíveis nos ANEXOS F e G.

Para as classes de altura, a diferença foi significativa entre as classes de menor altura e as de maior altura (Tabela 2.12). Devido à escassez de indivíduos avaliados, a classe V foi excluída da interpretação dos resultados. O crescimento relativo para os indivíduos nas diferentes classes de altura está listado no Anexo H.

Tabela 2.12 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para o crescimento relativo das classes de altura

classes	sol + sombra
classe I (5≤H<10cm)	0,66 ± 0,24 A
classe II (10≤H<20cm)	0,42 ± 0,06 A
classe III (20≤H<30cm)	0,36 ± 0,09 AB
classe IV (30≤H<40cm)	0,10 ± 0,03 B

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

A Tabela 2.13 apresenta os dados referentes ao crescimento relativo das espécies mais abundantes. As espécies de melhor desempenho em relação ao crescimento em altura foram *Guapira opposita*, *Piptocarpha notata* e *Heteropterys intermedia*.

Tabela 2.13 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para o crescimento relativo das espécies mais abundantes

espécies	sol + sombra
<i>Guapira opposita</i>	0,52 ± 0,09 A
<i>Piptocarpha notata</i> **	0,50 ± 0,04 A
<i>Heteropterys intermedia</i> **	0,43 ± 0,09 A
<i>Ocotea</i> sp.	0,19 ± 0,03 B
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,17 ± 0,04 B
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,16 ± 0,04 B

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey. ** lianas; as demais são arbustivo-arbóreas

Quando considerados os grupos sucessionais, a diferença de crescimento em altura foi significativa entre as clímax *versus* Pioneiras e Secundárias Iniciais, sendo que as clímax apresentaram menor média de crescimento relativo (Tabela 2.14). Os crescimentos relativos para os indivíduos dos diferentes grupos sucessionais estão listados no ANEXO I.

Para os diferentes hábitos de vida, as espécies herbáceas contaram com apenas 6 indivíduos sobreviventes nas análises, comprometendo a interpretação dos resultados. Dessa forma, seus resultados serão desconsiderados. Entre os demais, as lianas apresentaram crescimento relativo de 0,84, representando a maior média entre esses grupos (Tabela 2.15). Os crescimentos relativos para os indivíduos dos distintos hábitos de vida estão listados no Anexo J.

Tabela 2.14 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para o crescimento relativo dos grupos sucessionais

grupos sucessionais	sol + sombra
secundárias iniciais	0,64 ± 0,13 A
Pioneiras	0,56 ± 0,06 A
não caracterizadas	0,49 ± 0,14 AB
Clímax	0,26 ± 0,04 B

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Tabela 2.15 – Resultados da análise de grupo de experimentos conjunta (sol + sombra) para o crescimento relativo dos hábitos de vida

hábitos de vida	sol + sombra
arbustivo-arbóreas	0,31 ± 0,04 B
Lianas	0,84 ± 0,19 A
Nc	0,19 ± 0,09 B

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

2.2.3.4 Custos

Como descrito anteriormente, a coleta de plântulas/plantas jovens resultou em 2.106 mudas de espécies nativas variadas, coletadas em parcelas não contínuas que totalizaram 500m². Por sete meses as mudas permaneceram em viveiro e ao final desse período, sobreviveram 1.265 mudas (59,9%).

O rendimento médio para a coleta das plântulas e/ou indivíduos jovens só pode ser calculado se baseado no tempo total gasto com a coleta, que inclui o tempo gasto com o deslocamento entre as parcelas e a montagem das mesmas (20 no total). Esses fatores, que consumiram a maior parte do tempo (observação pessoal), resultam em valores subestimados de rendimento de coleta de indivíduos regenerantes. Levando em conta essas considerações, o rendimento médio foi de 2.106 indivíduos em 58 horas-homem, o que resulta em uma proporção de 0,61 indivíduos.homem⁻¹.minuto⁻¹. Se assumirmos que apenas 1/3 do tempo foi utilizado para o processo de coleta efetiva das mudas (i.e. 19 horas), o rendimento sobe para 1,85 indivíduos.minuto⁻¹.

Num segundo momento, os indivíduos coletados foram transplantados para saquinhos de polietileno e nessa etapa foi contabilizado o tempo total gasto com o preenchimento dos mesmos com substrato, repicagem das mudas, corte de 50% das folhas e encanteiramento. Para esta etapa, foram necessários 66 horas-homem, com rendimento de 0,53 mudas.homem⁻¹.minuto⁻¹. Embora esses valores sejam muito relativos, o cálculo destes rendimentos servirá para comparar estes resultados com o de outros trabalhos.

Quanto aos custos de “produção” de mudas, num cálculo simples e direto o valor total das despesas com o experimento foi dividido pelo total de mudas coletadas e pelo total de sobreviventes, incluindo nesta última o valor daquelas mudas que morreram ao longo do período em que foram acompanhadas. Sendo assim, o custo estimado por muda foi de aproximadamente R\$0,57 (US\$0.29) e R\$0,95 (US\$ 0.49) respectivamente.

A tabela 2.16 apresenta a relação das despesas e horas-homem despendidas.

Tabela 2.16 – Listagem do material despendido na realização do experimento de transplante de plântulas e plantas jovens

material	descrição	preço unitário (R\$)	qtde.	total
substrato	plantmax florestal®, sacos de 55 litros	12,9	45	580,5
sacos de polietileno	sacos plásticos de 15x20cm	0,0331	2150	71,2
sub-total				651,7
atividade	descrição	preço da diária * (R\$)	qtde.	total
coleta dos regenerantes	montagem das parcelas e coleta dos regenerantes (58 horas-homem)	35	7.25	253,75
transplante das mudas	preenchimento dos saquinhos com o substrato transplante das mudas e encanteiramento (66 horas-homem)	35	8.25	288,75
sub-total				542,5
total				1.194,2
total em US\$ dolar **				609,29

*diária de oito horas de trabalho; ** R\$1,00=US\$1.96 em 13/09/2007

Uma síntese dos resultados apresentados está disponível nos Quadros 2.4, 2.5, 2.6 e 2.7.

2.2.3.5 Resumo dos resultados

DESCRITIVO	
coleta	2.106 indivíduos, 98 morfo-espécies, 34 famílias
Famílias (abundância):	Clusiaceae (307), Lauraceae(298), Asteraceae (191)
Famílias (riqueza):	Myrtaceae (20), Lauraceae e Melastomataceae (8 cada); 25 famílias representadas por menos de 3 espécies
Grupos sucessionais (abundância):	Clímax (38,1%), Secundárias iniciais (13,2%) e Pioneiras (8,5%)
Grupos sucessionais (riqueza):	Clímax (38,8%), Secundárias iniciais (22,4%), Pioneiras (4,1%)
Hábitos de vida (abundância):	arbustivo-arbóreo (63,1%), lianas (15,6%), herbáceas (0,8%), palmeiras (0,1%)
Hábitos de vida (riqueza):	arbustivo-arbóreo (74,5%), lianas (15,3%), herbáceas (3,1%), palmeiras (1%)
Síndromes de dispersão (abundância):	zoocóricas (58,5%), anemocóricas (16%), autocóricas (0,3%)
Síndromes de dispersão (riqueza):	zoocóricas (62,2%), anemocóricas (13,3%), autocóricas (1%)
Espécies ameaçadas de extinção:	<i>Calophyllum brasiliense</i> (307), <i>Guarea macrophylla</i> (10), <i>Picrasma crenata</i> (2)
Disponibilidade em viveiros (abundância):	nenhum (23,2%), 1 ou 2 (26,6%), 3 a 17 (11,2%), 18 ou 19 (15,9%)
Disponibilidade em viveiros (riqueza):	nenhum (33,7%), 1 ou 2 (19,4%), 3 a 17 (16,3%), 18 ou 19 (3%)

Quadro 2.4 – Resumo com os resultados descritivos mais relevantes

SOBREVIVÊNCIA (S) e MORTALIDADE (M)	
Sobrevivência geral	59,9%S
Classes de altura	maior sobrevivência entre as classes de menor altura
Espécies	40 spp. com 100% sobrevivência; 3 espécies com 100% mortalidade
Grupos sucessionais	pioneiras (85,6%S), secundárias iniciais (82,2%S), clímax (61,2%S)
Hábitos de vida	lianas (90,8%S), Arbustivo-arbóreas (67,7%S), herbáceas (35,3%S)

Quadro 2.5 – Resumo com os resultados de sobrevivência e mortalidade mais relevantes

EMISSÃO DE FOLHAS NOVAS (FN)	
Geral, para cada período de medição	FN1=26,6%, FN2=64,1%, FN3=59,5%
Classes de altura	classes de menor altura emitem folhas novas mais rapidamente do que as classes de maior altura
Espécies	destaque para <i>Piptocarpha notata</i> , <i>Heteropterys intermedia</i> , <i>Guapira opposita</i> e <i>Myrsine</i> spp.
Grupos Sucessionais	sem padrão bem definido; destaque para as pioneiras
CRESCIMENTO	
Crescimento geral	crescimento médio de 44% em relação à altura inicial; poucas espécies não cresceram (6%); a maioria (58%) cresceu cerca de 30% em relação à altura inicial
Classes de altura	as menores classes de altura cresceram melhor
Grupos Sucessionais	as clímax cresceram menos do que as pioneiras e secundárias tardia
Hábitos de vida	lianas (em média 82%), herbáceas (em média 38%), arbustivo-arbóreas (em média 32%)

Quadro 2.6 – Resumo com os resultados de emissão de folhas novas e crescimento mais relevantes

CUSTOS	
Rendimento médio	de 0,61 a 1,85 indivíduos/homem/minuto
Custo por muda	R\$ 0.57 a 0.95 /muda

Quadro 2.7 – Resumo com os resultados de rendimento de coleta e custo por muda

2.2.4 Discussão

2.2.4.1 Diversidade

O primeiro fator limitante na estimativa da riqueza de espécies foi a identificação botânica do material coletado. A identificação de material botânico não fértil, mesmo com a utilização de chaves vegetativas, exige tanto ou mais treinamento quanto a utilização de chaves que se baseiam em estruturais florais e reprodutivas (REJMANEK; BREWER, 2001). A existência de morfo-espécies sem identificação completa é comum em levantamentos florísticos e acabam mascarando dados fitossociológicos, inserindo um viés na análise da composição florística, sobretudo para espécies de famílias como Myrtaceae, Lauraceae, Annonaceae etc. (SCUDELLER et al., 2001). No caso de estudos que envolvem comunidades de plântulas, a dificuldade é ainda maior, porque comumente os indivíduos jovens não apresentam as características típicas das adultas e pouca ou nenhuma informação está disponível na literatura (GARWOOD, 1983; CHAVES, 1994; MORAES; PAOLI, 1999; FERREIRA et al., 2001; OLIVEIRA, 2001).

A elevada diversidade das florestas tropicais, a escassez de trabalhos que descrevem o estrato da regeneração e a falta de material de referência (plântulas e plantas jovens) nos herbários representa um desafio à correta identificação das espécies. Uma possibilidade de contornar ou diminuir a quantidade de espécies sem identificação nos trabalhos com transplante de plântulas é fazer um acompanhamento prévio da comunidade alvo e compará-la com o estrato adulto da vegetação, buscando referências que facilitem sua identificação. Outra alternativa seria a produção de manuais de identificação ou guias de campo, para que as informações científicas produzidas através de trabalhos de pesquisa se tornem disponíveis também ao público não acadêmico, agregando valor aos trabalhos dessa natureza e facilitando o acesso a informações relevantes para futuros trabalhos de ecologia e restauração.

A riqueza de espécies encontradas neste estudo (98 morfo-espécies, 34 famílias) foi inferior ao valor encontrado em outros trabalhos com comunidades de plântulas em florestas naturais (OLIVEIRA, 1999; VIANI, 2005), principalmente se considerarmos que destas, 73 morfo-espécies são de hábito lenhoso (árvores, arbustos, arvoretas), 15 são lianas e apenas três são herbáceas.

Buscando alternativas para restaurar áreas degradadas, Viani (2005) avaliou o potencial da regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual e encontrou 118 morfo espécies de 41 famílias; já sob talhões de *Eucalyptus* sp.(i.e. sistemas artificiais) esse valor caiu para 42 morfo-espécies de 24 famílias. Com o mesmo objetivo, Nave (2005) transplantou mudas da regeneração natural de Floresta Ombrófila Densa em duas épocas do ano (Inverno/Julho e Verão/Dezembro) e registrou 63 morfo-espécies arbustivo-arbóreas de 28 famílias botânicas.

O trabalho de Oliveira (1999) sobre a estrutura e dinâmica de plântulas em Mata Atlântica secundária abordou vários hábitos de vida (arbóreo, arbustivo, herbáceo, lianas etc.) e por isso registrou valores elevados (137 morfo-espécies de 53 famílias), sendo que as mais abundantes foram as ervas e as epífitas, enquanto as mais ricas foram as árvores, arbustos e lianas.

Diversos podem ser os motivos pelo qual este estudo encontrou relativamente poucas espécies, sobretudo para aquelas arbustivo-arbóreas.

Dentre os motivos plausíveis, podemos citar as particularidades ambientais da área de estudo em questão, que apresenta um histórico de perturbação relativamente antigo e possivelmente uma vegetação bastante alterada. A construção da pista do aeroporto de Registro foi realizada em meados da década de 60, com profundas alterações no regime hídrico local – fato comprovado em campo pela freqüente ocorrência de áreas alagáveis intercaladas por áreas superficialmente menos úmidas. A condição de solo encharcado é um fator de restrição para muitas espécies (CRAWFORD, 1992; IVANAUSKAS et al., 1997), que não toleram tais condições. Esta observação é corroborada pelo fato de muitas espécies coletadas neste estudo serem descritas como seletivas higrófitas, o que significa que ocorrem apenas ou preferencialmente em áreas de maior umidade (KLEIN, 1978). Como exemplos podemos citar *Calophyllum brasiliense*, *Guapira opposita*, *Jacaranda puberula*, *Styrax ambiguus* entre outros. Embora algumas espécies xerófitas tenham sido registradas (*Geonoma schottiana*, *Pera glabrata* e *Tapirira guianensis*), o predomínio foi das espécies de áreas úmidas, reflexo da condição que prevalece na área de estudo (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004a; CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004b).

Áreas encharcadas possuem reconhecidamente um menor número de espécies do que áreas secas (IVANAUSKAS et al., 1997; MARQUES; JOLY, 2000; SZTUTMAN; RODRIGUES, 2002), o que pode explicar ainda como essas condições edáficas específicas

podem influenciar a densidade de indivíduos jovens encontrados na área (42.120 indivíduos.ha⁻¹), que foi muito menor do que o encontrado por Viani (2005) em uma Floresta Estacional Semidecidual (243.600 indivíduos.ha⁻¹). Nave (2005) encontrou densidades mais semelhantes aos desse estudo, registrando 38.700 indivíduos.ha⁻¹ (em Julho) e 37.900 indivíduos.ha⁻¹ (em Dezembro).

Em condições ambientais extremas, a tendência é que algumas espécies melhor adaptadas a tais condições ocorram como dominantes (CRAWFORD, 1992; MARQUES; JOLY, 2000), e neste caso foi evidente a elevada abundância de *Calophyllum brasiliense* (Guanandi), que foi a espécie mais coletada durante o trabalho de transplante, somando 307 indivíduos (14,6% do total). Outras espécies que merecem destaque são *Piptocarpha notata* (164 indivíduos – 7,8%), *Guapira opposita* (106 indivíduos – 5%) e algumas representantes da família Lauraceae, como *Ocotea* sp.1 (127 indivíduos – 6%) e *Nectandra oppositifolia* (89 indivíduos – 4,2%).

A quantidade de indivíduos coletados por espécie foi muito irregular, com a maioria das espécies representadas por poucos indivíduos. Esse padrão de abundância foi também encontrado por Viani (2005) e Nave (2005) e está relacionado à elevada raridade de espécies das comunidades vegetais em florestas tropicais (HUBBELL; FOSTER, 1986; SCHWARTZ et al., 2000; KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001; MAGURRAN; HENDERSON, 2003; LYONS et al., 2005).

Scudeller et al. (2001) estudaram a distribuição e a abundância de espécies arbóreas em Floresta Ombrófila Densa e puderam confirmar a heterogeneidade florística estrutural desta formação florestal, distribuída ao longo de um complexo gradiente influenciado principalmente por variáveis ambientais como temperatura, precipitação e altitude. A ocorrência de espécies raras foi mais uma vez confirmada como característica dessas florestas tropicais, com registros de apenas duas espécies classificadas como altamente frequentes (0,26%), enquanto as demais ocorreram em níveis de frequência intermediária ou baixa (22,83% e 76,91% respectivamente). Além do predomínio de espécies raras, aquelas de distribuição mais restrita também prevaleceram, reforçando a importância que estas devem representar no planejamento e elaboração de projetos de restauração ecológica, sem desprezar espécies de ampla distribuição, que podem desempenhar o papel de matriz inicial de recuperação para áreas degradadas em regiões distintas (IVANAUSKAS et al., 2007).

Quando as espécies foram classificadas em grupos sucessionais, foi possível perceber que houve predomínio de espécies clímax (CI), que podem ser caracterizadas por se desenvolver em ambientes sombreados e apresentar crescimento lento. A maior abundância dessas espécies deve ser consequência do local de coleta, limitada ao sub-bosque de florestas em estágio médio e avançada de regeneração. Em casos onde o interesse é maior por espécies pioneiras, a coleta de plântulas e plantas jovens pode ser favorecida em áreas de clareira, onde essas espécies ocorrem em elevadas densidades e riqueza, com representantes dos variados hábitos de vida (LIMA, 2005).

Prevalendo no sub-bosque, as espécies secundárias iniciais e clímax possuem uma estratégia de regeneração baseada em um banco de plântulas, uma vez que suas sementes não possuem dormência e não exigem luz para germinar (WHITMORE, 1996). De forma contrária, as espécies pioneiras regeneram através de um banco de sementes abundante, persistente ou contínuo, em que as sementes germinam assim que as condições de luz se tornem favoráveis, como por exemplo com a abertura de uma clareira. Essa estratégia é comprovada por dados coletados em experimentos que utilizam banco de sementes, na qual as espécies pioneiras prevalecem por predominarem no banco de sementes persistente no solo (MANTOVANI, 1994; JAKOVAC, 2007). Dessa forma, era natural esperar que espécies secundárias seriam predominantes durante a coleta de plântulas e plantas jovens em áreas florestais em estágios mais avançados de regeneração.

A classificação sucessional utilizada neste trabalho foi adotada em função da ampla utilização que esta possui em trabalhos e até mesmo na legislação que regulamenta os plantios de restauração.

No entanto, uma categorização diferente pode ser utilizada para caracterizar as espécies arbustivo-arbóreas segundo a estrutura e função que podem exercer em plantios de restauração, contribuindo para sua previsão e planejamento. Sendo assim, as espécies pioneiras e secundárias iniciais podem ser agrupadas num único grupo (pioneiras *sensu lato*), que devem responder positivamente à luz, com boas taxas de crescimento e recobrimento, desempenhando a função de preenchimento dos plantios. Espécies de preenchimento, segundo classificação em grupos de plantio proposta por autores como Nave (2005) e Viani (2005), são aquelas espécies que através do rápido crescimento e recobrimento da área proporcionam um ambiente mais favorável às espécies menos tolerantes à luz (NAVE; RODRIGUES, 2006).

As espécies arbustivo-arbóreas clímax (ou secundárias tardias) são reagrupadas segundo o seu hábito de vida (árvores, arvoretas, arbustos), resultando em dois grupos com estruturas distintas: climácicas de dossel (porte arbóreo) e climácicas de sub-bosque (arbustos e arvoretas). Estas espécies possuem crescimento lento e garantem a inclusão da diversidade nos plantios. É importante ressaltar que o conhecimento do estrato que essas espécies vão ocupar em uma floresta fornece subsídios para o planejamento do plantio, assegurando que todos os elementos desejáveis em um plantio artificial estejam representados na nova comunidade a ser constituída. A Figura 2.12 apresenta os valores referentes à categorização aqui proposta, deixando claro a representatividade das espécies de sub-bosque entre os indivíduos transplantados para o viveiro.

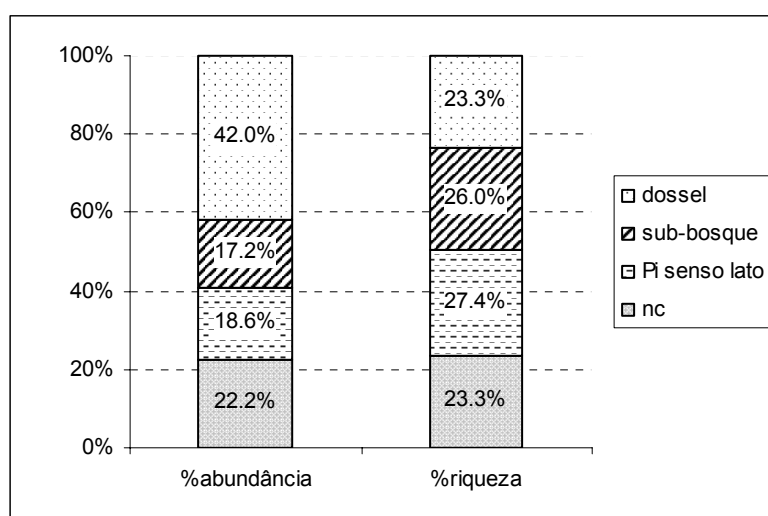


Figura 2.12 - Percentual do número de indivíduos (abundância) e número de espécies (riqueza) arbustivo-arbóreas, segundo uma classificação alternativa e de aplicabilidade aos plantios de restauração. Pi sensu lato=pioneiras sensu lato, que agrupa as espécies pioneiras e secundárias iniciais, nc=não classificadas

Em relação aos hábitos de vida, o predomínio das espécies arbustivo-arbóreas (63.1% dos indivíduos, 74.5% das espécies) se deve ao critério de inclusão, que a princípio buscava apenas a coleta de espécies de árvores e arbustos, mas a dificuldade na distinção desses grupos resultou na coleta de algumas lianas e herbáceas, que afinal foram consideradas no estudo. Para trabalhos que não exigem foco exclusivo nas arbustivo-arbóreas, recomenda-se a coleta de todas as formas de vida sem distinção; a riqueza de espécies resultante deve contribuir principalmente para projetos de enriquecimento, adicionando componentes ainda pouco explorados em trabalhos de restauração ecológica. Para trabalhos que visam um plantio convencional, apenas com espécies

arbóreas, o ideal seria uma triagem das espécies após o transplante, evitando assim o viés de seleção, principalmente o decorrente de uma seleção equivocada.

As proporções de indivíduos e espécies das diferentes síndromes de dispersão foram condizentes com o esperado, uma vez que o predomínio de espécies zoocóricas já é bem documentado para diversas formações vegetais, com dados consistentes também para as variadas fisionomias do domínio Atlântico, (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1992; MANTOVANI, 1993; CAMPASSI, 2002). Dentre as famílias mais numerosas coletadas (mais do que 20 indivíduos), algumas apresentam frequência de zoocoria maior do que 75%, destacando Clusiaceae, Lauraceae, Meliaceae, Melastomataceae, Myrsinaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Sapindaceae (CAMPASSI, 2002). A utilização das espécies destas famílias em plantios de restauração garante a oferta de recursos alimentares para a fauna dispersora, especialmente as aves, que representam o principal agente dispersor de espécies zoocóricas da Mata Atlântica (CAMPASSI, 2002). A atração desses dispersores é vantajosa porque algumas aves conseguem percorrer distâncias razoáveis mesmo em matrizes desfavoráveis, garantindo a oportunidade de troca de sementes entre fragmentos e áreas em processo de restauração.

A avaliação dos resultados sob uma perspectiva prática exige que a composição de espécies transplantadas e sobreviventes seja comparada com a disponibilidade das espécies em viveiro, fonte convencional de obtenção de mudas. Além disso, os resultados também devem ser avaliados frente às exigências da legislação ambiental que regulamenta a restauração de áreas degradadas, sobretudo daquelas de Preservação Permanente, onde os critérios são mais rigorosos.

Podemos afirmar que a obtenção de espécies nativas não produzidas por viveiros representa uma das principais vantagens associadas à técnica de transferência de mudas e foi também comprovada por Viani (2005), que encontrou 46 espécies não disponíveis em nenhum dos viveiros avaliados por (BARBOSA; MARTINS, 2003). Além destas, 26 espécies foram encontradas em até 17% dos viveiros, 12 espécies entre 18 e 50% e apenas oito espécies constam em mais do que 50%. De forma semelhante, este estudo encontrou 33 espécies que não constam nos viveiros, enquanto todas as demais espécies (65) não estão disponíveis em mais do que 50% dos viveiros. Estes resultados comprovam que a produção de mudas via sementes de espécies nativas é restrita e insuficiente, além de sua disponibilidade não ser constante ao longo do ano, dificultando ainda mais o atendimento às normas de restauração exigidas por lei.

Se um projeto de restauração ecológica de uma Área de Preservação Permanente (APP) fosse utilizar as espécies coletadas neste experimento, deveriam atender aos critérios estabelecidos pela resolução SMA 08/07, que define:

“Artigo 6º - Em áreas de ocorrência das formações de floresta ombrófila, de floresta estacional semidecidual e de savana florestada (cerradão), a recuperação florestal deverá atingir, no período previsto em projeto, o mínimo de 80 (oitenta) espécies florestais nativas de ocorrência regional, conforme o art. 8º e/ou identificadas em levantamentos florísticos regionais.

§ 1º – Em relação ao número de espécies a ser utilizado nas situações de plantio:

- a) devem ser utilizadas, no mínimo, 20% de espécies zoocóricas nativas da vegetação regional;
- b) devem ser utilizadas, no mínimo, 5% de espécies nativas da vegetação regional, enquadradas em alguma das categorias de ameaça (vulnerável, em perigo, criticamente em perigo ou presumivelmente extinta);
- c) nos plantios em área total, as espécies escolhidas deverão contemplar os dois grupos ecológicos: pioneiras (pioneiras e secundárias iniciais) e não pioneiras (secundárias tardias e climácicas), considerando-se o limite mínimo de 40% para qualquer dos grupos, exceto para a savana florestada (cerradão).

§ 2º – Em relação ao número de indivíduos a ser utilizado nas situações de plantio:

- a) nenhum dos grupos ecológicos (pioneiros e não pioneiros) pode exceder 50 % do total dos indivíduos do plantio;
- b) nenhuma espécie pioneira pode ultrapassar o limite máximo de 20% de indivíduos do total do plantio;
- c) nenhuma espécie não pioneira pode ultrapassar o limite máximo de 10% de indivíduos do total do plantio;
- d) dez por cento (10%) das espécies implantadas, no máximo, podem ter menos de doze indivíduos por projeto.”

A primeira exigência, que estabelece a utilização de no mínimo 80 espécies, seria parcialmente cumprida, uma vez que foram coletadas apenas 73 espécies “florestais”, ou seja, espécies arbustivo-arbóreas. Apesar disso, as exigências referentes à síndrome de dispersão (mínimo de 20% de espécies zoocóricas) seriam atendidas, bem como a utilização de pelo menos 40% de espécies de cada grupo (pioneiras e não pioneiras). A porcentagem de indivíduos de cada grupo sucessional não seria atendida porque houve maior abundância de espécies não pioneiras (63.7%) em relação às pioneiras (36.3%). Nesta situação seria necessário um enriquecimento “às avessas”, buscando a complementação do plantio com espécies pioneiras de ampla distribuição espacial.

A utilização de pelo menos 5% de espécies sob algum tipo de ameaça de extinção não seria alcançada com as três espécies coletadas por este estudo, sendo necessário a inclusão de pelo menos mais uma espécie nestas condições.

Em relação às proporções de indivíduos, 72,6% das espécies sobreviventes não atenderiam ao critério de ter pelo menos 12 indivíduos, restringindo a utilização dessas espécies no enriquecimento de áreas em processo de restauração. No entanto, vale lembrar que o esforço de coleta despendido nesse estudo foi de menos de dois dias, o que significa que potencialmente o número de espécies e indivíduos transplantados pode atingir aos critérios estabelecidos pela

legislação se o esforço de coleta for maior. Se a coleta de material fosse direcionada apenas aos frutos e sementes, por exemplo, o tempo despendido para se atingir o mesmo resultado aqui obtido seria certamente maior, com a vantagem ainda de que a coleta de plântulas e plantas jovens elimina etapas dispendiosas como o beneficiamento e a germinação dessas sementes.

Esses resultados deixam claro que o transplante de plântulas e plantas jovens da regeneração natural visando a restauração de áreas degradadas deve estar pautada em objetivos bem definidos, sendo preferível a utilização desta técnica como forma complementar às técnicas convencionais, uma vez que a variável quantidade e composição de espécies muitas vezes não atende às exigências legais vigentes. Essa baixa previsibilidade da abundância e composição florística exige um planejamento que aborde uma gama variada de opções para as quais as mudas serão utilizadas (plantio, enriquecimento etc), garantindo o máximo aproveitamento das espécies transplantadas.

Reforçando todas as considerações discutidas até aqui se conclui que a tomada de decisões sobre o transplante enquanto técnica de restauração depende das possibilidades impostas pela situação inicial, seja esta situação a demanda por algum projeto de restauração, seja a previsão de corte de uma área florestal (Figura 2.13).

Na primeira situação (i.e. projeto de restauração imediato), um projeto pode exigir algumas espécies que sirvam melhor ao seu objetivo, como por exemplo espécies de rápido crescimento (preenchimento), espécies de valor econômico ou então indivíduos de muitas espécies variadas (enriquecimento). A segunda situação parte da previsão de corte de alguma área florestal sem que haja um projeto prévio de restauração, sendo que as possibilidades decorrentes são diretamente influenciadas pela variedade de espécies disponíveis na área a ser desmatada.

Na Figura 2.13 estão listadas as possíveis situações e fatores que influenciam a decisão a respeito do transplante, com destaque para o papel dos levantamentos florísticos, que de fato definem o que poderá ser coletado e posteriormente utilizado.

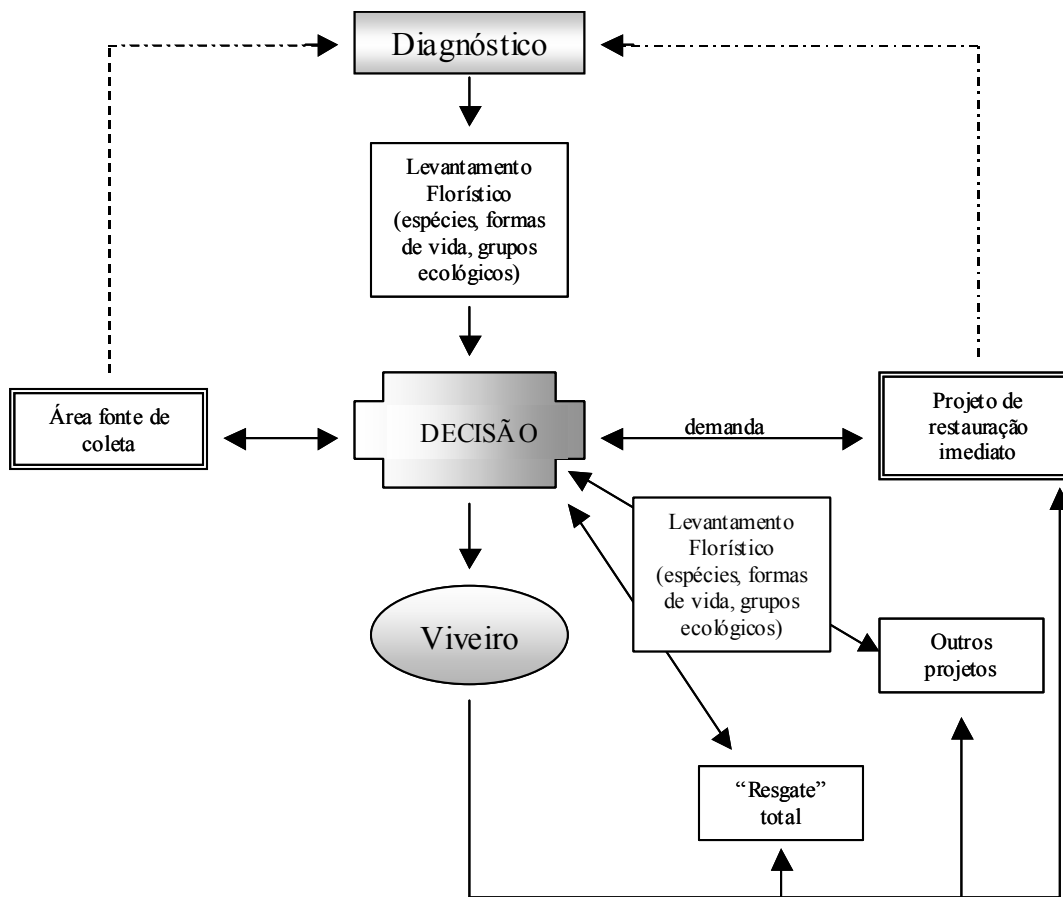


Figura 2.13 – Fluxograma com os principais fatores que influenciam a decisão a respeito da utilização do transplante como técnica de restauração

2.2.4.2 Sobrevivência e mortalidade

A taxa geral de sobrevivência (59.9%) foi cerca de 10% menor do que a encontrada por Viani (2005) (69%) e Nave (2005) (70,9%), embora considerada satisfatória neste trabalho.

Existe grande dificuldade em se relacionar mortalidade a um fator específico, uma vez que muitas variáveis podem afetar a taxa de sobrevivência dos indivíduos coletados e que o isolamento desses fatores muitas vezes não é possível. O que se pode fazer é especular a respeito, avaliando a sobrevivência sob diferentes aspectos (espécies, grupos sucessionais, classes de altura, tempo, etc) em busca de evidências que dêem indício sobre algum padrão.

As avaliações dos resultados de sobrevivência e crescimento para os diferentes períodos de avaliação podem nos fornecer algumas informações interessantes a respeito do tempo de

resposta dos indivíduos coletados, indicando quais períodos são mais críticos e merecem mais cuidados.

De maneira geral, o período de maior mortalidade (22,9%) foi registrado em T₂ (segunda medição), cerca de 3 meses após o transplante, embora logo na primeira medição (T₁) 12,2% dos indivíduos já estivessem mortos. O que foi possível notar é que muitos indivíduos perderam suas folhas logo após o transplante, sendo que dentre estes, boa parte acabou morrendo sem identificação alguma (observação pessoal, não quantificada). Isso indica que provavelmente parte desses indivíduos e espécies simplesmente não suporta o processo de transplante com a raiz nua, sendo necessário investir em mão de obra treinada para avaliar se cuidados específicos durante a retirada influenciam positivamente na porcentagem final de sobrevivência.

Outro aspecto que deve refletir nas taxas de sobrevivência e na diversidade de espécies coletadas é a estação do ano em que este procedimento é realizado. Nave (2005) encontrou diferença acentuada entre as porcentagens de sobrevivência para os indivíduos coletados nas diferentes épocas do ano, associando os resultados à taxa de metabolismo das espécies nos dois períodos estudados, já que a região na qual foi realizado o estudo possui verões amenos e invernos rigorosos, com possibilidade de geadas.

O município de Registro - SP está incluído em uma região onde a variação climática não é tão grande e o déficit hídrico não ocorre (CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004a; CEMA - CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA., 2004b); ainda assim, embora não avaliado por este estudo, a influência da sazonalidade na sobrevivência e composição das espécies transplantadas pode ser esperada se considerarmos que o recrutamento de plântulas depende, em última análise, da fenologia das espécies associadas a fatores bióticos e abióticos de seleção (BAIDER, 1994) e que portanto os indivíduos podem ser coletados em quantidades variáveis para os diferentes estágios do seu ciclo de vida (LIEBERMAN, 1996) em diferentes épocas do ano.

O número de indivíduos coletados das diferentes classes de altura não obedeceu à estrutura esperada, onde plântulas de menor tamanho são muito mais abundantes do que indivíduos dos estágios ontogenéticos subsequentes, uma vez que a curva de sobrevivência em Florestas Tropicais é do tipo III (J invertido), caracterizada por um grande número de indivíduos e altas taxas de mortalidade nas fases iniciais da vida, com decréscimo à medida que a idade aumenta (FENNER, 1987).

Indivíduos pertencentes à menor classe de altura utilizada neste estudo (classe I : $5 \leq H < 10$ cm) foram coletados em menor número do que das classe II ($10 \leq H < 20$ cm) e III ($20 \leq H < 30$ cm) provavelmente devido ao critério de inclusão, que inicialmente previa apenas indivíduos com 10 a 30cm. A primeira medição de altura (H_0) foi realizada após a repicagem para os saquinhos e conseqüentemente uma variação foi inserida, pois não foi possível manter o ponto de inserção no solo como originalmente no ambiente natural. Sendo assim, indivíduos com pelo menos 5cm de altura foram considerados por esse estudo, assumindo a variação de altura decorrente do transplante. Dessa forma, podemos afirmar que a quantidade de indivíduos coletados para a menor classe de altura pode não representar a abundância das mesmas no ambiente natural, onde se espera que ocorra em maior número.

Em relação às taxas de sobrevivência, o padrão encontrado indica que as classes de menor altura sobreviveram melhor, com diminuição gradual das taxas de sobrevivência conforme o aumento das classes de altura. Essa informação corrobora os resultados encontrados por Nave (2005), que também observou melhor sobrevivência entre as classes de menor altura.

As diferenças nas taxas de sobrevivência podem estar relacionadas à capacidade de produção de raízes secundárias (raízes finas), responsáveis pela maior parte da absorção de água e nutrientes (GONÇALVES; MELLO, 2000). Em indivíduos de menor tamanho (em geral mais jovens) essa capacidade deve ser maior porque estes se encontram em fase de estabelecimento, enquanto indivíduos de maior tamanho (em geral mais velhos), já devam apresentar sistema radicular bem estabelecido, com pouco potencial de regeneração frente a impactos físicos/mecânicos, como é o caso do transplante. A partir disso é possível prever que a utilização de reguladores de crescimento (hormônios) antes da repicagem pode favorecer a formação de novas raízes e conseqüentemente aumentar a sobrevivência final dos indivíduos transplantados, sendo que estudos nesse sentido devem ser promovidos para verificar tal suposição.

As taxas de sobrevivência dependem também das características específicas de cada espécie, resultantes da complexa interação entre seus atributos morfológicos e fisiológicos (FENNER, 1987), sendo que algumas podem ser mais ou menos sensíveis ao transplante e ao restabelecimento subsequente, como foi demonstrado por Nemer et al.(2002).

Embora quase 40% das espécies coletadas tenham apresentado sobrevivência de 100%, devemos considerar que destas, apenas uma espécie (*Guapira opposita*) foi representada por mais do que 20 indivíduos. Da mesma forma, as espécies que apresentaram as maiores taxas de

mortalidade também foram representadas em sua maioria por espécies pouco abundantes destacando aqui apenas aquelas com mais do que vinte indivíduos e porcentagem de mortalidade maior que 50%, como foi o caso de *Gomidesia fenzliana* (45; 55,6% respectivamente), *Calophyllum brasiliense* (307; 63,5% respectivamente) e das espécies indeterminadas (402; 89,3% respectivamente).

A elevadíssima mortalidade entre as espécies indeterminadas se deu exatamente porque essas morreram antes de ser identificadas, contribuindo significativamente para a porcentagem de mortalidade total. De maneira geral, espécies com altas taxas de mortalidade podem depender de um grande número de plântulas e jovens para garantir a sua persistência na área (GARWOOD, 1995), que pode ser o caso de *G. fenzliana* e *C. brasiliense*.

Outras demandas das espécies podem ser essenciais no sucesso de restabelecimento e sobrevivência após o transplante, entre elas as exigências nutricionais, de luz e de água.

A abundância de espécies higrófilas pode ter contribuído para a taxa de mortalidade ser maior do que em outros trabalhos, podendo citar o exemplo *C. brasiliense* como uma das principais espécies seletivas higrófilas deste estudo; a condição de umidade necessária pode não ter sido garantida com os tratos culturais aplicados, o que implica em investigações mais aprofundadas e específicas para cada espécie.

As exigências nutricionais e resposta à fertilização de espécies nativas são ainda esparsas e pouco difundidas (GONÇALVES et al., 2000; SORREANO, 2006) , mas o conhecimento proveniente da produção em escala comercial de espécies de interesse florestal deixam claro o papel que o balanceamento nutricional pode desempenhar no crescimento das espécies beneficiadas, reconhecidamente no caso de *Pinus* sp e *Eucalyptus* sp Embora não avaliado por este estudo, a aplicação de adubações periódicas deve promover condições mais favoráveis para as espécies transplantadas sobreviverem e são recomendadas para trabalhos futuros; a utilização de substratos preparados pode não ser suficiente para suprir a demanda nutricional exigida após o transplante, uma vez que a função principal desses substratos é servir como meio para a planta se fixar.

As porcentagens de sobrevivência para os diferentes grupos sucessionais foram significativamente maiores para as pioneiras e secundárias iniciais, sendo esses resultados condizentes com os encontrados por Viani et al. (2007), que também registraram maior sobrevivência para espécies pioneiras *sensu lato*. A porcentagem média de sobrevivência

registrada por esses autores é cerca de 83%, enquanto neste estudo esse valor chega a 84%. Esse resultado confirma a expectativa esperada, pois esses grupos são típicos de áreas mais abertas com elevados índices de radiação solar, menos umidade do ar e temperaturas mais elevadas (BUDOWSKY, 1965; GOURLET-FLEURY et al., 2005). As condições de viveiro, ainda que com tratamento de sombreamento, são diferentes das condições do sub-bosque e se aproximam mais às condições para as quais as pioneiras e secundárias iniciais estão adaptadas, favorecendo sua sobrevivência em detrimento das clímax.

Por fim, a infra-estrutura sob a qual os indivíduos foram acondicionados pode ter influenciado as taxas de sobrevivência e mortalidade, uma vez que as mudas ficaram encanteiradas diretamente no chão. Aquelas sob tratamento de sombreamento ficaram sob a copa de árvores (*Euterpe edulis* Mart. e *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze), que competiram por água através de suas raízes, que invadiram os saquinhos e estão ilustrados na Figura 2.14.

Essa situação só foi percebida após a última medição, quando então os indivíduos mortos começaram a ser removidos e descartados. A “invasão” por raízes das árvores sombreadoras se concentraram em alguns trechos do canteiro, onde foi possível perceber altos índices de mortalidade (observação pessoal, não quantificada); por esses motivos, pode-se inferir que a competição por recursos (especialmente água) deve ter enfraquecido e impossibilitado o restabelecimento das mudas transplantadas, enfatizando que o investimento em infra-estrutura adequada pode refletir positivamente na sobrevivência geral.



Figura 2.14 – Fotos demonstrando a invasão dos saquinho das mudas pelas raízes de *E.edulis* (à esquerda) e de *M. bimucronata* (à direita)

2.2.4.3 Emissão de folhas novas e crescimento

A emissão de folhas novas e o crescimento em altura revelaram alguns padrões que demonstram que estas duas variáveis devem estar fortemente relacionadas, uma vez que a maior emissão de folhas novas muitas vezes coincidiu com maior crescimento em altura.

O período de avaliação em que houve maior emissão de folhas novas foi registrado em T₂ (segunda medição), cerca de três meses após o transplante. As maiores taxas de crescimento foram registradas na última medição (T₃), indicando que estes valores podem ser conseqüentes da emissão de folhas novas do período anterior.

Muitas das famílias e espécies que se destacam por elevada emissão de folhas novas também foram destaque no crescimento em altura, como foi o caso de *Piptocarpha notata* (Asteraceae), *Guapira opposita* (Nyctaginaceae), *Heteropterys nitida* (Malpighiaceae) e *Myrsine spp.* (Myrsinaceae).

Quando consideradas as diferentes classes de altura, de maneira geral os indivíduos das menores classes foram os que mais cresceram e os que mais prontamente emitiram folhas novas (logo nas primeiras medições), indicando que suportam melhor o processo do transplante. Essas informações corroboram com a maior taxa de sobrevivência discutida no tópico anterior e sustenta a hipótese de que esses indivíduos possuem maior capacidade de restabelecimento pós-transplante, provavelmente devido à fase ontogenética na qual se encontram. Em geral, indivíduos de menores tamanhos possuem área foliar menor do que aqueles de tamanhos maiores, o que implica em menores taxas de evapotranspiração e conseqüentemente em menor demanda de água e menor complexidade da estrutura radicular. Essas condições colocam os indivíduos de maior tamanho em uma situação de maior exigência pós-transplante e, portanto, os tornam mais sensíveis aos procedimentos desta técnica, resultando no menor desempenho dos mesmos (sobrevivência e crescimento).

Apesar do desempenho dos indivíduos de menores tamanhos, pode-se perceber que na última medição os sobreviventes das maiores classes de altura emitiram folhas novas tanto quanto as menores, indicando que estes indivíduos devem possuir restabelecimento mais lento devido ao estado de latência em que permanecem após o transplante (VIANI; RODRIGUES, 2007).

Quando considerados os diferentes grupos sucessionais, as pioneiras e secundárias iniciais (pioneiras *sensu lato*) apresentaram maiores taxas de crescimento, acompanhadas também de

maior emissão de folhas novas. Esse desempenho pode estar relacionado a um conjunto de características fisiológicas e estruturais que permitem que essas espécies tenham maior capacidade de aclimação (STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996) e maiores taxas de crescimento (KOBÉ et al., 1995; WALTERS; REICH, 1996), e serão tratadas com maior profundidade no capítulo 2.

É importante lembrar que avaliações a respeito do desenvolvimento das mudas usualmente incluem outras medidas como, por exemplo, o diâmetro do caule, relação área foliar/caule, biomassa radicular, etc. Além destas, outras características qualitativas que definem mudas saudáveis e de qualidade também são avaliadas (GONÇALVES et al., 2000; YAMAZOE; VILAS BÔAS, 2003; CRESTANA, 2004), embora estas sejam aplicadas às mudas produzidas em viveiros a partir de sementes, sobretudo aquelas de interesse comercial.

As mudas de espécies nativas obtidas diretamente da regeneração natural dificilmente atenderão aos critérios convencionais de qualidade, uma vez que se desenvolvem sob condições reais de disponibilidade de recursos (água, luz, nutrientes) e pressão seletiva (competição, herbivoria etc.); no entanto, os produtos desses efeitos devem ser considerados sob os seus aspectos positivos, que incluem a obtenção de mudas naturalmente selecionadas e aptas às condições locais (MOTTTL et al., 2006).

2.2.4.4 Custos

Um aspecto a ser discutido em relação à estimativa de custos e rendimento da técnica de transplante de mudas da regeneração natural é o planejamento da coleta de tais informações. É preciso definir de antemão quais dados serão coletados e para que fins, caso contrário as informações se tornam pouco precisas e relevantes.

No caso deste estudo, uma dificuldade que refletiu a falta de melhor planejamento foi, por exemplo, a distinção entre horas-homem utilizadas para coletar as mudas e para montar as parcelas. O tempo gasto com essas atividades foi contabilizado de forma contínua, impossibilitando um cálculo mais preciso do rendimento de coleta por pessoa.

Em comparação a trabalhos semelhantes, o rendimento de coleta neste estudo ($0,61 \text{ indivíduos.homem}^{-1}.\text{minuto}^{-1}$) foi menor do que o registrado por Bechara (2006), que estudou o

rendimento de coleta em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (1 indivíduo.homem⁻¹.minuto⁻¹) e cerrado (0,67 indivíduo.homem⁻¹.minuto⁻¹).

A Companhia Cimento Ribeirão Grande (CCRG - Ribeirão Grande-SP), em função das suas atividades de mineração, realizou coletas de plântulas e plantas jovens em áreas florestais a serem suprimidas, visando a produção de mudas com elevada diversidade (Paulo Gobbo⁴ – comunicação pessoal). O rendimento de coleta foi elevado (2,5 indivíduos.homem⁻¹.minuto⁻¹), e pode ser reflexo do sistema de trabalho estabelecido com a empresa prestadora dos serviços, no qual se priorizou o rendimento em troca de remuneração imediata, estimulando os trabalhadores a finalizar o serviço o mais rápido possível. Esse rendimento, no entanto, não foi avaliado quanto à sobrevivência das mudas, que podem ter sofrido danos maiores e conseqüentemente apresentado menor sobrevivência.

Dessa forma, pode-se concluir que as influências de fatores variados resultam em diferentes rendimentos de coleta, indicando que fatores como o investimento no treinamento da mão-de-obra, condições de acesso às áreas de onde serão retirados os transplantes e outros devem interferir diretamente sobre as porcentagens finais de sobrevivência, ressaltando a necessidade de futuros estudos para avaliar esses aspectos.

O rendimento de coleta pode variar ainda em função dos propósitos do transplante; o caráter experimental deste trabalho e o do realizado por Bechara (2006) implicam em menor rendimento porque devem se preocupar com critérios de inclusão de indivíduos e de amostragem, exigindo maior rigor no estabelecimento das parcelas e coleta dos regenerantes.

Em relação ao custo estimado por muda, o valor a ser considerado deve se basear naquele que inclui o custo relativo às mudas que morreram, já que o valor investido nas mesmas deve ser recuperado. Portanto, o custo de produção a ser utilizado na estimativa de preço das mudas é de R\$ 0,95 (cerca de US\$ 0.49), valor sobre o qual adicionamos 100% imaginando que este deve ser o adicional padrão, resultando num preço final de aproximadamente R\$ 1,90 (cerca de US\$ 1.00) por muda. No Estado de São Paulo, o preço médio de mudas de espécies nativas em saquinhos plásticos varia de R\$ 1,00 a R\$ 2,00 (FLORESTAR ESTATÍSTICO, 2005). Embora os valores encontrados por este estudo estejam de acordo com os encontrados no mercado, vale reforçar que algumas etapas não foram aqui contabilizadas e que, portanto, esse valor pode estar subestimado. Ainda assim, baseado nessas informações, podemos prever que o custo de uma muda

⁴ Paulo Gobbo, diretor de meio ambiente da Companhia Cimento Ribeirão Grande, Ribeirão Grande, São Paulo.

transplantada da regeneração natural não deve ser muito superior ao preço médio de uma muda disponível em viveiro.

A previsão proporcionada por este estudo é de que o transplante de mudas exige a utilização de saquinhos de polietileno, uma vez que as raízes das plantas coletadas geralmente estão desenvolvidas a tal ponto que não é possível a repicagem para tubetes, a não ser que se faça um poda de raiz, o que dependendo das proporções não é desejável. Além de volumosas e extensas, muitas vezes as raízes dos indivíduos coletados são tortuosas, dificultando ainda mais a utilização de tubetes nesta técnica. Uma alternativa seria conciliar a utilização de saquinhos e de tubetes, fazendo o transplante dos indivíduos menores para os tubetes (sempre que possível) e dos maiores para os saquinhos.

Muitos autores destacam as vantagens e desvantagens da utilização de saquinhos plásticos *versus* tubetes, sendo que de maneira geral a segunda opção é a mais vantajosa em longo prazo (YAMAZOE; VILAS BÔAS, 2003; CRESTANA, 2004), exigindo menores quantidades de substrato e de espaço, além de facilitar o transporte. Por esses motivos, boa parte da produção atual de mudas nativas é realizada em tubetes, que apesar da maior demanda de investimento inicial, proporcionam mudas com preços mais competitivos, oscilando entre R\$ 0,35 e R\$ 0,65 (FLORESTAR ESTATÍSTICO, 2005).

Frente a essa realidade, o transplante de mudas da regeneração natural pode não ser a opção economicamente mais viável, mas ainda deve ser considerada devido às vantagens ecológicas que pode oferecer, com destaque para a diversidade de espécies e formas de vida que os viveiros convencionais não conseguem produzir. Além disso, a aplicação desta metodologia em escalas maiores pode aperfeiçoar a técnica e conseqüentemente reduzir os custos relativos à sua execução. Oportunidades para que isso aconteça de fato podem ser viabilizadas aproveitando as situações de passivo ambiental a grandes empresas e outros grandes empreendimentos promovidos pelo próprio Estado. Através da obrigatoriedade legal, o desmatamento de áreas florestais deveria ser compensado com medidas que evitem o desperdício de material vegetal de relevante valor ecológico, como é o caso da técnica de transplante.

Como mencionado anteriormente, algumas etapas do transplante de plântulas e plantas jovens podem ser refinadas e contribuir para sua maior eficiência. Uma das etapas que merece atenção é o procedimento de coleta, que deve ser cuidadoso e pode apresentar resultados melhores se houver treinamento da mão-de-obra. A qualidade das instalações do viveiro em que

as mudas serão acondicionadas também deve influenciar de forma positiva a sobrevivência das mudas. Da mesma forma, os tratos culturais convencionais, incluindo adubação periódica, podem favorecer a taxa geral de sobrevivência.

Alguns “custos-chave” devem ser responsáveis por boa parte do orçamento referente ao transplante de mudas, podendo listar a mão-de-obra, o substrato, o transporte e a infra-estrutura do viveiro. Em diferentes situações, as despesas relacionadas a esses itens podem definir a viabilidade dessa técnica, e por isso devem ser planejadas de forma a otimizar os recursos já disponíveis. Em um exemplo simples, a montagem do viveiro ou local de acondicionamento das mudas deve ficar o mais próximo possível do local de onde foram retiradas ou para onde serão futuramente transferidas, evitando ao máximo o deslocamento das mudas e os custos relativos ao transporte das mesmas. O investimento em substrato e infra-estrutura (viveiro) dependerá das intenções e condições do executor, ficando a critério do mesmo o grau de investimento a ser aplicado nesses itens. O custo de mão-de-obra é muito relativo e depende da região em que se insere o projeto; para o local desse estudo (Registro-SP) o valor mínimo cobrado pelos trabalhadores foi de R\$ 20,00 a diária, valor menor do que o esperado para outras regiões do Estado.

Quando comparado a outras técnicas de restauração, especialmente aos plantios de mudas convencionais, podemos garantir que a variação dos custos será referente apenas ao preço da muda, sendo que todos os demais procedimentos serão idênticos ou muito próximo aos convencionais. Ainda assim, eventuais questionamentos em relação ao custo-benefício dessa técnica podem ser argumentados assumindo a perspectiva de que o valor da biodiversidade é difícil de ser estimado e que por isso deve prevalecer a “abordagem da precaução”, favorecendo a conservação da diversidade de espécies ainda que o seu papel na manutenção dos ecossistemas não esteja esclarecido (LYONS et al., 2005).

Devido a pouca preocupação conservacionista de muitos executores de projetos de restauração, as vantagens potenciais associadas à técnica de transplante de mudas podem parecer irrelevantes e desnecessárias, especialmente para pequenos proprietários. Sendo assim, a aplicabilidade da dessa técnica deve ser uma opção mais provável para empreendedores que contam com orçamento específico para as questões ambientais e que praticam ações de restauração como forma de compensar os prejuízos que suas atividades exercem ao meio ambiente, especialmente em casos de desmatamento de florestas nativas.

2.3 Considerações Finais

Importantes afirmações e considerações podem ser feitas a partir da avaliação proposta por este capítulo, que tratou a respeito do transplante de indivíduos da regeneração natural como técnica de restauração ecológica de áreas degradadas.

É muito importante ressaltar a natureza deste trabalho, que buscou avaliar a técnica de transplante particularmente sob a ótica conservacionista, e não a silvicultural, embora aspectos técnicos e econômicos relevantes tenham sido considerados.

Dessa forma, frente aos objetivos propostos e aos critérios de avaliação, podemos afirmar que o transplante de espécies nativas do sub-bosque de florestas naturais é uma técnica promissora: a elevada riqueza de espécies, dos diferentes grupos sucessionais, com diferentes síndromes de dispersão e em sua maioria pouco ou indisponíveis em viveiros confirmam esse potencial, e representam seus principais aspectos positivos.

Por outro lado, a imprevisibilidade da composição florística e da abundância das espécies transplantadas dificulta em parte as possibilidades de sua aplicação prática em projetos de restauração, que por sua vez estão submetidos à legislação ambiental e devem cumprir normas e diretrizes específicas referentes a esses aspectos. Um planejamento bem elaborado deve prever e incluir essas adversidades, utilizando o material coletado da melhor forma possível, aproveitando seu potencial de forma completa (ANEXO K).

O primeiro passo para o melhor aproveitamento do material coletado é a definição da finalidade do transplante, que pode servir como base de produção de mudas para plantios de restauração ou enriquecimento. As possibilidades de utilização do material coletado dependem também das áreas de onde serão retirados; florestas em estágios mais avançados de regeneração devem fornecer espécies não pioneiras em maiores quantidades, já que estas prevalecem no sub-bosque. A obtenção de espécies secundárias implica na utilização desse material como forma de enriquecimento a plantios preexistentes ou então exige a complementação com espécies pioneiras. De forma contrária, em áreas de estágios iniciais de regeneração ou muito perturbadas o predomínio deve ser das espécies pioneiras, que por sua vez necessitam da complementação de espécies secundárias.

Considerando as dificuldades na identificação das espécies, o critério de inclusão deveria abranger todas as formas de vida, evitando o viés de seleção durante a coleta dos indivíduos; é preferível que a seleção das espécies seja feita a *posteriori*, evitando que espécies raras ou em risco de extinção sejam equivocadamente eliminadas. Buscando facilitar a correta identificação das plântulas e plantas jovens coletadas, manuais de identificação e guias ilustrados devem ser elaborados conforme trabalhos desse tipo vão sendo realizados, ajudando a compor um banco de dados mais completo para a vegetação de cada região, uma vez que informações a respeito da comunidade de plântulas e plantas jovens, especialmente aqueles ilustrativos, são escassos na literatura.

Os resultados obtidos a partir da avaliação geral da sobrevivência, crescimento e emissão de folhas novas nos permite recomendar a coleta de indivíduos de menor altura (de 5 até 30cm), que apresentaram os melhores desempenhos referentes a esses parâmetros (i.e. sobrevivência mínima de 50%).

Assumindo que em qualquer trabalho de transplante a quantidade de indivíduos de cada espécie deve ser altamente variável e que a maioria deve ser representada por poucos indivíduos, a recomendação é de que esta técnica seja utilizada preferencialmente em projetos de enriquecimento de plantios pré-existentes, que usualmente carecem de outros hábitos de vida que não os arbustivo-arbóreos.

Em regiões onde a matriz não é florestal e/ou pouco permeável, a chegada de espécies nativas herbáceas, lianas, epífitas e até mesmo arbustivo-arbóreas não disponíveis em viveiros pode não ocorrer, comprometendo a sustentabilidade desses ecossistemas artificiais. Plantios de restauração que não garantem a retomada desses processos constituem um investimento perdido, anulando os esforços conservacionistas e trazendo apenas prejuízos aos seus investidores. Dessa forma, a preocupação em incluir espécies de diferentes hábitos de vida, categorias sucessionais e com variadas síndromes de dispersão é essencial à perpetuação desses sistemas e podem representar o sucesso em longo prazo dos plantios de restauração.

Outro aspecto que se revelou promissor através dos resultados desse trabalho foi a avaliação em relação aos custos e a viabilidade técnica do transplante; apesar do experimento aqui executado ter sido realizado com o mínimo de recursos e infra-estrutura, seus resultados foram positivos. Desta forma, podemos inferir que o transplante tende a apresentar resultados ainda melhores caso seja feito maior investimento em qualquer etapa de sua execução, podendo

listar: treinamento de mão-de-obra para a retirada das plântulas plantas jovens; aplicação de reguladores vegetais para favorecer o enraizamento após o transplante, utilização de diferentes substratos, aplicação de adubação de base e/ou cobertura, teste de níveis de sombreamento, investimento em infra-estrutura de viveiro, etc.

Dentro das muitas variáveis que podem ser avaliadas na busca pelo refinamento da técnica de transplante, a investigação a respeito das condições de sombreamento pode fornecer indicações preliminares a respeito da preferência de algumas espécies nativas, e de forma mais geral, as condições sob as quais os indivíduos transplantados suportam melhor o período pós-transplante.

Referências

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

ANUÁRIO ESTATÍSTICO DO BRASIL – 1995, Rio de Janeiro, 1995. v. 55.

APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 4, p. 339-436, 2003.

ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

AUBRÉVILLE, A. Classification des formes biologiques des plantes vasculaires in milieu tropicale. **Ibidem**, Paris, v. 3, n. 2, p. 221-226, 1963.

AUER, C.G.; GRAÇA, M.E.C. Método para produção de mudas de canela sassafrás a partir de mudas de regeneração natural. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Curitiba, n. 30/31, p. 75-77, 1995.

BAIDER, C. **Banco de sementes e plântulas na sucessão de Mata Atlântica**. 1994. 137 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 319-328, 1999.

BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. **Diversificando o reflorestamento no estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 63 p.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 4, p. 28-34, 2003.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras**: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. 2006. 249 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BECHARA, F.C.; CAMPOS FILHO, E.M.; BARRETTO, K.D.; GABRIEL, V.A.; ANTUNES, A.Z.; REIS, A. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 4, p. 9-11, 2007.

BRADSHAW, A.D. The reconstruction of ecosystems: presidential address to the British Ecological Society, December 1982. **The Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 20, n. 1, p. 1-17, 1983.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San Jose, n. 15, p. 40-42, 1965.

BURTON, C.M.; BURTON, P.J.; HEBDA, R.; TURNER, N.J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 379-390, 2006.

CAMPASSI, F. **Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da Mata Atlântica**. 2002. 60 p. Monografia (Trabalho de Graduação em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita”, Rio Claro, 2002.

CARDOSO DA SILVA, J.M.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, n. 2, p. 491-503, 1996.

CARVALHAES, M.A.; CUNHA, G.C.; GUSSON, E.; VIDAL, C.Y.; GANDARA, F.B. A incorporação de bromélias epífitas no processo de restauração de áreas degradadas na Mata Atlântica - um estudo em Registro, SP. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE BOTÂNICA, 58., 2007, São Paulo. **Anais ...** São Paulo: SMA, 2007. p.214

CARVALHO, P.E.R.; STÖHR, G.W.D. Regeneração artificial com essências nativas do Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 9, n. 2, p. 52-56, 1978.

CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo de florestas da reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>. Acesso em: 03 jan. 2008.

CONSULTORIA E ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA. **Estudo de impacto ambiental - aeroporto de Registro, SP**. São Paulo, 2004a. 382 p.

_____. **Relatório de impacto ambiental – aeroporto de Registro, SP**. São Paulo, 2004b. 79 p.

CENTRO DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA **Floresta da Tijuca**. Rio de Janeiro: Secretaria do Estado do Rio de Janeiro, 1966. 152 p.

CHAVES, M.M.F. **Descrição morfológica de sementes, de plântulas e de mudas de dez espécies arbóreas pioneiras, na microrregião de Viçosa, MG**. 1994. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

CLEMENTS, F.E. **Plant succession: an analysis of community functions**. Washington: Carnegie Institution Washington Publications, 1916. 512 p.

COCHRAN, W.G.; COX, G.M. **Experimental designs**. New York: John Wiley, 1957. 611 p.

CORVELLO, W.B.V. **Utilização de mudas da regeneração natural em reflorestamentos com espécies nativas**. 1983. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1983.

CRAWFORD, R.M.M. Oxygen availability as an ecological limit to plant distribution. **Ecological Research**, Tsukuba, v. 23, p. 93-185, 1992.

CRESTANA, M.S.M. **Florestas: sistemas de recuperação com essências nativas, produção de mudas e legislações.** Campinas:CATI, 2004. 213 p.

CTH CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÃO AGROMETEREOLÓGICA. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/>>. Acesso em: 11 fev. 2003.

DALLING, J.W.; TANNER, E.V.J. An experimental study of regeneration on landslides in montane rain forest in Jamaica. **The Journal of Ecology**, Oxford,, v. 83, n. 1, p. 55-64, 1995.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. **Restoration Ecology**, Malden, v. 10, n. 4, p. 703-713, 2002.

DE ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da planície costeira de Picinguaba, Ubatuba - SP.** 1999. 254 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

DE SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1/3, p. 185-200, 2004.

DE STEVEN, D.; SHARITZ, R.R.; SINGER, J.H.; BARTON, C.D. Testing a passive revegetation approach for restoring coastal plain depression wetlands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 452-460, 2006.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira.** São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DENSLOW, J.S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 152, n. 1/3, p. 169-181, 2001.

_____. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 3-26.

FENNER, M. Seedlings. **New Phytologist**, Cambridge, n. 106, p. 35-47, 1987.

FERREIRA, R.A.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; MALAVASI, M.M. Morfologia de frutos, sementes, plântulas e plantas jovens de *Dimorphandra mollis* Benth. - faveira (Leguminosae - Caesalpinoideae). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 303-309, 2001.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **TREE**, Santa Cruz, v. 11, n.3, p.119-124, 1996.

FINEGAN, B.; DELGADO, D. Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p.380-393, 2000.

FLORESTAR ESTATÍSTICO. Preços médios de mudas de essências florestais, Estado de São Paulo, junho de 2005 (R\$ e US\$). **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 8, n. 17, p. 71-2005.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Plano de desenvolvimento florestal sustentável**. São Paulo, 1993.97 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICO. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 91 p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

GANDARA, F.B.; JACOB, L.; CUNHA, G.C.; GUSSON, E.; CARVALHAES, M.A.; VIDAL, C.Y.; DAMASCENO, A.C.F. **Monitoramento e resgate da flora do Aeroporto de Registro - primeiro relatório técnico-científico**. Piracicaba: PTECA; ESALQ, Núcleo de Extensão, 2006. 96 p. (Relatório Técnico Apresentado ao Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo - DAESP).

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.D.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 53, n. 2, p. 159-181, 1983.

_____. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: The Parthenon Publishing Group, 1995. p. 58-130.

GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, Washington, v.19, n. 2, p.149-156, 1987.

GISLER, C.V.T. **O uso da serapilheira na recomposição da cobertura vegetal em áreas mineradas de bauxita, Poços De Caldas, MG.** 1995. 147 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J.L.D.M.; BENEDETTI, V. (Org.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 219-267.

GONÇALVES, J.L.D.M.; SANTARELLI, E.G.; MORAES NETO, S.P.; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.D.M.; BENEDETTI, V. (Org.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 309-350.

GOODLAND, R.J. The tropical origin of ecology: Eugen Warming's jubilee. **Oikos**, Copenhagen, v. 26, n. 2, p. 240-245, 1975.

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

GUARIGUATA, M.R. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 1, p. 145-154, 2000.

GUILHERME, F.A.G.; MORELLATO, P.C.; ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic rain forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p.725-737, 2004.

HOLL, K.D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, Malden, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

HORVITZ, C.C.; PASCARELLA, J.B.; MCMANN, S.; FREEDMAN, A.; HOFSTETTER, R.H. Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood forests. **Ecological Applications**, Tempe, v. 8, n. 4, p. 947-974, 1998.

HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: SOULÉ, M.E. (Org.). **Conservation biology**. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 205-231.

HUFFORD, K.M.; MAZER, S.J. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 18, n. 3, p. 147-155, 2003.

IVANAUSKAS, N.M. **Caracterização florística e fisionômica da Floresta Atlântica sobre a formação Pariquera-Açu, na zona da Morraria Costeira do Estado de São Paulo**. 1997. 217 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Levantamento florístico e fitossociológico de trecho de floresta Atlântica em Pariquera-Açu São Paulo, Brasil. **Naturalia**, São Paulo, v. 26, p. 97-129, 2001.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, p. 139-153, 1997.

_____. Fitossociologia de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 1, p. 43-57, 2002.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; SOUZA, V.C. The importance of the regional floristic diversity for the forest restoration successfulness. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science, 2007. p. 63-76.

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

JAKOVAC, A.C.C.; VOSQUERITCHIAN, S.B.; BASSO, F.A. Epiphytes transplant to improve the diversity os restored areas. In: SIMPOSIO INTERNACIONAL SOBRE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA, 2007, Cuba. **Annales ...** Cuba: Grupo Cubano de Restauración Ecológica, 2007. p. 207

JOLY, A.C.; SPIGOLON, J.R.; LIEBERG, S. Projeto Jacaré Pepira V: o uso de espécies nativas para a recomposição de matas ciliares. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 46., 1995, Ribeirão Preto. **Anais ...** Ribeirão Preto: USP, FFCLRP, 1995. p. 320-321.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystems engineers. **Oikos**, Copenhagen, v. 69, p. 373-386, 1994.

JORDAN III, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. In: JORDAN III, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (Org.). **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research.** Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p. 3-21.

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.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP; Fapesp, 2000. p. 249-269.

KAGEYAMA, P.Y.; LEPSCH-CUNHA, N.M. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. In: GARAY, I.; DIAS, B.F.S. (Org.). **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais.** Petrópolis: Ed. Vozes, 2001. p. 17-34.

KLEIN, R.M. Arvores nativas indicadas para o reflorestamento no sul do Brasil. **Sellowia**, Itajaí, n. 18, p. 29-39, 1966.

_____. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina.** Itajaí: John Simon Memorial Foundation, 1978. 24 p.

KOBE, R.K.; PACALA, S.W.; SILANDER, J.A., JR.; CANHAM, C.D. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 2, p. 517-532, 1995.

LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: mix or match? **Restoration Ecology**, Malden, v. 7, n. 1, p. 42-50, 1999.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO; Parthenon Publishing Group, 1996. p. 131-135.

LIMA, R.A.F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n.4, p. 651-670, 2005.

_____. **Regime de distúrbio e dinâmica de regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica Submontana**. 2007. 233 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

LINHART, Y.B.; GRANT, M.C. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 27, p. 237-277, 1996.

LORENZO, J.S.; GRIFFITH, J.J.; JUCKSEH, I.; SOUZA, A.L.; REIS, M.G.F.; VALE, A.B. A fitossociologia para recuperar área de lavra. **Ambiente**, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 26-34, 1994.

LYONS, K.G.; BRIGHAM, C.A.; TRAUT, B.H.; SCHWARTZ, M.W. Rare species and ecosystem functioning. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 4, p. 1019-1024, 2005.

MAGNANINI, A. Reflorestamento e silvicultura. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 671-677, 1960.

MAGURRAN, A.E.; HENDERSON, P.A. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. **Nature**, Washington, v. 422, p.714-716, 2003.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape - SP**. 1993. 125 p. Tese (Livre-docência) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

_____. A paisagem dinâmica. In: LEONEL, C. (Ed.). **Intervalos**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Fundação para a Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo, 1994. p. 81-91.

MARQUES, M.C.M.; JOLY, C.A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p.107-112, 2000.

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

MCKAY, J.K.; CHRISTIAN, C.E.; HARRISON, S.; RICE, K.J. "How local is local?"-a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. **Restoration Ecology**, Dordrecht, v. 13, n. 3, p. 432-440, 2005.

MELI, P. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. **Interciencia**, Caracas, v. 28, n. 10, p. 581-589, 2003.

MELO, A.C.G. A legislação como suporte a programas de recuperação florestal no Estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 8, n. 17, p. 9-16, 2005.

MELO, V.A.; GRIFFITH, J.J.; MARCO, P.M.D.; SILVA, E.; SOUZA, A.L.D.; GUEDES, M.C.; OZÓRIO, T.F. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 24, n. 3, p. 235-240, 2000.

MONTAGNINI, F. Strategies for the recovery of degraded ecosystems: experiences from Latin America. **Interciencia**, Caracas, v. 26, n. 10, p. 498-503, 2001.

MONTALVO, A.M.; ELLSTRAND, N.C. Transplantation of the sub-shrub *Lotus scoparius*: testing the home-site advantage hypothesis. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 4, p. 1034-1045, 2000.

MORAES, P.L.R.D.; PAOLI, A.A.S. Morfologia e estabelecimento de plântulas de *Cryptocarya moschata* Nees., *Ocotea catharinensis* Mez. e *Endlicheria paniculata* (Spreng.) MacBride - Lauraceae. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 287-295, 1999.

MORELLATO, P.C. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. In: _____. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: UNICAMP, 1992. p. 98-109.

MORELLATO, P.C.; LEITÃO-FILHO, H.D.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, P.C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: UNICAMP, 1992. p. 112-141.

MORITZ, C. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. **Systematic Biology**, Washington, v. 51, n. 2, p. 238-254, 2002.

MOTTL, L.M.; MABRY, C.M.; FARRAR, D.R. Seven-year survival of perennial herbaceous transplants in temperate woodland restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 330-338, 2006.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 230 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science, 2006. p. 103-126.

NEMER, T.C.; JARDIM, F.C.S.; SERRÃO, D.R. Sobrevivência de mudas da regeneração natural de espécies arbóreas três meses após o plantio em clareiras de diferentes tamanhos, Moju - PA. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 217-221, 2002.

NOGUEIRA, J.C.B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal, 1977. 71 p. (Boletim Técnico, 24).

OLIVEIRA, D.M.T. Morfologia comparada de plântulas e plantas jovens de leguminosas arbóreas nativas: espécies de Phaseoleae, Sophoreae, Swartzieae e Tephrosieae. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 85-97, 2001.

OLIVEIRA, R.D.J. **Dinâmica de plântulas e estrutura de Mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP**. 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

OZÓRIO, T.F. **Potencial de uso da serapilheira na recuperação de áreas degradadas por mineração de ferro.** 2000. 62 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

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

PARROTTA, J.A.; TURNBULL, J.W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 1-7, 1997.

PEARSON, E.S.; HARTLEY, H.O. **Biometrika tables for statisticians.** Cambridge: Cambridge University Press, 1956. 270 p.

PETENON, D. **Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial? : abundância de sementes da palmeira invasora Archontophoenix cf. cunninghamiana na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP.** 2006. 118 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PETERS, H.A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, n. 8, p. 757-765, 2003.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, V.T.; FIEDLER, L.; The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIEDLER, L.; JAIN, S.K. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, and management.** New York: Chapman e Hall, 1992. p. 65-68.

PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental.** Piracicaba: Nobel. 1990. 468 p.

POGGIANI, F.; SIMÕES, J.W.; MENDES FILHO, J.M.A.; MORAIS, A.L. Utilização de espécies florestais de rápido crescimento na recuperação de áreas degradadas. **Série Técnica do IPEF**, Piracicaba, n. 2, p.1-25, 1981.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing.** Vienna, 2005. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 17 ago. 2007.

REJMANEK, M.; BREWER, S.W. Vegetative identification of tropical woody plants: state of the art and annotated bibliography. **Biotropica**, Washington, v. 33, n. 2, p. 214-228, 2001.

RICKLEFS, R.E. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 978, p. 376-381, 1977.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 2, n. 1, p.4-15, 1996.

_____. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Org.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV Sobrade, 1998. p. 203-215.

_____. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2004. p. 235-248.

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

SALVADOR, J.L.G. **Considerações sobre as matas ciliares e a implantação de reflorestamentos mistos nas margens de rios e reservatórios**. São Paulo: Companhia Energética de São Paulo, 1987. 29 p. (Série Divulgação e Informação, 105).

SANTOS, M.B.D. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP**. 2007. 86 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Proposta de macrozoneamento do Vale do Ribeira**. São Paulo: Engecorps, 1996. 87 p.

_____. **Resolução SMA 21/01** de 21 de novembro de 2001. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp>>. Acesso em: 8 Ago 2007

_____. **Resolução SMA 47/03** de 26 de novembro de 2003. Dispõe sobre plantios de restauração de áreas degradadas. Disponível em:
<<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp>>.
Acesso em: 8 Ago 2007

_____. **Resolução SMA 48/04** de 21 de setembro de 2004. Lista oficial das espécies da flora de São Paulo ameaçadas de extinção. Disponível em:
<<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp>>.
Acesso em: 8 Ago 2007

_____. **Resolução SMA 58/06** de 29 de dezembro de 2006. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Disponível em:
<<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp>>.
Acesso em: 8 Ago 2007

_____. **Resolução SMA 08/07** de 29 de dezembro de 2007. Altera e amplia as resoluções SMA 21/01 e SMA 47/03. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Disponível em:
<<http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/resolucoes/resolucoes.asp>>.
Acesso em: 8 Ago 2007
SCHAEFER, S.M. **Estudo da regeneração e transplante de mudas de palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius) em diferentes condições de perturbação e luminosidade da Floresta Atlântica (SP)**. 1999. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

SCHUPP, E.W. The Janzen-Connell model for tropical tree diversity: population implications and the importance of spatial scale. **American Naturalist**, Chicago, v. 140, n. 3, p. 526-530, 1992.

SCHWARTZ, M.W.; BRIGHAM, C.A.; HOEKSEMA, J.D.; LYONS, K.G.; MILLS, M.H.; VAN MANTGEM, P.J. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. **Oecologia**, Berlin, v. 122, n. 3, p. 297-305, 2000.

SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPHERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 152, n. 2, p. 185-199, 2001.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) **The SER International Primer on Ecological Restoration**. 2004. Disponível em:
<http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp> Acesso em: 21 fev. 2007.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, London, v. 52, n. 3/4, p.591-611, 1965.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

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

_____. **Avaliação da exigência nutricional na fase inicial do crescimento de espécies florestais nativas**. 2006. 297 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz” e Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2005. 640 p.

STRAUSS-DEBENEDETTI, S.; BAZZAZ, F. Photosynthetic characteristics of tropical trees along successional gradients. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.; SMITH, A.P. (Org.). **Tropical Forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 162-185.

SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R.R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua de planície litorânea, Parque Estadual Campina do Encantado, Parquera-Açu, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 161-176, 2002.

THOMA, A.C. **Sobrevivência e desenvolvimento inicial de plântulas de *Tapirira Guianensis* Aubl. e *Cheiloclinum Cognatum* (Miers.) A.C. Smith após transferência direta para o campo e para o viveiro**. 1998. 48 p. Monografia (Trabalho Graduação em Ecologia) – Faculdade de Agronomia, Fundação Universidade do Tocantins, Gurupi, 1998.

THOMAS, W.W.; CARVALHO, A.M.; AMORIM, A.M.A. Projeto Mata Atlântica Nordeste - Estudo fitossociológico em Serra Grande, Bahia. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 43., 1992, Aracaju. **Anais ...** Aracaju: Sociedade Brasileira de Botânica, 1992. p. 92.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro:Fundação IBGE, 1991. 123 p.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e Talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. 2005. 176 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 8, p. 1067-1075, 2007.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York: New Science, 2007. p. 145-170.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

VITOUSEK, P.M.; D'ANTONIO, C.; LOOPE, L.L.; REJMANEK, M. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand The Journal of Ecology**, Oxford, v. 21, n. 1, p. 1-16, 1997.

WALTERS, M.B.; REICH, P.B. Are shade tolerance, survival, and growth linked? Low light and nitrogen effects on hardwood seedlings. **Ecology**, Tempe, v. 77, n. 3, p. 841-853, 1996.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Org.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p. 3-16.

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

_____. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO; The Parthenon Publishing Group, 1996. p. 3-40.

WILLS, C. Nonrandom processes maintain diversity in tropical forests. **Science**, Washington, v. 311, n. 5760, p. 527-531, 2006.

WILLS, C.; CONDIT, R.; FOSTER, R.B.; HUBBELL, S.P. Strong density- and diversity-related effects help to maintain tree species diversity in a neotropical forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, v. 94, n. 4, p. 1252-1257, 1997.

WRIGHT, J.P.; JONES, C.G. The concept of organisms as ecosystems engineers ten years on: progress, limitations and challenges. **Bioscience**, Washington, v. 56, n. 3, p. 203-209, 2006.

WRIGHT, J.S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, Berlin, v. 130, n. 1, p. 1-14, 2002.

YAMAZOE, G.; VILAS BÔAS, O. **Manual de pequenos viveiros florestais**. São Paulo: Páginas e Letras Editora, 2003. 120 p.

ZANETI, B.B. **Avaliação do potencial do banco de propágulos alóctone na recuperação de uma área degradada de Floresta Ombrófila Densa Aluvial no município de Registro, SP**. 2008. 98 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

ZHANG, Z.Q.; SHU, W.S.; LAN, C.Y.; WONG, M.H. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead / zinc mine tailings. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 4, p. 378-385, 2001.

3 INFLUENCIA DAS CONDIÇÕES DE LUZ SOBRE A SOBREVIVÊNCIA E O DESENVOLVIMENTO DE PLÂNTULAS E PLANTAS JOVENS TRANSPLANTADAS DE UM REMANESCENTE DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

Resumo

A técnica de restauração mais utilizada no Brasil se baseia no plantio de mudas obtidas em viveiros florestais, embora estes apresentem grande restrição de espécies nativas regionais. A técnica de transplante de plântulas e plantas jovens de remanescentes florestais condenados ao desmatamento é promissora porque aproveita a diversidade de espécies que de outra forma seria apenas desmatada. Embora o conhecimento em relação às exigências de luz por parte das algumas espécies nativas esteja disponível na literatura, pouco se sabe sobre o comportamento dessas espécies quando ainda em estágios de plântulas ou plantas jovens, sendo esta informação valiosa para a manutenção das mesmas em viveiros e para sua utilização em plantios de restauração. Sabendo que as espécies respondem de diferentes formas às condições de luz, o objetivo desse trabalho foi verificar se o regime de luz ao qual as espécies são submetidas após o transplante influencia sua sobrevivência e desenvolvimento em viveiro. Para tanto, os indivíduos coletados foram distribuídos em dois ambientes de luz (pleno sol e sombreamento natural) por cerca de seis meses, tendo como variáveis avaliadas a sobrevivência/mortalidade, o crescimento em altura (centímetros) e a emissão de folhas novas. Além dos ambientes, foram considerados alguns atributos das espécies (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida). Os resultados indicam que a sobrevivência foi maior para as espécies pioneiras sensu lato colocadas a pleno sol. Para todos os atributos avaliados (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida e espécies mais abundantes) o crescimento relativo foi maior a pleno sol. O ambiente ao qual foram submetidos não influenciou a emissão de folhas novas. Considerando que cada espécie possui potencial diferenciado de crescimento e tolerância ao transplante e condução em viveiro, estudos direcionados a algumas espécies são necessários para avaliar em quais condições estas se desenvolvem melhor.

Palavras-chave: Transplante; Plântulas; Plantas jovens; Luz; Floresta ombrófila densa

Abstract

In Brazil, the most applied restoration technique is based on the plantation of seedlings obtained from nurseries, despite the low availability of varied regional species. The transplantation of seedlings and saplings is a promising technique because it avails the natural diversity that otherwise would be simply wasted by deforestation. Although the knowledge about native species' light demanding is available on literature, little is known about their requirements during seedlings or saplings stage. This information may represent a key to understand how to keep and produce these species under nurseries' conditions and even how to use them on restoration projects. Since distinct species present different responses to light, the purpose of this study was to investigate whether the survival and development of transplanted individuals was different when under the influence of unequal light conditions. Transplanted individuals were

distributed between two light environments (sun and natural shade) and evaluated for their survival, height growth (cm) and leaf flushing. Some species' characteristics (such as successional category, height classes, life forms) were also considered on the evaluation. Survival was higher for *sensu lato* pioneer species under sun. For all evaluated attributes (successional category, height classes, life forms and most abundant species) growth was higher under sun conditions. Light environment did not influence leaf flushing. Regarding that species present different growth potential and tolerance to the transplantation process and to nurseries' conditions, studies focusing some species may be critical to evaluate in which conditions these species present a better development.

Keywords: Transplantation; Seedlings; Saplings; Light; Ombrophilous dense forest

3.1 Introdução

Um dos principais desafios à restauração ecológica de ecossistemas tropicais está relacionado ao restabelecimento da sua elevada biodiversidade e dos processos que a mantêm (AIDE, 2000; ENGEL; PARROTTA, 2003).

A restauração da vegetação através da indução e/ou condução da regeneração natural, ou ainda o plantio de mudas e/ou semeadura representam as práticas mais comuns para a restauração de ecossistemas (RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005), uma vez que a vegetação fornece a estrutura necessária para que componentes da fauna e os processos ecológicos entre eles se restabeleçam. Dessa forma, os atributos da vegetação usualmente considerados nos monitoramentos e avaliações de áreas restauradas são referentes à sua diversidade e estrutura, considerando elementos como riqueza e abundância de espécies e grupos ecológicos, cobertura vegetal, composição florística, biomassa etc (MELI, 2003; RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005).

Uma grande restrição ao progresso dos trabalhos de restauração está relacionada ao pouco conhecimento a respeito da ecologia de plântulas e plantas jovens de espécies nativas (ALVAREZ-AQUINO et al., 2004), compreensão esta que é essencial para a implementação dos projetos de restauração ecológica.

Agravando essa situação, alguns estudos indicam que a disponibilidade de mudas de espécies nativas em viveiros florestais é em geral limitada, apresentando pequena riqueza quando comparado às listagens de espécies ocorrentes para as diferentes formações florestais do Estado de São Paulo (BARBOSA; MARTINS, 2003; VIANI et al., 2006). Essa limitação compromete a

qualidade dos plantios de restauração, que em suma apresentam pequena riqueza e/ou utilizam espécies inadequadas, como comprovado por Barbosa et al. (2003).

A relação entre disponibilidade de mudas e a diversidade de espécies utilizada nos plantios de restauração fica evidente uma vez que o plantio de mudas é a técnica mais utilizada de restauração, como bem destaca Ruiz-Jaen e Aide (2005), que em uma revisão de 468 trabalhos registraram pelo menos 56% deles baseados nesta técnica. Embora apenas 4% dos artigos revisados representem iniciativas na América do Sul, pode-se inferir que os trabalhos de restauração aqui realizados são predominantemente de plantio de mudas, portanto muito dependentes das espécies disponíveis em viveiros. Outra técnica registrada por esses autores é a semeadura direta (representando 31% dos trabalhos revisados), que da mesma forma que o plantio de mudas se limita à disponibilidade de sementes no mercado.

A dificuldade em se produzir mudas e/ou obter sementes de diferentes espécies regionais é decorrente do pouco conhecimento silvicultural a respeito da maioria das espécies nativas, sendo desconhecidas etapas fundamentais à sua produção, como a época ideal de coleta, beneficiamento e armazenamento das sementes, o período de viabilidade germinativa e quebra de dormência, as exigências nutricionais e de luz das plântulas etc. (SANTARELLI, 2000).

Frente às dificuldades expostas, novas técnicas de restauração e produção de mudas são necessárias para atender à crescente demanda pela qualidade dos projetos de restauração, nos quais devem ser priorizadas espécies nativas regionais de grande riqueza, visando o efetivo restabelecimento da estrutura e dos processos que permitam sua sustentabilidade ao longo do tempo.

Uma técnica ainda pouco estudada e aplicada para fins de restauração é o aproveitamento de plântulas e plantas jovens ocorrentes na regeneração natural de áreas florestais que serão legalmente cortadas, através do transplante das mesmas para casas de vegetação e viveiros, sendo posteriormente destinadas aos plantios de restauração. Registros de trabalhos de transplante de regenerantes são mais freqüentes para gramíneas e herbáceas, sobretudo em regiões temperadas (ADJERS et al., 1998; MOTTL et al., 2006).

Estudos dessa natureza são escassos no Brasil (VIANI, 2005; NAVE, 2005), mas representam um potencial promissor se levado em conta que desmatamentos para a implantação de empreendimentos continuam sendo aprovados pelos órgãos ambientais responsáveis,

constituindo assim um cenário favorável ao aproveitamento do material vegetal que de outra maneira seria descartado.

Embora o conhecimento em relação às exigências de luz por parte das algumas espécies nativas esteja disponível na literatura, pouco se sabe sobre o comportamento dessas espécies quando ainda em estágios de plântulas ou plantas jovens, sendo esta informação valiosa para a manutenção das mesmas em viveiros.

Buscando refinar o conhecimento a respeito da técnica de transplante de plântulas e plantas jovens, muitos aspectos podem ser avaliados na tentativa de aperfeiçoar a sobrevivência e desenvolvimento das mudas sob condições de viveiro. Dentre essas possibilidades, pode-se citar os diferentes tipos de substrato, sombreamento, adubação, período de manutenção em viveiro, etc.

3.1.1 Objetivos

Partindo da hipótese de que o desempenho das espécies florestais é influenciado pelas diferentes intensidades de luz a que podem ser submetidas em viveiros, uma vez que estas reconhecidamente apresentam diferentes níveis de tolerância ao sombreamento (WHITMORE, 1996), a pergunta a ser respondida por este capítulo é: *diferenças no regime de luz aos quais as espécies de Floresta Ombrófila Densa são submetidas após serem transplantadas afetam significativamente sua sobrevivência e desenvolvimento em viveiro?* Para tanto, os indivíduos coletados foram distribuídos em dois ambientes de luz (pleno sol e sombreamento natural) por cerca de seis meses, tendo como variáveis avaliadas a sobrevivência/mortalidade, o crescimento em altura (centímetros) e a emissão de folhas novas.

Para responder a pergunta acima, os objetivos específicos deste trabalho incluem:

- avaliar a sobrevivência dos indivíduos transplantados, sob os dois ambientes, considerando diferentes classes de altura, classes sucessionais, hábitos de vida e espécies mais abundantes;

- avaliar o crescimento em altura, sob os dois ambientes, considerando diferentes classes de altura, classes sucessionais, hábitos de vida e espécies mais abundantes;

- avaliar a emissão de folhas novas ao longo do tempo de permanência no viveiro, sob os dois ambientes, para as diferentes classes de altura, classes sucessionais e hábitos de vida.

Essas informações serão relevantes para nortear os procedimentos a serem adotados após o transplante, visando otimizar o aproveitamento das espécies coletadas.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Revisão bibliográfica

3.2.1.1 Florestas Tropicais, regeneração natural e grupos sucessionais.

A compreensão a respeito do funcionamento das florestas tropicais há muito tempo intriga cientistas do mundo todo, que buscam entender a complexa diversidade de espécies, formas de vida e processos ecológicos que estas florestas apresentam e mantêm.

Nesse contexto, um dos principais conceitos desenvolvidos é o da sucessão, termo que se refere ao desenvolvimento das comunidades bióticas em interação com os fatores abióticos, definidos pela mudança de fases que se substituem ao longo do tempo e espaço, em geral com aumento da complexidade do sistema (riqueza, biomassa, desenvolvimento do solo, estabilidade etc.) (CLEMENTS, 1916; GLEASON, 1917; DRURY; NISBET, 1973).

Embora os mecanismos que permitem e direcionam a sucessão não estejam claramente definidos, é aceito que a sucessão florestal seja conduzida primariamente por variações interespecíficas de tolerância à sombra, com as espécies vegetais de crescimento lento e tolerantes à sombra substituindo as espécies colonizadoras intolerantes à sombra, quando na ausência de distúrbios maiores (KOBÉ et al., 1995; WHITMORE, 1996). A ocorrência de distúrbios naturais faz parte da dinâmica florestal, permitindo sua renovação através de ciclos de crescimento e morte que se repetem ao longo do tempo e espaço, resultando em um extenso mosaico de manchas de diferentes idades (LIMA, 2005). A abertura de clareiras representa apenas o início de um novo ciclo de crescimento, no qual espécies com diferentes comportamentos e mecanismos de regeneração se desenvolvem.

Muitas classificações são utilizadas para separar as espécies em diferentes grupos ecológicos, baseados essencialmente na demanda por luz nas fases de germinação e estabelecimento das espécies (AUGSPURGER, 1984; WHITMORE, 1996; AGYEMAN et al., 1999; GUARIGUATA, 2000). A mais simples destas classificações se baseia na dicotomia de espécies tolerantes e intolerantes à sombra, proposta por Whitmore (1975) *apud* Augspurger (1984) e Connell e Slatyer (1977), que posteriormente foi reformulada em categorias de espécies

pioneiras e não pioneiras (ou clímax) (SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989b). Embora essa dicotomia seja reconhecida pela maioria das classificações, ela não é suficiente para descrever a variedade e as diferenças entre as espécies tropicais, que se distribuem ao longo de um *continuum* quanto a demanda por luz (AUGSPURGER, 1984; WHITMORE, 1996; AGYEMAN et al., 1999; GUARIGUATA, 2000; VALIO, 2003).

A distribuição da imensa diversidade de espécies tropicais entre grupos ecológicos (ou sucessionais) é complexa exatamente porque, como destacado por Denslow (1980), a demanda por luz pode mudar conforme o desenvolvimento da planta; estima-se que a maioria das árvores do dossel dessas florestas, em algum estágio do seu desenvolvimento, exige a abertura de uma clareira para permitir os “pulsos” de crescimento, que intercalados por fases de estase completam um ciclo que se repete até que esta espécie alcance o dossel (AUGSPURGER, 1984).

O predomínio de espécies em algum grau tolerantes à sombra (VALIO, 2003) pode ser reflexo ao fato da radiação que chega ao chão da floresta ser de apenas 1~3% da radiação incidente acima do dossel (CHAZDON; KAUFMANN, 1993). Segundo Wright *et al.*(2003), poucas espécies são adaptadas à níveis extremos de tolerância à sombra ou dependência de luz, sendo que a maioria requer níveis intermediários ou diferenciados de luz para sua germinação e estabelecimento.

A complexa variedade e graus de tolerância à baixa intensidade de luz permitem que muitas classificações e nomenclaturas sejam sugeridas pela literatura para descrever as espécies florestais quanto às suas exigências por luz, embora de modo geral três grandes grupos sucessionais possam ser reconhecidos: as pioneiras, que ocorrem normalmente em clareiras grandes, exigindo elevados níveis de luz para o seu desenvolvimento; as secundárias iniciais, que ocorrem em regiões de transição entre clareiras e sub-bosque ou em clareiras parcialmente preenchidas; e as espécies secundárias tardias ou clímax, que são adaptadas a se desenvolver em condições de sombreamento, no sub-bosque florestal (DENSLOW, 1980; GANDOLFI, 2000).

Em última análise, é a gradual substituição das espécies desses grupos que regem o desenvolvimento e a dinâmica florestal, sendo portanto de extrema relevância se compreender o comportamento dessas espécies para a implantação de projetos de restauração ecológica.

3.2.1.2 Características das espécies dos diferentes grupos sucessionais

Apesar das críticas referentes às classificações que se baseiam essencialmente na demanda das diferentes espécies por luz (WALTERS; REICH, 1996; GUARIGUATA, 2000), muitos estudos corroboram que os diferentes grupos ou classes sucessionais apresentam performances diferenciadas quanto à germinação, crescimento, sobrevivência etc. em ambientes com diferentes condições de sombreamento e/ou intensidade de luz (GORDON, 1969; AUGSPURGER, 1984; KOBE et al., 1995; WALTERS; REICH, 1996; KOBE; COATES, 1997; AGYEMAN et al., 1999; VALIO, 2003) Veneeklas e Poorter (1998) apud Agyeman et al. (1999).

Os fatores primários que determinam o estabelecimento e distribuição das comunidades vegetais são as condições climáticas (i.e. temperatura e precipitação), mas a distribuição local das espécies é fortemente influenciada pela disponibilidade de luz (CHAZDON et al., 1996). Numa escala local, muitas são as variáveis que podem influenciar o desenvolvimento das espécies florestais, podendo destacar, além do fator luz, outras condições do microsítio onde o propágulo é depositado (WHITMORE, 1996; MCALPINE; DRAKE, 2003), como por exemplo a disponibilidade de nutrientes (TANNER et al., 1998; SORREANO, 2006), água (VEENENDAAL et al., 1995) entre outros.

Embora o isolamento dessas variáveis seja virtualmente impossível, podemos destacar a luz como sendo um dos principais fatores no estabelecimento das plantas porque esta representa a fonte de energia dos vegetais, que através da fotossíntese convertem a energia luminosa em energia química, garantindo o funcionamento, estrutura e sobrevivência das plantas (ENGEL; POGGIANI, 1990). Em florestas tropicais, dentre os fatores ambientais que influenciam o crescimento e sobrevivência das plantas a luz é provavelmente o fator que mais limita o seu desenvolvimento, dada a sua baixa disponibilidade no interior das florestas, além de ser o recurso que varia mais drasticamente ao longo do tempo e espaço (CHAZDON; KAUFMANN, 1993; CHAZDON et al., 1996). Dessa forma, é de se esperar que espécies de diferentes grupos ecológicos apresentem adaptações aos variados regimes de luz, que por sua vez reforçam a validade dos esforços em classificar as espécies em grupos sucessionais.

A influência da luz e as características das plantas com diferentes estratégias de vida são bem documentadas na literatura. Muitos estudos focam os aspectos morfológicos e fisiológicos da tolerância à sombra ou às elevadas irradiações, sendo os trabalhos de morfologia funcional mais

abundante que os de fisiologia (ENGEL, 1989; GARWOOD, 1995; WALTERS; REICH, 1996; LOIK; HOLL, 1999; AUGSPURGER et al., 2006).

O padrão geral encontrado por muitos estudos indica que espécies intolerantes apresentam taxas de crescimento maiores do que espécies tolerantes a sombra, mesmo em ambientes sombreados (WALTERS; REICH, 1996). No entanto, a tolerância à sombra garante maiores porcentagens de sobrevivência quando comparados às espécies intolerantes; aparentemente a estratégia das espécies de sub-bosque se baseia na redução das taxas de crescimento sob baixas irradiações e concentração dos seus recursos para a sobrevivência até que condições de maior intensidade luminosa ocorram (KOBÉ et al., 1995; WALTERS; REICH, 1996; AGYEMAN et al., 1999; VALIO, 2003). A distribuição dos recursos dos indivíduos tolerantes à sombra deve estar direcionada à produção de folhas e ao investimento em mecanismos de defesa, em detrimento às taxas de crescimento; as folhas produzidas devem ser menos espessas, característica que representa maior eficiência fotossintética sob baixas irradiações (WALTERS; REICH, 1996; AGYEMAN et al., 1999).

Embora muitas características como tamanho das folhas, densidade da madeira, arquitetura da copa, dispersão, tamanho das sementes etc. possam estar correlacionadas a outros aspectos diretamente relacionados à luz (germinação, crescimento e sobrevivência) (AGYEMAN et al., 1999), a maioria dos estudos avalia apenas o crescimento sob ambientes sombreados, sendo que de maneira geral, as espécies crescem menos sob a sombra (WALTERS; REICH, 1996).

3.2.1.3 Produção de mudas em viveiros sob diferentes níveis de sombreamento

É muito comum, sob condições de clima tropical e subtropical, a utilização de ripado ou telas de sombrite para proteger as mudas contra a ação direta dos raios solares, criando um microambiente mais favorável ao crescimento das mudas, principalmente com relação à temperatura e umidade relativa (GONÇALVES et al., 2000).

No entanto, muitos estudos questionam a qualidade do sombreamento fornecido através de telas de náilon ou outro método artificial, uma vez que o significado ecológico destes experimentos pode ser equivocado, pois fornecem uma distribuição de luz uniforme, que contrasta com os ambientes de luz altamente dinâmicos que caracterizam os sub-bosques (WHITMORE, 1996; WALTERS; REICH, 1996; BLOOR, 2003). Em ambientes naturais, a

radiação fotossinteticamente ativa (PAR) total diária é composta por dois componentes: os “sunflecks” ou fachos de luz direta e a radiação difusa de fundo (WHITMORE, 1989b). Estes componentes são altamente dinâmicos e mudam ao longo do tempo e espaço conforme o movimento do sol; por esses motivos, alguns autores sugerem que é preferível conduzir experimentos no sub-bosque (WHITMORE, 1996), onde eventualmente as taxas de crescimento podem ser maiores do que em casas de vegetação sob sombreamento artificial (WAYNE; BAZZAZ, 1993).

Sob condições de sub-bosque muitas espécies se adaptaram às baixas intensidades luminosas, sendo comum entre essas espécies baixas capacidades fotossintéticas, mesmo quando em ambientes com maior incidência de luz (CHAZDON et al., 1996). Além disso, comumente essas espécies, adaptadas às condições de elevada umidade dos sub-bosques de florestas tropicais, apresentam estômatos que respondem lentamente à alteração de luz e umidade (CHAZDON et al., 1996); dessa forma, se deslocadas para ambientes de alta incidência luminosa, baixa umidade e elevada temperatura, além da fotoinibição e prejuízos ao aparato fotossintético, essas espécies podem ainda não sobreviver devido à perda d’água pela transpiração (WHITMORE, 1996; CHAZDON et al., 1996). Estas informações corroboram o fato de muitos estudos indicarem que espécies mais tolerantes à sombra são menos hábeis em se ajustar a condições alteradas, enquanto as espécies pioneiras possuem maior plasticidade fisiológica e potencial de aclimatação (WHITMORE, 1996).

Sabendo que as espécies possuem performances diferenciadas em relação à irradiação solar, estudos que buscam informações a respeito do sombreamento de espécies nativas trazem subsídios importantes para a produção dessas mudas e uma melhor compreensão do seu papel ecológico na dinâmica de regeneração de florestas e nos plantios de restauração.

Trabalhos com espécies nativas brasileiras são relativamente abundantes (ENGEL; POGGIANI, 1990; DANIEL et al., 1994; NARDOTO et al., 1998; PORTELA et al., 2001; DE SOUZA; VALIO, 2001; FANTI; PEREZ, 2003; VALIO, 2003; ALMEIDA et al., 2005) mas não suficientes para cobrir toda a diversidade de espécies presentes em nossas florestas. Em todos os trabalhos encontrados na literatura a abordagem de estudo é a populacional, sendo que a escolha das espécies depende da disponibilidade de sementes/mudas e de um conhecimento mínimo a respeito dos aspectos silviculturais da espécie em questão.

Estudos a respeito de comunidades de plântulas e plantas jovens transplantadas são praticamente inexistentes (VIANI, 2005; NAVE, 2005) e embora não atendam aos critérios comumente utilizados em delineamentos experimentais convencionais, podem fornecer dados preliminares relevantes a respeito das espécies nativas, contribuindo para a orientação de futuros trabalhos.

3.2.2 Material e métodos

3.2.2.1 Área de estudo

Localização e contexto do experimento

O município de Registro fica situado na região do Vale do Ribeira, sul do Estado de São Paulo, latitude 24°31'51"S e longitude 47°50'24"W. O Vale do Ribeira está posicionado entre duas importantes capitais (São Paulo e Curitiba), em uma região que hoje forma a maior reserva natural da Mata Atlântica.

A ativação de um aeroporto em Registro acarretará no desmatamento de cerca de 30 ha no entorno da pista (100m para cada lado do eixo da pista), o que implica em ações de compensação ambiental por parte do Departamento Aeroviário do Estado de São Paulo (DAESP), responsável pelo empreendimento.

Dentre as propostas exigidas pelo Departamento de Proteção dos Recursos Naturais (DEPRN), o DAESP deverá recuperar um total de 8,9 ha em uma área a ser mantida como Reserva Legal da propriedade.

Uma das estratégias propostas visa o transplante de plântulas e plantas jovens provenientes da regeneração natural da área a ser suprimida para viveiros, visando sua utilização nas áreas a serem restauradas.

Caracterização Abiótica

Segundo a classificação de Köeppen, a região possui clima temperado chuvoso e quente (Cfa), caracterizado por um inverno com total de chuva maior que 30mm no mês mais seco, temperaturas médias mensais maiores que 22°C no mês mais quente e menor que 18°C no mês mais frio.

O Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizado para este empreendimento (EIA, 2004) relata que o município de Registro apresenta temperatura média anual de 21,7° C e índices pluviométricos médios de 1561mm. A umidade relativa média anual é de cerca de 85,9%. As temperaturas mais baixas ocorrem no período de maio a setembro, com média mensal de chuvas de 80,8 mm.mês⁻¹ e temperatura média de 18,7° C.

A caracterização geológica da área indica que camadas de sedimentos foram depositadas na forma de terraços, formando terrenos areno-argilosos. O material depositado tem origem mista, onde a rede de drenagem fluvial desenvolveu as camadas ou os depósitos em terraços escalonados em decorrência das oscilações do nível do mar. As formações cenozóicas desta região do Estado são bastante peculiares por sua constituição, em virtude da alternância dos ambientes na interface continental marinha.

Os solos são predominantemente do tipo latossolo amarelo distrófico, embora em alguns pontos o solo se apresente como uma associação complexa de organossolos méssicos, gleissolos (eutróficos e distróficos) e cambissolos háplicos; a textura é areno-argilosa a argilosa e o relevo suave ondulado (ZANETI, 2008).

Caracterização da Vegetação

A vegetação do entorno do aeroporto é considerada, segundo classificação fisionômica ecológica do IBGE (VELOSO et al., 1991) como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (entre 5-50m de altitude), inseridas no domínio da Mata Atlântica. Por estar situada numa área que deve ter constituído um terraço de alagamento, às margens do rio Ribeira de Iguape, esta também pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa Aluvial (FUNDAÇÃO IBGE, 1992).

A área do Aeroporto está inserida numa paisagem bastante fragmentada, onde a vegetação varia de acordo com gradientes de umidade, relevo e ação antrópica. Segundo o Relatório Ambiental Preliminar (RAP) e o Relatório de Monitoramento e Resgate da Flora do Aeroporto de Registro (NACE-PTECA,2006), a área do entorno do Aeroporto apresenta-se sob a forma de um mosaico de 6 fitofisionomias (Floresta de Planície Arenosa e Floresta de Planície Paludosa - cada uma em três estágios de sucessão: inicial, médio e avançado), apresentando trechos bem conservados que se alternam no espaço com trechos mais degradados, cujo padrão se repete em toda a região de um modo geral.

É importante salientar a importância da área como remanescente das florestas que ocorrem nesta região, uma vez que devido às suas condições propícias para a ocupação, encontram-se bastante degradadas; além disso, a interface das formações de Floresta Ombrófila de Terras Baixas, Florestas Ombrófila Densa Aluvial e Florestas de Restinga permitem que espécies das distintas formações ocorram nesta mesma região, contribuindo para a importância da preservação destes ambientes.

3.2.2.2 Coleta de dados

Amostragem

Partindo do princípio de que a técnica de transplante de plântulas e plantas jovens pode fornecer mudas de variadas espécies não encontradas em viveiro, priorizou-se a coleta em áreas em estágio médio a avançado de regeneração (segundo parâmetros estabelecidos na regulamentação do decreto Federal no. 750/1993 e Resolução CONAMA no. 007/1996), buscando assim espécies mais tardias do processo sucessional, incluindo aquelas mais raras ou de populações menos exploradas comercialmente.

A amostragem foi feita através da alocação de vinte (20) parcelas de $5 \times 5 \text{m}^2$, totalizando uma área amostral de 500m^2 . Devido à grande heterogeneidade das florestas do entorno da pista de pouso, as parcelas foram distribuídas apenas nos trechos de Floresta de Planície Arenosa em estágio médio/avançado de regeneração.

As parcelas foram delimitadas através da utilização de estacas e linhas, dentro das quais se realizou a coleta. O critério de inclusão adotado considerou todas as espécies arbustivo-arbóreas com 10 a 30cm de altura, medidos do nível do solo até a inserção da última gema.

Como espécies arbustivo-arbóreas foram consideradas aquelas que apresentavam caule lenhoso ou sub-lenhoso. Estes indivíduos serão tratados aqui como plântulas e plantas jovens, devido às contradições das definições disponíveis na literatura, como foi discutido por Fenner (1987) e Garwood (1995). A ausência de um consenso geral do que é plântula ou planta jovem é reflexo do comportamento diferenciado (morfológico e fisiológico) que as espécies apresentam após a germinação, dificultando a delimitação dessa fase das fases seguintes.

Embora o critério de inclusão inicialmente incluísse apenas os indivíduos arbustivo-arbóreos com 10 a 30 cm de altura, dificuldades na pré-identificação das plântulas e plantas jovens no campo resultaram na coleta de outros hábitos/formas de vida (lianas, herbáceas etc).

Considerando a importância de outras formas de vida nos plantios de restauração ecológica, estes indivíduos não foram descartados; ao contrário, foram todos classificados segundo sua forma de vida, de acordo com dados da literatura (IVANAUSKAS, 1997; BAIDER et al., 1999; DE ASSIS, 1999; IVANAUSKAS et al., 2002; CATHARINO et al., 2006; LIMA, 2007; SANTOS, 2007).

Em todos esses trabalhos a classificação das formas de vida foi baseada na divisão proposta por Aubréville (1963), embora com algumas modificações; os hábitos considerados foram: árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras, ervas e lianas.

Coleta das plântulas e manutenção em viveiro

O transplante das plântulas e plantas jovens foi realizado em Junho de 2006; os regenerantes foram extraídos do solo com o auxílio de uma pá de jardinagem, tomando todo o cuidado possível para não causar quebra/danos às raízes. Após o destorroamento das raízes, que ficaram nuas, os indivíduos coletados foram imediatamente imersos em água, contido em baldes. Nesta condição as plântulas permaneceram até o transplante para o viveiro, ocorrido em até 36 horas após sua retirada do solo.

O local escolhido para a acomodação das mudas fica localizado no município de Iguape (latitude 24°42'28"S e longitude 47°33'20"W), na sede do IBAMA, localizado a 78 Km do local de coleta. O local foi escolhido devido à disponibilidade de espaço, de um funcionário responsável pela rega diária das mudas e também por apresentar condições climáticas semelhantes à área de onde as plântulas e plantas jovens foram retiradas.

O processo de repicagem consiste na transferência das plântulas e plantas jovens da regeneração para o recipiente definitivo no viveiro. Durante os dias 22, 23 e 24 de Junho, as plântulas coletadas foram repicadas para saquinhos plásticos de polietileno de 10x15cm, contendo o substrato preparado PLANTMAX® Florestal, que é composto de material orgânico (cascas vegetais e turfas processadas e enriquecidas), além de vermiculita expandida.

Quando necessário, foi realizado a poda das raízes, para que estas coubessem nos saquinhos. Após a repicagem, todos os indivíduos tiveram suas folhas cortadas pela metade, para evitar perda de água e facilitar a visualização da emissão de folhas novas.

Os tratos culturais realizados foram os mesmos comumente utilizados na produção de mudas, ou seja, irrigações diárias (uma vez ao dia) e controle manual de daninhas.

Ambientes

Numa tentativa de amenizar o impacto do estresse decorrido do transplante das plântulas, todas as mudas foram mantidas em uma área sombreada, sob a copa de árvores. Nesta condição permaneceram por cerca de três semanas, até uma segunda intervenção.

No mês de Julho de 2006, entre os dias 17 e 20, as mudas foram separadas em morfo espécies e encanteiradas diretamente sobre o chão, sob dois ambientes de luz (sol e sombra). Cada ambiente foi constituído de quatro blocos, a fim de facilitar as medições e permitir réplicas (4) para os ambientes (Figura 3.1). As morfo-espécies foram, na medida do possível, igualmente distribuídas entre os blocos dos diferentes ambientes, a fim de evitar que uma população ficasse repartida de forma desigual. Portanto, cada bloco representa uma réplica que é constituída por indivíduos das diferentes categorias avaliadas nesse estudo (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida etc).

As mudas do ambiente de sombreamento ficaram sob a copa de algumas árvores (*Euterpe edulis* Mart. e *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze), simulando uma condição mais próxima àquela encontrada no ambiente florestal, como descrito por Whitmore (1996). A preferência deste método em detrimento de um procedimento mais usual, como a utilização de telas de sombreamento (sombrite), se deu devido à restrição de recursos e à possibilidade deste tipo de sombreamento ser utilizado por futuros executores de resgate, sobretudo aqueles com poucos recursos financeiros. As demais mudas ficaram a pleno sol, expostas em uma área aberta (Figura 3.1 - A e B).



A)



B)

Figura 3.1 - A) Mudanças encanteiradas a pleno sol e B) mudanças encanteiradas sob a sombra de árvores (*Euterpe edulis* e *Mimosa bimucronata*)

Após a distribuição das mudas entre os ambientes, cada indivíduo foi plaqueado e numerado.

Medição de luz

Para diferenciar quantitativamente os ambientes sol e sombra, foi realizada uma medição dos regimes de luz em cada ambiente. Com o objetivo de confirmar a diferença de regimes de luz entre o ambiente sol e sombra, apenas uma medição foi realizada (Setembro 2006), para demonstrar em que proporções estas diferem entre si. Foram utilizados dois sensores de quantum (Li-190SA-50), que representam efetiva e diretamente a intensidade da radiação fotossinteticamente ativa incidente num dado ponto amostrado, permitindo uma descrição mais detalhada do comportamento de luz.

A radiação incidente foi registrada em valores de densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos (DFFFA) ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), através dos sensores (um em cada ambiente) já calibrados e acoplados a um registrador (*datalogger* Li-1000-35 Li-Cor), que fazia registros a cada cinco segundos e memorizava, a cada cinco minutos, uma média de DFFFA do período. Os sensores foram apoiados diretamente sobre o chão, sobre fixadores especiais que permitem o seu nivelamento, fazendo registros simultâneos em ambas as condições.

Nesse estudo, estabeleceu-se que registros iguais ou maiores a $50 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ de DFFFA seriam considerados como fochos de luz direta (ou *sunflecks*) (GANDOLFI, 2000), visando a comparação dos regimes de luz dos ambientes estudados (sol e sombra) com aqueles naturais, através dos dados disponíveis na literatura para esta formação florestal.

Identificação das espécies

Após a última coleta de dados, pelo menos uma muda de cada morfo-espécie foi encaminhada ao viveiro da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP), onde permaneceram até serem prensadas e herborizadas.

As identificações foram realizadas mediante consultas a especialistas e comparação com materiais herborizados já depositados no Herbário ESA, seguindo o *Angiosperm Phylogeny Group* (APG II, 2003), segundo classificação de Souza e Lorenzi (2005).

Informações a respeito das espécies identificadas, como síndromes de dispersão (CAMPASSI, 2002), ameaça de extinção (segundo lista anexa à resolução SMA08/07),

disponibilidade em viveiros (BARBOSA; MARTINS, 2003), hábito de vida, etc foram obtidas a *posteriori* através de consulta a trabalhos disponíveis na literatura (KLEIN, 1966; BAIDER, 1994; IVANAUSKAS, 1997; DE ASSIS, 1999; IVANAUSKAS et al., 2002; CATHARINO et al., 2006; LIMA, 2007; SANTOS, 2007).

A classificação em grupos sucessionais seguiu a proposta por Gandolfi et al. (1995). As espécies foram classificadas como pioneiras (Pi), secundárias iniciais (Si) e Climax (Cl). Algumas espécies são pouco conhecidas e por isso foram rotuladas como não caracterizadas (nc).

Parâmetros avaliados

A avaliação das mudas transplantadas se baseou nos dados de mortalidade, registrados em três períodos (T_1 , T_2 e T_3), com intervalos de dois meses entre cada medição (Agosto, Outubro e Dezembro de 2006), considerando as informações como dados binomiais (mortos 1 – vivos 0). O tempo inicial (T_0) foi considerado como o tempo em que as mudas foram repicadas, quando assumimos que todas estavam vivas.

Além disso, o desempenho das mudas foi avaliado segundo o seu crescimento em altura (cm) e a emissão de folhas novas (presença de folhas novas 1 – ausência de folhas novas 0), que também foi realizada nos três períodos de medição.

Na avaliação do crescimento relativo e sobrevivência/mortalidade, além dos grupos sucessionais, classes de altura e hábitos de vida, apenas as espécies mais abundantes foram consideradas (espécies que inicialmente apresentavam pelo menos 20 indivíduos em cada ambiente).

Para a avaliação da emissão de folhas novas, foram considerados os diferentes períodos de avaliação dos indivíduos transplantados, sendo estes T_1 (primeira medição), T_2 (segunda medição) e T_3 (terceira medição). Em cada uma das avaliações eram registradas a presença (1) ou ausência (0) de folhas novas, desconsiderando aquelas emitidas na avaliação anterior.

Classes de altura

A princípio, a amplitude das classes de altura seguiriam a utilizada por Viani (2005), para facilitar as comparações entre os resultados aqui obtidos e os daquele autor, já que poucos trabalhos desta natureza estão disponíveis na literatura.

No entanto, foi preciso adotar uma amplitude maior do que a determinada *a priori* para a coleta dos indivíduos (de 10 a 30cm). Isso ocorreu devido à variação de altura que as mudas sofreram no processo de repicagem (plantios das mudas em saquinhos), uma vez que não foi possível manter o ponto de inserção no solo como originalmente no ambiente natural.

As classes de altura foram então divididas em: classe I ($5 \leq H < 10\text{cm}$); classe II ($10 \leq H < 20\text{cm}$); classe III ($20 \leq H < 30\text{cm}$); classe IV ($30 \leq H < 40\text{cm}$); classe V ($40\text{cm} \leq H$), onde H=altura dos indivíduos.

Desta forma, foram excluídos das análises 12 indivíduos com alturas menores do que 5cm, além de 11 palmeiras, devido à dificuldade em medir suas alturas. No total, apenas 2083 indivíduos foram considerados nas avaliações de sobrevivência/mortalidade, crescimento em altura e emissão de folhas novas.

3.2.2.3 Análise dos dados

Dados binomiais (sobrevivência/mortalidade e emissão de folhas novas) foram transformados em porcentagens, enquanto o crescimento em altura foi avaliado segundo valores de crescimento relativo, que considera a diferença de altura (ao final do período) em relação à altura inicial, seguindo a fórmula (1):

(1)

$$H = \frac{(H_3 - H_0)}{H_0}$$

onde:

H = crescimento relativo;

H_3 = altura final (cm)

H_0 = altural inicial (cm)

Para avaliar os atributos ecológicos *versus* o seu desempenho (mortalidade, crescimento e emissão de folhas novas) sob o sol e sob a sombra, foi feito uma análise de variância, utilizando a análise de grupos de experimentos (COCHRAN; COX, 1957; PIMENTEL-GOMES, 1990). Esta análise é útil para comparar experimentos semelhantes, agrupando todos os resultados em uma

única análise. Portanto, além de se estimar os efeitos do fator “A” (grupos sucessionais ou classes de altura ou hábitos de vida ou espécies mais abundantes – um de cada vez) *versus* o fator “B” (ambientes sol e sombra) separadamente, pode-se estimar o efeito da interação entre esses fatores, agrupando os mesmos (Melissa L. Oda⁵, comunicação pessoal).

A principal exigência da análise para o agrupamento dos experimentos em uma única análise de variância é que exista homocedasticidade entre os resíduos dos diferentes experimentos. Para esse fim foi aplicado o teste de Hartley (F máximo) (PEARSON; HARTLEY, 1956).

Além disso, outra pressuposição é a normalidade para os erros dos experimentos, que foi testada através do teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965).

Quando encontradas diferenças entre os ambientes e obedecidas as condições de homocedasticidade e normalidade, a avaliação das análises conjuntas seguiu o teste de comparação de médias de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade.

O pacote estatístico utilizado nas análises foi o programa R de computação estatística (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2005).

3.2.3 Resultados

Foram coletados 2.106 indivíduos de 98 morfo-espécies diferentes, sendo que 71 foram identificados até o nível específico (binômio específico), enquanto 14 foram identificados até o gênero e 10 até a família botânica. Apenas três permaneceram não identificados.

Os atributos das espécies coletadas, bem como o número de indivíduos amostrados está disponível no ANEXO L.

A análise de grupos de experimento indicou que não houve interação entre o fator A (grupos sucessionais ou classes de altura ou hábitos de vida ou espécies mais abundantes) e o fator B (ambientes sol e sombra).

⁵ Melissa Lombardi Oda, engenheira agrônoma, mestre em Agronomia (ESALQ-USP) (área de concentração: Estatística e Experimentação Agrônômica) e doutoranda pelo programa de Recursos Florestais (ESALQ-USP).

3.2.3.1 Ambientes sol e sombra

As medições dos regimes de luz no sol e na sombra confirmaram que existe grande diferença entre esse ambientes, como pode ser observado na Figura 3.2. A radiação incidente média observada a pleno sol foi de $291,69 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, enquanto na sombra esse valor foi de $97,84 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Considerando a distribuição das frequências dos registros em classes de DFFFA (Figura 3.3), pode-se observar que na sombra predominam as classes $\leq 200 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, enquanto sob o sol a predominância é das classes entre 101 e $1.000 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Além disso, na sombra não houve nenhum registro acima dos $501 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, deixando evidente a diferença de regimes de luz entre esses dois ambientes.

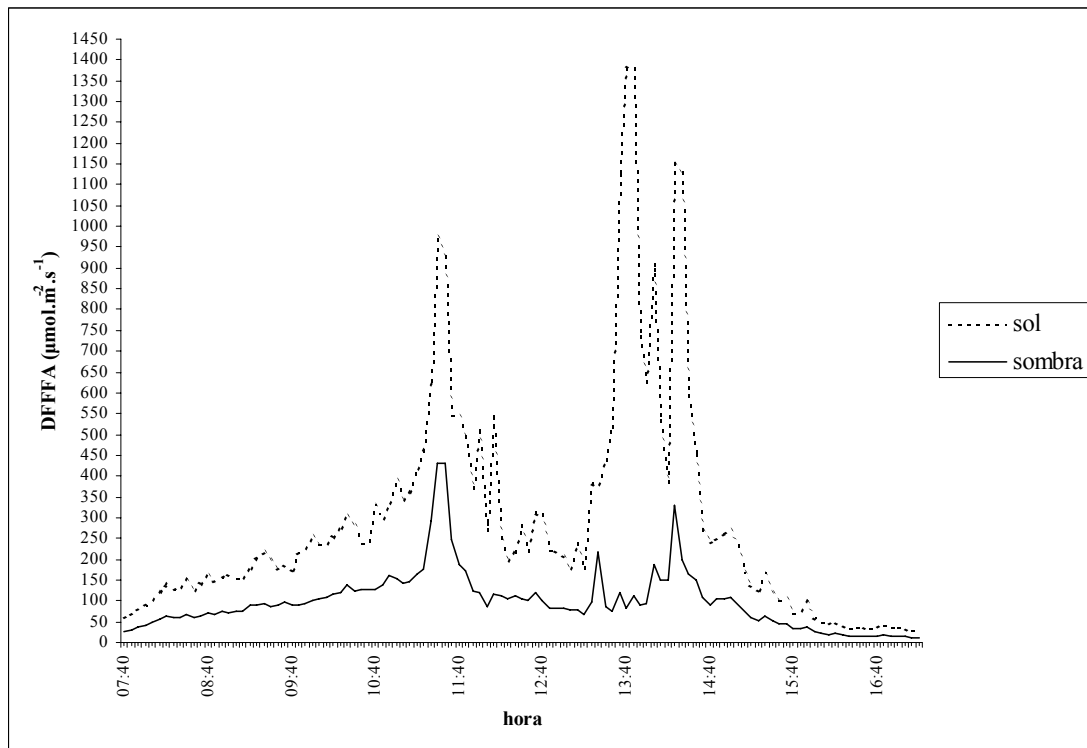


Figura 3.2 – Regime de luz registrado ao longo de um dia nos ambientes sol e sombra (amostragem de médias de 5 minutos)

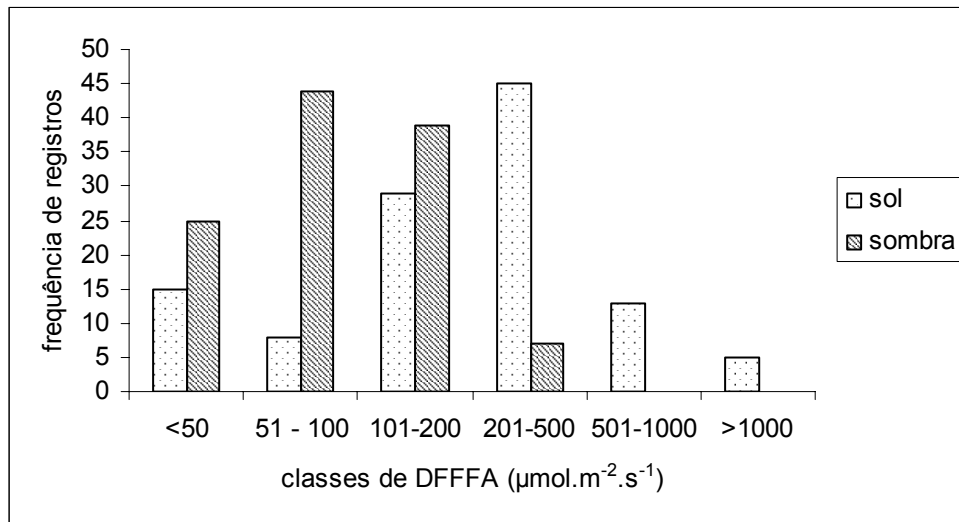


Figura 3.3 – Distribuição de frequências para os registros instantâneos em classes de DFFFA, para os ambientes sol e sombra

A incidência de DFFFA (densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos) diária calculada foi de $10,05 \text{ mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o sol e $3,37 \text{ mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para a sombra. Desse total, $9,88 \text{ mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (98,3%) e $3,19 \text{ mol.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (94,6%) respectivamente, correspondem à contribuição dos “*sunflecks*”, que considera os registros que ultrapassam os $50 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (GANDOLFI, 2000).

3.2.3.2 Sobrevivência/Mortalidade

Considerando os diferentes grupos sucessionais, as espécies pioneiras e secundárias iniciais, tanto no sol quanto na sombra, foram as que melhor sobreviveram (Tabela 3.1). Nos dois ambientes as espécies não identificadas apresentaram as menores porcentagens de sobrevivência. A análise conjunta indica que a sobrevivência foi significativamente maior sob o sol.

Tabela 3.1 – Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem de sobrevivência (%S) dos diferentes grupos sucessionais

Grupos sucessionais	análise individual	
	%S sol	%S sombra
Pioneiras	86,72 ± 4,37 A	85,42 ± 1,58 A
Secundárias iniciais	87,03 ± 2,29 A	77,15 ± 4,82 A
Climax	64,04 ± 3,15 B	58,11 ± 6,30 B
não classificadas	48,50 ± 1,12 C	43,51 ± 3,23 B
Ambientes	análise conjunta	
sol	71,58 ± 8,81 A	
sombra	66,05 ± 9,30 B	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Em relação às classes de altura, tanto no sol quanto na sombra, indivíduos das menores classes (classes I e II) apresentaram maiores porcentagens de sobrevivência quando comparado àqueles da maior classe de altura aqui considerada (classe V). Embora de maneira geral a sobrevivência tenha sido maior sob o sol (exceto a classe V), na análise conjunta a comparação entre os ambientes sol e sombra não indicou diferença significativa para esse fator (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem de sobrevivência (%S) das diferentes classes de altura

Classes de altura	análise individual	
	%S sol	%S sombra
classe I (5≤H<10cm)	70,18 ± 4,20 A	70,96 ± 4,13 A
classe II (10≤H<20cm)	69,87 ± 1,64 A	62,74 ± 4,32 A
classe III (20≤H<30cm)	53,06 ± 1,40 AB	50,62 ± 4,75 AB
classe IV (30≤H<40cm)	53,62 ± 4,38 AB	43,71 ± 5,64 AB
classe V (40CM≤H)	25,00 ± 15,96 B	39,59 ± 11,48 B
Ambientes	análise conjunta	
sol	54,35 ± 10,87 A	
sombra	53,52 ± 8,44 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Considerando os diferentes hábitos de vida e desconsiderando aquelas não classificadas, as herbáceas foram as que apresentaram as menores porcentagens de sobrevivência tanto no sol quanto na sombra, embora seu desempenho tenha sido melhor na sombra (Tabela 3.3).

A análise individual dos ambientes revela que no geral as lianas apresentaram maior sobrevivência, seguida das espécies arbustivo-arbóreas. No entanto, a sobrevivência das lianas foi

maior sob a sombra, enquanto que para as espécies arbustivo-arbóreas foi maior sob o sol. Embora esses valores não tenham sido confrontados diretamente (devido à não interação entre os fatores A-hábitos de vida e B-ambientes), a análise conjunta (que agrupa todos as classes do fator A) indica que não houve diferença significativa entre os ambientes sol e sombra.

Tabela 3.3 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem de sobrevivência (%S) dos diferentes hábitos de vida

Hábitos de vida	análise individual	
	%S sol	%S sombra
arbustivo-arbóreas	70,69 ± 2,04 A	64,29 ± 5,28 B
herbáceas	21,25 ± 14,20 B	50,00 ± 0,00 C
lianas	89,61 ± 3,43 A	91,39 ± 2,53 A
não classificadas	12,25 ± 3,43 B	10,91 ± 2,61 D
Ambientes	análise conjunta	
sol	48,45 ± 18,23 A	
sombra	54,74 ± 16,39 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Para as seis espécies mais abundantes (aquelas com pelo menos vinte indivíduos em cada ambiente – sol e sombra), algumas apresentaram 100% de sobrevivência (Tabela 3.4). Embora algumas espécies tenham sobrevivido melhor - cerca de 10% - sob a sombra (*Heteropterys intermedia*, *Nectandra oppositifolia* e *Calophyllum brasiliense*) e outras sob o sol (*Ocotea* sp.), segundo a análise conjunta não houve diferença significativa entre os dois ambientes.

Tabela 3.4 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem de sobrevivência (%S) das espécies mais abundantes

Espécies mais abundantes	análise individual	
	%S sol	%S sombra
<i>Guapira opposita</i>	100 A	100 A
<i>Heteropterys intermedia</i> **	90,42 ± 7,09 AB	100 A
<i>Piptocarpha notata</i> **	84,70 ± 7,28 AB	87,53 ± 2,86 A
<i>Nectandra oppositifolia</i>	74,06 ± 6,13 BC	83,95 ± 6,31 A
<i>Ocotea</i> sp.	67,98 ± 6,98 BC	48,20 ± 9,01 B
<i>Calophyllum brasiliense</i>	31,07 ± 5,77 D	41,26 ± 11,34 B
Ambientes	análise conjunta	
sol	74,70 ± 12,38 A	
sombra	76,82 ± 13,35 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

** lianas

Vale destacar o baixo desempenho de *C. brasiliense* em relação às demais, especialmente sob o sol, onde atingiu porcentagem média de sobrevivência de apenas 31%.

3.2.3.3 Crescimento em altura e emissão de folhas novas

Considerando o crescimento relativo, não houve diferença significativa entre os valores encontrados para os diferentes grupos sucessionais, embora o crescimento tenha sido maior para as espécies secundárias iniciais e pioneiras e menor para as clímax (Tabela 3.5). No geral as espécies cresceram mais sob o sol.

Tabela 3.5 – Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para o crescimento relativo dos grupos sucessionais

Grupos sucessionais	análise individual	
	sol	Sombra
Pioneiras	0,63 ± 0,07 A	0,50 ± 0,06 A
Secundárias iniciais	0,75 ± 0,06 A	0,53 ± 0,15 A
Climax	0,33 ± 0,02 A	0,19 ± 0,05 A
não classificadas	0,65 ± 0,17 A	0,34 ± 0,06 A
Ambientes	análise conjunta	
sol	0,59 ± 0,12 A	
sombra	0,39 ± 0,10 B	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

As classes de altura menores apresentaram maior crescimento do que as maiores, sobretudo no ambiente de sol (Tabela 3.6). Devido à escassez de indivíduos avaliados (apenas 6 sobreviventes), a classe V foi excluída da interpretação dos resultados. Para esse fator avaliado (classes de altura), também foi maior o crescimento a pleno sol.

Tabela 3.6 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para o crescimento relativo das classes de altura

Classes de altura	análise individual	
	sol	Sombra
classe I ($5 \leq H < 10$ cm)	$0,86 \pm 0,30$ A	$0,47 \pm 0,13$ A
classe II ($10 \leq H < 20$ cm)	$0,51 \pm 0,06$ AB	$0,34 \pm 0,04$ AB
classe III ($20 \leq H < 30$ cm)	$0,24 \pm 0,03$ AB	$0,21 \pm 0,03$ AB
classe IV ($30 \leq H < 40$ cm)	$0,13 \pm 0,02$ B	$0,07 \pm 0,02$ B
Ambientes	análise conjunta	
sol	$0,50 \pm 0,19$ A	
sombra	$0,27 \pm 0,10$ B	

* Médias \pm erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Considerando os diferentes hábitos de vida, o crescimento geral foi maior sob o sol (Tabela 3.7). As herbáceas foram excluídas das análises devido à escassez de indivíduos sobreviventes. O desempenho das lianas, que apresentaram maior crescimento relativo tanto no sol quanto na sombra, merece destaque uma vez que teve desempenho duas a três vezes maior do que as espécies arbustivo-arbóreas.

Tabela 3.7 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para o crescimento relativo dos hábitos de vida

Hábitos de vida	análise individual	
	sol	Sombra
arbustivo-arbóreas	$0,37 \pm 0,01$ B	$0,25 \pm 0,03$ B
lianas	$1,11 \pm 0,18$ A	$0,58 \pm 0,08$ A
nc	$0,27 \pm 0,13$ B	$0,13 \pm 0,05$ B
Ambientes	análise conjunta	
sol	$0,61 \pm 0,23$ A	
sombra	$0,32 \pm 0,05$ B	

* Médias \pm erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Entre as espécies mais abundantes, destacaram-se *Guapira opposita*, *Piptocarpha notata* e *Heteropterys intermedia*, sendo que destas, apenas *G.opposita* é arbustivo-arbórea, enquanto as demais são lianas. Considerando essas espécies de forma geral, houve diferença significativa entre os ambientes de sol e sombra, sendo o primeiro o local onde se obteve as maiores médias de crescimento relativo (Tabela 3.8). Avaliando a diferença entre os valores obtidos para cada espécie, destaca-se que *Nectandra oppositifolia* e *Calophyllum brasiliense* cresceram no sol

quase o dobro do que cresceram sob a sombra. Para *G. opposita* e *H. intermedia* essa diferença foi menor e para *P. notata* e *Ocotea* sp. praticamente inexistente.

Tabela 3.8 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para o crescimento relativo das espécies mais abundantes

Espécies mais abundantes	análise individual	
	sol	Sombra
<i>Guapira opposita</i>	0,66 ± 0,05 A	0,39 ± 0,07 A
<i>Piptocarpha notata</i> **	0,50 ± 0,02 A	0,48 ± 0,06 A
<i>Heteropterys intermedia</i> **	0,49 ± 0,12 AB	0,36 ± 0,03 AB
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,22 ± 0,03 BC	0,11 ± 0,02 C
<i>Callophyllum brasiliense</i>	0,23 ± 0,03 BC	0,12 ± 0,03 C
<i>Ocotea</i> sp.	0,19 ± 0,03 C	0,20 ± 0,03 BC
Ambientes	análise conjunta	
sol	0,38 ± 0,11 A	
sombra	0,28 ± 0,09 B	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

** lianas

Em relação à emissão de folhas novas, foram considerados apenas os grupos sucessionais, as classes de altura e os hábitos de vida. De maneira geral, pode-se dizer que a emissão de folhas novas aumentou ao longo das medições e que estas não foram significativamente diferentes entre os ambientes sol e sombra.

Entre os diferentes grupos sucessionais, os valores foram significativamente maiores para as pioneiras na primeira e na terceira medição, enquanto na segunda os valores se apresentam menos dissimilares entre esses grupos (Tabela 3.9). Na primeira medição, as diferenças foram particularmente pronunciadas para as pioneiras; no entanto, as secundárias iniciais também merecem destaque, uma vez que aproximadamente o dobro de indivíduos apresentou folhas novas em relação às espécies clímax.

Tabela 3.9 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem média de emissão de folhas novas dos grupos sucessionais nos diferentes períodos de avaliação. FN1=primeira avaliação; FN2=segunda avaliação; FN3=terceira avaliação

Grupos Sucessionais	análise individual					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	sol	sombra	sol	sombra	sol	sombra
Pioneiras	81,05 ± 8,44 A	80,56 ± 5,32 A	65,54 ± 3,88 A	62,20 ± 2,24 AB	91,29 ± 2,17 A	92,78 ± 2,89 A
Secundárias iniciais	31,54 ± 4,74 B	41,11 ± 2,80 B	66,09 ± 6,08 A	79,83 ± 4,7 A	67,84 ± 4,66 B	64,57 ± 4,96 B
Climax	16,37 ± 1,65 B	15,93 ± 0,56 C	60,45 ± 5,07 A	56,97 ± 2,91 B	55,64 ± 2,18 B	52,58 ± 4,96 BC
Nc	16,87 ± 1,90 B	23,83 ± 2,00 C	65,18 ± 4,57 A	65,83 ± 5,20 AB	55,78 ± 3,82 B	40,92 ± 2,18 C
Ambientes	análise conjunta					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	Sol		Sombra		Sol	
Sol	36,46 ± 14,38 A		64,31 ± 4,59 A		67,64 ± 8,09 A	
Sombra	40,36 ± 13,19 A		66,21 ± 5,55 A		62,71 ± 10,56 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

A emissão de folhas novas foi significativamente maior para a menor classe de altura (classe I - $5 \leq H < 10$ cm) na primeira medição, sendo esses valores decrescentes conforme o aumento das classes de altura (Tabela 3.10). Na segunda e terceira medição a porcentagem média de emissão de folhas novas não foi significativamente diferente entre as classes de altura, tampouco entre os tratamento sol e sombra de maneira geral (tabela 3.10).

No entanto, vale notar que na primeira e segunda medição, salvo poucas exceções entre as diferentes classes de altura, a emissão de folhas novas foi maior sob a sombra, ainda que algumas vezes essas diferenças não sejam estatisticamente significativas.

Tabela 3.10 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem média de emissão de folhas novas das classes de altura nos diferentes períodos de avaliação. FN1=primeira avaliação; FN2=segunda avaliação; FN3=terceira avaliação

Classes de altura	análise individual					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	sol	sombra	sol	sombra	sol	sombra
classe I ($5 \leq H < 10$ cm)	45,08 ± 3,13 A	46,93 ± 3,38 A	74,86 ± 3,70 A	80,26 ± 1,89 A	57,39 ± 3,50 A	57,81 ± 6,22 A
classe II ($10 \leq H < 20$ cm)	25,52 ± 1,98 B	32,36 ± 0,90 B	59,69 ± 2,26 A	65,00 ± 1,61 A	60,22 ± 2,63 A	54,13 ± 1,72 A
classe III ($20 \leq H < 30$ cm)	20,21 ± 2,71 BC	22,50 ± 3,08 BC	67,76 ± 2,31 A	60,83 ± 2,20 A	64,42 ± 1,92 A	57,26 ± 5,37 A
classe IV ($30 \leq H < 40$ cm)	13,13 ± 3,25 C	15,98 ± 1,91 C	53,87 ± 5,74 A	57,17 ± 1,76 A	65,75 ± 7,51 A	56,01 ± 14,05 A
Classe V ($40 \text{CM} \leq H$)	-	-	43,75 ± 25,77 A	79,17 ± 12,5 A	35,42 ± 20,52 A	62,50 ± 23,91 A
Ambientes	análise conjunta					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	sol		sombra		sol	
sol	25,99 ± 6,63 A		59,99 ± 12,02 A		56,64 ± 10,50 A	
sombra	29,46 ± 6,42 A		68,48 ± 7,12 A		57,54 ± 11,61 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

Entre os hábitos de vida, o destaque maior foi das lianas, que logo na primeira medição apresentou maior porcentagem de emissão de folhas novas do que os demais hábitos. No entanto, nas medições subsequentes a diferença foi significativa apenas para as espécies não classificadas, que apresentaram menor número de indivíduos com folhas novas (Tabela 3.11).

Tabela 3.11 - Resultados da análise de grupos de experimento individual (sol e sombra) e conjunta (sol x sombra) para a porcentagem média de emissão de folhas novas dos hábitos de vida nos diferentes períodos de avaliação. FN1=primeira avaliação; FN2=segunda avaliação; FN3=terceira avaliação

Hábitos de vida	análise individual					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	sol	sombra	sol	sombra	sol	sombra
arbustivo-arbóreas	18,94 ± 1,73 AB	21,75 ± 0,73 B	66,21 ± 1,44 A	64,48 ± 1,74 AB	63,37 ± 1,04 A	57,17 ± 3,80 A
herbáceas	38,33 ± 21,76 AB	25,00 ± 17,68 B	66,67 ± 16,67 A	100 ± 0,00 A	-	-
lianas	68,74 ± 7,81 A	75,62 ± 3,90 A	67,38 ± 3,7 A	72,01 ± 1,30 A	67,19 ± 1,60 A	58,70 ± 5,14 A
nc	0,70 ± 0,60 B	2,26 ± 0,79 C	10,42 ± 7,89 B	31,45 ± 12,69 B	10,42 ± 7,89 B	25,28 ± 6,81 B
Ambientes	análise conjunta					
	%FN 1		%FN 2		%FN 3	
	sol	sombra	sol	sombra	sol	sombra
sol	31,67 ± 16,62 A		51,73 ± 14,93 A		46,99 ± 14,18 A	
sombra	32,04 ± 15,88 A		62,27 ± 13,18 A		47,05 ± 9,41 A	

* Médias ± erro padrão seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si no nível de 5% de significância pelo teste de Tukey

3.2.4 Discussão

Uma das maiores dificuldades encontradas nesse estudo está relacionada à identificação da comunidade de plântulas e plantas jovens coletadas, uma vez que material botânico estéril é de difícil identificação, sobretudo porque indivíduos jovens nem sempre apresentam as características típicas das espécies adultas (GARWOOD, 1983; CHAVES, 1994; MORAES; PAOLI, 1999; FERREIRA et al., 2001; OLIVEIRA, 2001). Além disso, muitos indivíduos perderam suas folhas e morreram antes mesmo de serem classificados em morfo-espécies, o que pode comprometer a interpretação dos resultados.

Sendo assim, é preciso interpretar os resultados com muita cautela; além da identificação incompleta, o procedimento de coleta em si foi enviesado, pois o critério de inclusão adotado (apenas espécies arbustivo-arbóreas) foi de difícil aplicação em campo, sendo difícil distinguir as diferentes formas de vida. Embora as espécies não arbustivo-arbóreas coletadas tenham sido

consideradas, a avaliação desses grupos deve considerar que estes não foram representados de forma uniforme, sendo que alguns podem ter sido sub-amostrados (herbáceas e lianas).

3.2.4.1 Ambientes sol e sombra

O ambiente sol apresentou média de DFFFA (densidade de fluxo de fótons fotossinteticamente ativos) cerca de três vezes maior do que a média registrada para o ambiente de sombra, comprovando a diferença de condições entre os dois ambientes estudados.

Poucos são os trabalhos disponíveis na literatura a respeito dos regimes de luz em Floresta Ombrófila Densa, podendo citar Muniz (2004) como uma das poucas exceções. Em seu trabalho a autora estudou o regime de luz (no inverno) de quatro formações florestais distintas, entre as quais uma área de Floresta Ombrófila Densa Submontana. A amplitude dos valores registrados para esta formação florestal em condições de sub-bosque variam principalmente entre 0 a 5 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, com poucos registros acima desses valores (MUNIZ, 2004). No centro de clareiras grandes a autora encontrou amplitude de 20 a 100 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Sob a condição de sombreamento natural aplicada às mudas transplantadas a amplitude de variação foi de 11,85 a 432,2 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Esses registros se comparam às condições de clareiras pequenas a médias em Floresta Estacional Semidecidual, como verificado por Gandolfi (2000).

A pleno sol a amplitude de variação foi de 28,96 a 1.387 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, demonstrando que a incidência de luz nesse ambiente equivale aos registros de Turnbull e Yates (1993), que comprovaram que em clareiras grandes os registros ultrapassam 1.000 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, embora poucos sejam os registros acima desses valores.

Se considerado a contribuição dos “*sunflecks*” a DFFFA diária, os ambientes sob os quais as mudas transplantadas foram colocadas equivalem no mínimo a clareiras pequenas, sendo mais próximo às condições de clareiras médias ou grandes, de acordo com os registros de Gandolfi (2000).

Essas informações comprovam que as condições de sombreamento sob as quais se desenvolveu este estudo nem se aproximam das condições naturais de sub-bosque florestal, sendo mais semelhantes às condições de clareiras ou áreas abertas. Essa comprovação traz importantes implicações à interpretação dos resultados e, quando pertinente, será destacada ao longo da discussão sobre o desempenho dos indivíduos coletados.

3.2.4.2 Grupos Sucessionais

Como já exposto anteriormente, as classificações que agrupam as espécies de acordo com suas demandas por luz são corroboradas por diversos trabalhos que comprovam que estes grupos apresentam performances distintas quanto à germinação, crescimento, sobrevivência, etc (AUGSPURGER, 1984; KOBE et al., 1995; WALTERS; REICH, 1996; KITAJIMA, 1996; KOBE; COATES, 1997; AGYEMAN et al., 1999; DE SOUZA; VALIO, 2001; VALIO, 2003).

Nos resultados encontrados por este estudo as espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentaram sobrevivência média significativamente maior do que os demais, tanto no sol quanto na sombra. O crescimento relativo médio dessas espécies também foi maior do que o das espécies clímax ou não classificadas, embora na análise individual dos ambientes sol e sombra essa diferença não seja significativa.

A hipótese de que espécies pioneiras exibem alto grau de flexibilidade fisiológica (STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996) parte do paradigma de que ambientes de clareira apresentam alta variabilidade de recursos (água, nutrientes, luz, etc) (BAZZAZ; PICKETT, 1980) e que, portanto, as espécies especializadas nestes tipos de ambientes também devem ser caracterizadas por padrões de resposta mais flexíveis (STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996). A partir disso é possível prever que as espécies pioneiras *sensu lato* devem apresentar maior potencial de aclimação frente às alterações de luz, enquanto as espécies sucessionais mais tardias devem apresentar aclimação mais restrita, devido às condições mais constantes e homogêneas do sub-bosque florestal (STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996).

Partindo dessas idéias e considerando os resultados de sobrevivência e crescimento, que corroboram os estudos de Viani e Rodrigues (2007) e Viani et al. (2007), o melhor desempenho das pioneiras *sensu lato* pode estar relacionado a essa suposta maior plasticidade de aclimação, que deve explicar também o fato de mais pioneiras terem emitido folhas novas logo após o transplante (i.e. na primeira medição). A produção de folhas novas pode representar uma exigência frente a alteração de disponibilidade de luz, como foi demonstrado para três espécies de *Miconia* (NEWELL et al., 1993).

Muitas características fisiológicas e estruturais podem exemplificar as especializações adaptativas das espécies aos ambientes em que ocorrem; de maneira geral espécies pioneiras maximizam o ganho de carbono através das elevadas taxas fotossintéticas, alta condutância dos

estômatos e pontos de saturação de luz elevados (CHAZDON et al., 1996), que resulta em maiores taxas de crescimento. A emissão de raízes é abundante, sobretudo de raízes finas, que possuem maior comprimento e mais ramificações (GONÇALVES et al., 2000; GONÇALVES; MELLO, 2000). Essa característica é potencialmente vantajosa quando se pensa em transplante, uma vez que deve garantir a rápida emissão de raízes pós-transplante. Por outro lado, possuem também altas taxas respiratórias, que restringe a tolerância aos períodos de baixa exposição à luz (CHAZDON et al., 1996; STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996).

De forma contrária, espécies típicas de sub-bosque (i.e. clímax) possuem taxa fotossintética limitada e elevada susceptibilidade a foto inibição. Essas espécies são adaptadas para maximizar a absorção de luz ao mesmo tempo em que devem minimizar os custos respiratórios, embora muitas vezes não consigam aumentar a taxa fotossintética em resposta ao aumento de luz (CHAZDON et al., 1996; PRESS et al., 1996), podendo sofrer fotoinibição até mesmo por “*sunflecks*” de longa duração.

Pode-se inferir que em decorrência dessas características, as espécies clímax apresentaram menor sobrevivência, menor crescimento relativo e emissão mais tardia de folhas novas. A maior porcentagem de mortalidade pode ser conseqüência a alta exposição à luz a que foram submetidas. Mesmo sob o ambiente sombreado a incidência de luz foi muito mais elevada do que o comumente encontrado nos sub-bosques de florestas tropicais, como já exposto anteriormente. A emissão de raízes é menos significativa em espécies clímax (GONÇALVES et al., 2000), o que implica em uma maior dificuldade no restabelecimento. Essas condições somadas ao estresse da transferência devem ter contribuído fortemente para o baixo desempenho dessas espécies. Outro fator que pode estar relacionado a essa elevada mortalidade é o fato dessas espécies apresentarem baixa condutância dos estômatos, o que significa que o fechamento dos estômatos em resposta às alterações ambientais é lento (BAZZAZ; PICKETT, 1980; STRAUSS-DEBENEDETTI; BAZZAZ, 1996), deixando a planta vulnerável à rápida dissecação caso o suprimento de água não seja abundante.

O crescimento das plantas é, de forma geral, menor em ambientes sombreados e particularmente menor entre as espécies tolerantes à sombra (i.e. clímax) (KOBÉ et al., 1995; WALTERS; REICH, 1996), embora esta seja uma característica intrínseca de cada espécie (SWAINE et al., 1987). No entanto, é reconhecido também que as espécies clímax sobrevivem melhor do que as pioneiras em ambientes fortemente sombreados (WALTERS; REICH, 1996).

Neste estudo essa última afirmação não se comprovou porque o sombreamento fornecido apresentou níveis superiores aos encontrados em sub-bosques e assim não favoreceu as espécies clímax.

Baseado nas características dos diferentes grupos sucessionais podemos aceitar que o desempenho dessas espécies corroborou a hipótese esperada, ou seja, que o desempenho entre esses grupos seria diferenciado e que espécies pioneiras *sensu lato* apresentariam melhor sobrevivência e crescimento relativo do que as espécies clímax. Outros trabalhos dessa natureza corroboram esse padrão de sobrevivência e crescimento (VIANI, 2005; NAVE, 2005).

3.2.4.3 Classes de altura

Considerando a sobrevivência, crescimento relativo e emissão de folhas novas, os indivíduos transplantados das menores classes de altura (de 5 a 30cm) foram os que apresentaram o melhor desempenho geral, tanto no sol quanto na sombra. Esse desempenho diminuiu gradualmente conforme o aumento em altura dos indivíduos, resultado verificado também por Nave (2005).

Whitmore (1996) relata que, em ambientes naturais, plântulas muito pequenas apresentam elevadas taxas de mortalidade (SWAINE et al., 1987; LIEBERMAN, 1996), sendo que conforme aumentam de tamanho, essa taxa diminui. Isso porque a fase de estabelecimento é crítica para as populações de plântulas, na qual as espécies expressam suas especializações por sítios específicos com condições adequadas (WHITMORE, 1996). A partir dessas idéias pode-se interpretar que indivíduos mais velhos estão mais bem adaptados aos sítios onde ocorrem, uma vez que representam os sobreviventes às pressões seletivas.

Essas afirmativas contradizem o resultado encontrado por esse estudo, mas vale lembrar que a mortalidade aqui avaliada é subsequente ao processo de transplante para condições de viveiro, onde a disponibilidade de luz e água foi garantida ao longo de todo o período de avaliação. Nessas condições, os indivíduos de menor tamanho podem ter obtido vantagem em relação aos indivíduos mais velhos pelo fato de representarem estágios ontogenéticos mais iniciais, no qual o elevado potencial de emissão de raízes e folhas novas, complementados pela menor perda de água via evapotranspiração (associada à menor área foliar) garantem o seu melhor desempenho. Além disso, o sistema radicular de indivíduos mais velhos deve se

apresentar mais desenvolvido e extenso, sendo que o dano causado durante o transplante deve afeta-los de forma mais prejudicial (THOMA, 1998; NAVE, 2005). Isso significa que especificamente nas situações de transplante, indivíduos mais velhos e melhor adaptados são mais sensíveis e conseqüentemente sujeitos a maiores taxas de mortalidade (THOMA, 1998; NAVE, 2005).

3.2.4.4 Hábitos de vida

Devido aos equívocos cometidos na coleta das plântulas e plantas jovens, houve forte desigualdade na representação dos diferentes hábitos de vida, sendo que as herbáceas foram menos representadas, enfraquecendo as inferências a respeito desse grupo. Já as lianas foram coletadas em abundância devido ao seu caule lenhoso (HOLBROOK; PUTZ, 1996), difícil de diferenciar das espécies arbustivo-arbóreas (ENGEL et al., 1998).

As espécies arbustivo-arbóreas apresentaram sobrevivência satisfatória tanto no sol (70,7%) quanto na sombra (64,3%), com valores muito semelhantes aos valores encontrados por Viani (2005) (60%) e Nave(2005) (69%). Lembrando que as condições fornecidas às mudas após o transplante foram as mais simples possíveis (i.e. sem estrutura própria de viveiro, sem adubação, etc), o desempenho dessas espécies pode melhorar se um maior investimento for aplicado aos procedimentos do transplante.

Em relação ao desempenho das lianas, importantes considerações devem ser feitas sobre suas características adaptativas. Sabe-se que essas trepadeiras lenhosas canalizam poucos recursos para os tecidos de sustentação, o que aliado a uma estrutura interna com um eficiente e rápido transporte de água resulta em um caule resistente e ao mesmo tempo flexível, que facilmente entra em fases de alongamento quando buscam por luz. Além disso possuem alta capacidade de propagação vegetativa, o que lhes confere elevado potencial de adaptação às mudanças ambientais repentinas (ENGEL et al., 1998; SCHNITZER; BONGERS, 2002).

Sendo assim, as elevadas porcentagens de sobrevivência, crescimento e emissão de folhas das lianas abordadas por este estudo apenas confirmam a alta capacidade competitiva – e o sucesso adaptativo - desse grupo polifilético (SCHNITZER; BONGERS, 2002). Embora a maioria dos estudos foque apenas os efeitos negativos que estas espécies exercem sobre a comunidade arbórea tropical, atualmente se reconhece que além de contribuir para a riqueza de

espécies, as lianas exercem, de maneira geral, papel benéfico sobre a dinâmica e ciclo regeneração das florestas tropicais (ENGEL et al., 1998). Por isso, sua contribuição à diversidade florestal deve ser considerada e melhor estudada, buscando formas de inseri-las nos plantios de restauração sem prejudicar as espécies arbóreas.

3.2.4.5 Espécies mais abundantes

A discussão em relação ao desempenho das espécies mais abundantes pode parecer pouco relevante considerando-se que cada uma apresenta características muito particulares e que muitas vezes são pouco conhecidas; entretanto, informações preliminares sobre essas espécies constituem uma oportunidade única na busca pelo esclarecimento a respeito do comportamento de cada uma e da importância que representam para as comunidades vegetais.

Dentre as espécies consideradas nas avaliações, *Guapira opposita* se destaca por ter apresentado 100% de sobrevivência (sol e sombra) e maior média de crescimento relativo no sol. Esta espécie arbórea possui ampla distribuição no sub-bosque de floresta pluvial atlântica (encosta e restinga), onde ocorre de forma abundante e freqüente, muitas vezes como elemento sub-dominante em planícies aluviais e fundos de vale (KLEIN, 1978; LORENZI, 1992). Embora seja uma espécie comumente presente em muitos levantamentos fitossociológicos, esta espécie é encontrada em apenas um dos 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003).

As lianas *Heteropterys intermedia* e *Piptocarpha notata* apresentaram desempenho condizente às características desse hábito de vida, embora em média não tenham apresentado crescimento relativo maior do que *Guapira opposita* no ambiente a pleno sol. Apenas na sombra *Piptocarpha notata* superou *G.opposita*.

Entre as espécies mais abundantes mas com maior porcentagem média de mortalidade destaca-se o guanandi (*Calophyllum brasiliense*). Essa espécie clímax é descrita na literatura como uma espécie higrófila, ou seja, que ocorre preferencialmente em áreas de maior umidade (KLEIN, 1978; MARQUES; JOLY, 2000). Segundo Loik e Holl (1999), que avaliaram o desempenho de indivíduos de *C. brasiliense* plantados em diferentes condições de sombreamento, esta espécie é capaz de se aclimatar a diferentes intensidades de luz. Além disso, segundo informações obtidas com diversos viveiristas (dados não publicados), esta espécie possui

bom desempenho em condições de viveiro, sem maiores dificuldades nas etapas de germinação e manutenção.

Embora populações naturais dessa espécie apresentem maior mortalidade entre os indivíduos de menor tamanho (MARQUES; JOLY, 2000), a elevada mortalidade registrada após o transplante pode ser decorrente principalmente do estresse causado pela própria coleta e transplante, devido aos possíveis danos às raízes e/ou dificuldades em se restabelecer após a repicagem. Corroborando essa possibilidade, pode-se citar que em condições naturais a mortalidade de indivíduos <20cm chega a 29% (MARQUES; JOLY, 2000), enquanto entre os indivíduos transplantados de mesmo tamanho essa mortalidade foi de cerca de 60,9%.

Outra possibilidade, associada ao fato de ser higrófito, é que o substrato utilizado e as irrigações aplicadas podem não ter sido suficientes para atender as exigências desta espécie. O substrato deve apresentar características adequadas para o desenvolvimento das mudas (GONÇALVES et al., 2000), sendo que neste caso, a proporção entre porosidade (que garante a drenagem do excesso de água) e capacidade de retenção de água pode não ter sido ideal para essa espécie, sendo necessário mais estudos nesse sentido.

3.3 Considerações Finais

Os resultados obtidos neste capítulo proporcionam algumas conclusões relevantes para futuros trabalhos de transplante de plântulas e plantas jovens de Floresta Ombrófila Densa.

Primeiramente pode-se destacar que, de maneira geral, a sobrevivência e o desenvolvimento dos indivíduos transplantados foi melhor a pleno sol. Embora os ambientes não tenham influenciado a emissão de folhas novas para nenhum dos fatores avaliados (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida) nem a sobrevivência quando considerados as classes de altura ou os hábitos de vida, sua influência foi significativa para outros fatores.

Considerando os diferentes grupos sucessionais, a sobrevivência geral foi melhor a pleno sol. Em relação ao crescimento relativo, todos os fatores avaliados (grupos sucessionais, classes de altura, hábitos de vida e espécies mais abundantes) apresentaram melhor desempenho sob o sol.

A partir desses resultados é possível recomendar que, em casos onde uma infra-estrutura de viveiro não esteja disponível, as mudas sejam encanteiradas a pleno sol, sem maiores prejuízos ao desempenho geral das espécies coletadas. Vale lembrar que imediatamente após o transplante todos os indivíduos coletados foram mantidos sob sombra (aproximadamente um mês), evitando que estes sofressem dessecação imediato. Além disso, a irrigação das mudas transplantadas foi feita diariamente por todo o período de avaliação, garantindo às mesmas um suprimento de água constante.

Não há conclusão efetiva a respeito de quais condições de sombreamento proporcionam o melhor desempenho das diferentes classes de altura, hábitos de vida ou mesmo espécies. Isso porque este estudo foi preliminar e evidencia muitos outros aspectos que devem ser considerados em uma avaliação, aspectos esses que podem estar relacionados a outras etapas e procedimentos da técnica de transplante, como já destacado no capítulo um. No entanto, considerando apenas os grupos sucessionais, fica evidente que espécies pioneiras e secundárias iniciais são favorecidas quando submetidas a elevadas intensidades de luz.

Embora seja virtualmente impossível isolar as variáveis que influenciam a sobrevivência e o desenvolvimento dos indivíduos transplantados, mais estudos dessa natureza são necessários para refinar o transplante de espécies nativas como técnica de produção de mudas.

Referências

ADJERS, G.; HADENGGANAN, S.; KUUSIPALO, J.; OTSAMO, A.; VESA, L. Production of planting stock from wildlings of four *Shorea* species. **New Forests**, Dordrecht, v. 16, p. 185-197, 1998.

AGYEMAN, V.K.; SWAINE, M.D.; THOMPSON, J. Responses of tropical forest tree seedlings to irradiance and the derivation of a light response index. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 815-827, 1999.

AIDE, T.M. Clues for Tropical Forest restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 327-327, 2000.

ALMEIDA, L.S.; MAIA, N.; ORTEGA, A.R.; ANGELO, A.C. Crescimento de mudas de *Jacaranda puberula* Cham. em viveiro submetidas a diferentes níveis de luminosidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 3, p. 323-329, 2005.

ALVAREZ-AQUINO, C.; WILLIAMS-LINERA, G.; NEWTON, A.C. Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican Cloud Forest. **Restoration Ecology**, Malden, v. 12, n. 3, p. 412-418, 2004.

AUGSPURGER, C.K. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 72, p. 777-795, 1984.

AUGSPURGER, C.K.; CHEESEMAN, J.M.; SALK, C.F. Light gains and physiological capacity of understorey woody plants during phenological avoidance of canopy shade. **Functional Ecology**, Oxford, v. 19, n. 4, p.537-546, 2005.

BAIDER, C. **Banco de sementes e plântulas na sucessão de Mata Atlântica**. 1994. 137 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.

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

BARBOSA, L.M.; MARTINS, S.E. **Diversificando o reflorestamento no estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 63 p.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34, 2003.

BAZZAZ, F.; PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 11, p. 287-310, 1980.

BLOOR, J.M.G. Light responses of shade-tolerant tropical tree species in north-east Queensland: a comparison of forest- and shadehouse-grown seedlings. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 163-170, 2003.

CAMPASSI, F. **Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da Mata Atlântica**. 2002. 60 p. Monografia (Trabalho de Graduação em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita”, Rio Claro, 2002.

CATHARINO, E.L.M.; BERNACCI, L.C.; FRANCO, G.A.D.C.; DURIGAN, G.; METZGER, J.P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo de florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/download?article+bn00306022006+item>>. Acesso em: 17 ago. 2007.

CHAVES, M.M.F. **Descrição morfológica de sementes, de plântulas e de mudas de dez espécies arbóreas pioneiras, na microrregião de Viçosa, MG**. 1994. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1994.

CHAZDON, R.L.; KAUFMANN, S. Plasticity of leaf anatomy in relation to photosynthetic light acclimation. **Functional Ecology**, Oxford, v. 7, p. 385-394, 1993.

CHAZDON, R.L.; PEARCY, R.W.; LEE, D.W.; FETCHER, N. Photosynthetic responses of Tropical Forests plants to contrasting light environments. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.; SMITH, A.P. (Org.). **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 5-55.

CLEMENTS, F.E. **Plant succession: an analysis of community functions**. Washington: Carnegie Institution, 1916. 512 p.

COCHRAN, W.G.; COX, G.M. **Experimental designs**. New York: John Wiley, 1957. 611 p.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p.1119-1144, 1977.

DANIEL, O.; OHASHI, S.T.; SANTOS, S.A. Produção de mudas de *Goupia glabra* (cupiúba): efeito de níveis de sombreamento e tamanho de embalagens. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 18, n. 1, p. 1-13, 1994.

DE ASSIS, M.A. **Florística e caracterização das comunidades vegetais da planície costeira de Picinguaba, Ubatuba - SP**. 1999. 254 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

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

DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 2, p. 47-51, 1980.

DRURY, W.H.; NISBET, I.C.T. Sucession. **Journal of the Arnold Arboretum**, Cambridge, v. 54, p. 331-368, 1973.

ENGEL, V.L. **Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de essências nativas, concentração de clorofila nas folhas e aspectos de anatomia**. 1989. 202 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2003. p. 3-26.

ENGEL, V.L.; POGGIANI, F. Influencia do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essencias nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **IPEF**, Piracicaba, n. 43/44, p. 1-10, 1990.

ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B.; OLIVEIRA, R.E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica do IPEF**, Piracicaba, v. 12, p. 43-64, 1998.

FANTI, S.C.; PEREZ, S.C.J.G.D.A. Influência do sombreamento artificial e da adubação química na produção de mudas de *Adenantha pavonina* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.13, n. 1, 2003.

FENNER, M. Seedlings. **New Phytologist**, Cambridge, n. 106, p. 35-47, 1987.

FERREIRA, R.A.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; MALAVASI, M.M. Morfologia de frutos, sementes, plântulas e plantas jovens de *Dimorphandra mollis* Benth. - faveira (Leguminosae - Caesalpinoideae). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 303-309, 2001.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H.D.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal Tropical Forest in Panama: a community study. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 53, n. 2, p. 159-181, 1983.

_____. Functional morphology of tropical tree seedlings. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: The Parthenon Publishing Group, 1995. p. 58-130.

GLEASON, H.A. The structure and development of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Tempe, v. 44, n. 10, p. 463-481, 1917.

GONÇALVES, J.L.D.M.; MELLO, S.L.D.M. O sistema radicular das árvores. In: GONÇALVES, J.L.D.M.; BENEDETTI V. (Org.). **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 219-267.

GONÇALVES, J.L.D.M.; SANTARELLI, E.G.; MORAES NETO, S.P.; MANARA, M.P. Produção de mudas de espécies nativas: substrato, nutrição, sombreamento e fertilização. In: GONÇALVES, J.L.D.M.; BENEDETTI V. (Org.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 309-350.

GORDON, J. Effect of shade on photosynthesis and dry weight distribution in yellow birch (*Betula alleghanensis* Britton) seedlings. **Ecology**, Tempe, v. 50, n. 5, p. 924-926, 1969.

GUARIGUATA, M.R. Seed and seedling ecology of tree species in Neotropical Secondary Forests: management implications. **Ecological Applications**, Tempe, v. 10, n. 1, p. 145-154, 2000.

HOLBROOK, N.M.; PUTZ, F.E. Physiology of tropical vines and hemiepiphytes: plants that climb up and plants that climb down. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.; SMITH, A.P. (Org.). **Tropical Forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 363-397.

IVANAUSKAS, N.M. **Caracterização florística e fisionômica da Floresta Atlântica sobre a formação Pariquera-Açu, na zona da Morraria Costeira do Estado de São Paulo**. 1997. 217 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 1, p. 43-57, 2002.

KITAJIMA, K. Ecophysiology of tropical tree seedlings. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.; SMITH, A.P. (Org.). **Tropical forest plant ecophysiology**. New York: Chapman and Hall, 1996. p. 559-596.

KLEIN, R.M. Árvores nativas indicadas para o reflorestamento no sul do Brasil. **Sellowia**, Itajaí, n. 18, p. 29-39, 1966.

_____. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí: John Simon Memorial Foundation, 1978. 24 p.

KOBE, R.K.; COATES, K.D. Models of sapling mortality as a function of growth to characterize interspecific variation in shade tolerance of 8 tree species of northwestern British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, Gaithersburg, v. 27, p. 227-236, 1997.

KOBE, R.K.; PACALA, S.W.; SILANDER, J.A., JR.; CANHAM, C.D. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 2, p. 517-532, 1995.

LIEBERMAN, D. Demography of tropical tree seedlings: a review. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO; Parthenon Publishing Group, 1996. chap. 4, p. 131-135.

LIMA, R.A.F.D. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.

_____. **Regime de distúrbio e dinâmica de regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica Submontana**. 2007. 233 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

LOIK, M.E.; HOLL, K.D. Photosynthetic responses to light for rainforest seedlings planted in abandoned pasture, Costa Rica. **Restoration Ecology**, Malden, v. 7, n. 4, p. 382-391, 1999.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1992. 198 p.

MARQUES, M.C.M.; JOLY, C.A. Estrutura e dinâmica de uma população de *Calophyllum brasiliense* Camb. em floresta higrófila do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 107-112, 2000.

MCALPINE, K.G.; DRAKE, D.R. The effects of small-scale environmental heterogeneity on seed germination in experimental treefall gaps in New Zealand. **Plant Ecology**, Tempe, v. 165, n. 2, p. 207-215, 2003.

MELI, P. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. **Interciencia**, Caracas, v. 28, n. 10, p. 581-589, 2003.

MORAES, P.L.R.D.; PAOLI, A.A.S. Morfologia e estabelecimento de plântulas de *Cryptocarya moschata* Nees., *Ocotea catharinensis* Mez. e *Endlicheria paniculata* (Spreng.) MacBride - Lauraceae. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 287-295, 1999.

MOTTL, L.M.; MABRY, C.M.; FARRAR, D.R. Seven-year survival of perennial herbaceous transplants in Temperate Woodland restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 330-338, 2006.

MUNIZ, M.R.A. **Estudo de regime de luz nas quatro principais formações fitogeográficas no Estado de São Paulo durante o inverno do ano de 2003**. 2004. 169 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

NARDOTO, G.B.; SOUZA, M.P.; FRANCO, A.C. Estabelecimento e padrões sazonais de produtividade de *Kielmeyera coriacea* (Spr) Mart. nos cerrados do Planalto Central: efeitos do estresse hídrico e sombreamento. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 313-319, 1998.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 230 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEWELL, E.A.; MCDONALD, E.P.; STRAIN, B.R.; DENSLOW, J.S. Photosynthetic responses of *Miconia* species to canopy openings in a lowland tropical rain forest. **Oecologia**, Berlin, v. 94, n. 1, p. 49-56, 1993.

- OLIVEIRA, D.M.T. Morfologia comparada de plântulas e plantas jovens de leguminosas arbóreas nativas: espécies de Phaseoleae, Sophoreae, Swartzieae e Tephrosieae. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 1, p. 85-97, 2001.
- PEARSON, E.S.; HARTLEY, H.O. **Biometrika tables for statisticians**. Cambridge: Cambridge University Press, 1956. 270 p.
- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. Piracicaba: Nobel, 1990. 468 p.
- PORTELA, R.C.Q.; SILVA, I.L.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Crescimento inicial de mudas de *Clitoria fairchildiana* Howard e *Peltophorum dubium* (Spreng) Taub em diferentes condições de sombreamento. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p. 163-170, 2001.
- PRESS, M.C.; BROWN, N.D.; BARKER, M.G.; ZIPPERLEN, S.W. Photosynthetic responses to light in tropical rain forest tree seedlings. In: SWAINE, M.D.(Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO; The Parthenon Publishing Group, 1996. p. 41-58.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, 2005. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 17 ago. 2007.
- RUIZ-JAEN, M.C.; MITCHELL AIDE, T. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p.569-577, 2005.
- SANTARELLI, E.G. Produção de mudas de espécies nativas para florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; Fapesp, 2000. p. 313-317.
- SANTOS, M.B.D. **Dinâmica da regeneração de clareiras naturais na Floresta de Restinga na Ilha do Cardoso, Cananéia/SP**. 2007. 86 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 5, p. 223-230, 2002.
- SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, London, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SORREANO, M.C.M. **Avaliação da exigência nutricional na fase inicial do crescimento de espécies florestais nativas.** 2006. 297 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”; Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

STRAUSS-DEBENEDETTI, S.; BAZZAZ, F. Photosynthetic characteristics of tropical trees along successional gradients. In: MULKEY, S.S.; CHAZDON, R.; SMITH, A.P. (Org.). **Tropical Forest plant ecophysiology.** New York: Chapman and Hall, 1996. p. 162-185.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, A Haia, v. 75, n. 1/2, p. 81-86, 1988.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forests: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

TANNER, E.V.J.; VITOUSEK, P.M.; CUEVAS, E. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology**, Tempe, v. 79, n. 1, p. 10-22, 1998.

THOMA, A.C. **Sobrevivência e desenvolvimento inicial de plântulas de *Tapirira Guianensis* Aubl. e *Cheiloclinum Cognatum* (Miers.) A.C. Smith após transferência direta para o campo e para o viveiro.** 1998. 48 p. Monografia (Trabalho de Graduação em Ecologia) – Faculdade de Agronomia, Fundação Universidade do Tocantins, Gurupi, 1998.

TURNBULL, M.H.; YATES, D.J. Seasonal variation in the red/far-red ratio and photon flux density in an australian sub-tropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 64, n. 1/2, p. 111-127, 1993.

VALIO, I.F.M. Seedling growth of understory species of southeast brazilian tropical forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 4, p. 697-703, 2003.

VEENENDAAL, E.M.; SWAINE, M.D.; AGYEMAN, V.K.; BLAY, D.; ABEBRESE, I.K.; MULLINS, C.E. Differences in plant and soil water relations in and around a forest gap in west Africa during dry season may influence seedling establishment and survival. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, p. 83-90, 1995.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal.** Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 1991. 123 p.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal.** 2005. 176 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R. Sobrevivência em viveiro de mudas de espécies nativas retiradas da regeneração natural de remanescente florestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 8, p. 1067-1075, 2007.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil.** New York: New Science, 2006. p. 145-170.

WALTERS, M.B.; REICH, P.B. Are shade tolerance, survival, and growth linked? Low light and nitrogen effects on hardwood seedlings. **Ecology**, Tempe, v. 77, n. 3, p. 841-853, 1996.

WAYNE, P.M.; BAZZAZ, F.A. Birch seedling responses to daily time courses of light in experimental forests gaps and shadehouses. **Ecology**, Tempe, v. 74, n. 5, p. 1500-1515, 1993.

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

_____. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings.** Paris: UNESCO; The Parthenon Publishing Group, 1996. p. 3-40.

WRIGHT, J.S.; MULLE-LANDAU, H.C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, Tempe, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, 2003.

4 CONCLUSÕES GERAIS

A técnica de transplante de plântulas e plantas jovens é possível, embora necessite de refinamentos que permitam que essa técnica seja aplicável em largas escalas, com o devido planejamento.

Aspectos positivos:

- elevada riqueza de espécies, grupos sucessionais, formas de vida, síndromes de dispersão;
- espécies em geral pouco ou não disponíveis em viveiros;
- espécies raras e, eventualmente, espécies em algum grau ameaçadas de extinção;
- custos razoáveis, com forte tendência à redução dos custos caso mais estudos sejam realizados para aperfeiçoar a técnica e maior investimento seja aplicado ao transplante;

Aspectos negativos:

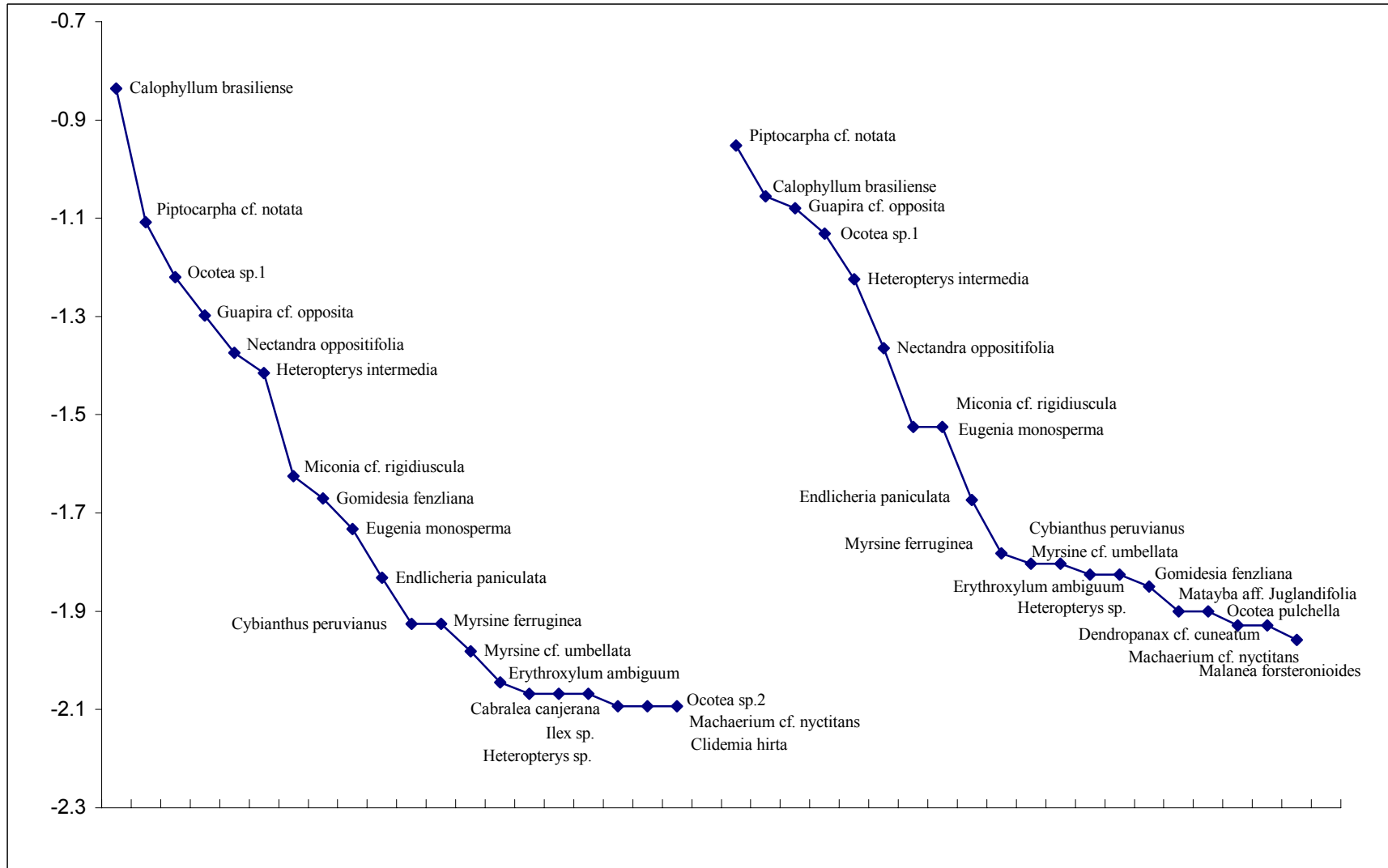
- imprevisibilidade da composição florística e abundância das espécies coletadas;
- dificuldades na identificação das espécies;

Recomendações a partir desse trabalho:

- planejamento, visando amenizar as dificuldades e aperfeiçoar o aproveitamento da técnica;
- coleta de todas as formas de vida;
- coleta de indivíduos de alturas menores (de 5 a 30cm);
- elaboração de guias e manuais de identificação ilustrados;
- colocar indivíduos transplantados (sobretudo de espécies pioneiras e secundárias iniciais) a pleno sol caso não haja infra estrutura de viveiro;
- mais estudos a respeito de formas de melhorar a técnica de resgate, abordando aspectos como: transplante em outras formações florestais, treinamento de mão-de-obra para a retirada das plântulas e plantas jovens, utilização de diferentes substratos, aplicação de adubação, teste de níveis de sombreamento ideais, investimento em infra-estrutura, redução de custos, etc.

ANEXOS

ANEXO A – Ranking logarítmico da abundância relativa das 20 espécies mais abundantes logo após a coleta dos transplantes (esquerda) e ao final do período de avaliação (direita)



ANEXO B – Lista das espécies transplantadas, com suas respectivas porcentagens de sobrevivência ao final do período de avaliação, de forma geral e ente as diferentes classes de altura. N=número de indivíduos coletados para cada espécie. GS=grupos sucessionais; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; Cl=clímax; nc= não caracterizadas. N=número de indivíduos; %S=porcentagem de sobrevivência

(continua)

espécie e autor	GS	geral		Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)	
		N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Pi	3	33.33	1	100	1	0	1	0	-	-	-	-
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Pi	2	50	-	-	2	50	-	-	-	-	-	-
<i>Andira</i> cf. <i>anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	Cl	2	50	-	-	-	-	1	100	1	0	-	-
<i>Anemopaegma lanceolatum</i> (DC.) Bureau ex Schumann	Si	7	85.71	-	-	4	75	2	100	1	100	-	-
<i>Aniba firmula</i> (Nees & C. Mart.) Mez	Cl	8	100	1	100	7	100	-	-	-	-	-	-
Annonaceae sp.	nc	1	100	-	-	-	-	1	100	-	-	-	-
Asteraceae sp.	nc	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Cl	8	87.5	1	0	2	100	4	100	-	-	1	100
<i>Brunfelsia pilosa</i> Plowman	Cl	3	66.67	-	-	2	50	1	100	-	-	-	-
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	Cl	3	33.33	-	-	-	-	2	50	1	0	-	-
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Cl	18	72.22	7	71.43	7	85.71	3	33.33	1	100	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Cl	307	36.48	1	100	140	38.57	148	37.84	16	6.25	2	0
<i>Calypttranthes</i> sp. Sw.	nc	1	100	-	-	-	-	1	100	-	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Si	3	33.33	-	-	1	100	2	0	-	-	-	-
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	nc	17	58.82	2	50	10	70	5	40	-	-	-	-
<i>Cordia</i> cf. <i>sellowiana</i> Cham.	Si	2	100	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.	nc	25	80	5	60	13	92.31	6	66.67	1	100	-	-
<i>Dahlstedtia</i> cf. <i>pinnata</i> (Benth.) Malme	Cl	10	100	1	100	5	100	3	100	1	100	-	-
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Si	4	50	-	-	1	100	2	0	1	100	-	-
<i>Dendropanax</i> cf. <i>cuneatum</i> (DC.) Decne & Planch.	Si	15	100	-	-	5	100	7	100	3	100	-	-
<i>Dolioscarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	nc	1	100	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr	Cl	31	87.10	-	-	17	94.12	8	75	5	80	1	100
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr	Cl	19	100	-	-	12	100	6	100	1	100	-	-
<i>Eugenia</i> cf. <i>blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	Cl	3	100	-	-	2	100	-	-	-	-	1	100
<i>Eugenia</i> cf. <i>umbelliflora</i> O.Berg	Cl	3	100	-	-	-	-	-	-	2	100	1	100

ANEXO B – Lista das espécies transplantadas, com suas respectivas porcentagens de sobrevivência ao final do período de avaliação, de forma geral e ente as diferentes classes de altura. N=número de indivíduos coletados para cada espécie. GS=grupos sucessionais; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; Cl=clímax; nc= não caracterizadas. N=número de indivíduos; %S=porcentagem de sobrevivência

(continuação)

espécie e autor	GS	geral			Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)	
		N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	Cl	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	nc	39	97.44	6	100	22	100	11	90.91	-	-	-	-	
<i>Eugenia</i> sp. 1 L.	nc	3	100	-	-	-	-	1	100	2	100	-	-	
<i>Eugenia</i> sp. 2 L.	nc	4	75	2	50	2	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia stigmata</i> DC.	Si	3	100	-	-	2	100	1	100	-	-	-	-	
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand	Cl	8	62.5	-	-	3	66.67	4	75	1	0	-	-	
<i>Gomidesia fenzliana</i> O.Berg	Cl	45	44.44	3	33.33	20	55	12	41.67	9	33.33	1	0	
<i>Gordonia</i> cf. <i>fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	Cl	2	100	-	-	2	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Guapira</i> cf. <i>opposita</i> (Vell.) Reitz	Cl	106	100	20	100	46	100	23	100	13	100	4	100	
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Cl	10	40	-	-	4	25	5	60	1	0	-	-	
<i>Guatteria</i> cf. <i>australis</i> A. St.-Hil.	Cl	4	50	1	100	1	100	2	0	-	-	-	-	
<i>Heteropterys intermedia</i> (Adr.Juss.) Griseb	nc	81	93.83	14	92.86	40	95	22	95.45	5	80	-	-	
<i>Heteropterys nitida</i> (Lamarck) DC.	nc	1	100	-	-	-	-	1	100	-	-	-	-	
<i>Heteropterys</i> sp. Kunth	nc	18	100	1	100	14	100	3	100	-	-	-	-	
<i>Ilex</i> sp. L.	nc	18	50	5	100	4	0	5	40	3	33.33	1	100	
Indet	nc	398	10.80	33	12.12	150	15.33	148	6.76	45	8.89	22	9.09	
Indet sp.1	nc	6	50	1	0	2	0	2	100	1	100	-	-	
Indet sp.2	nc	3	100	-	-	-	-	3	100	-	-	-	-	
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Si	5	80	-	-	1	100	3	66.67	-	-	1	100	
Lauraceae sp.	nc	8	62.5	-	-	7	57.14	1	100	-	-	-	-	
<i>Leandra</i> cf. <i>australis</i> (Cham.) Cogn.	nc	6	100	2	100	3	100	1	100	-	-	-	-	
<i>Leandra</i> cf. <i>dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	Cl	2	100	-	-	1	100	-	-	1	100	-	-	
<i>Machaerium</i> cf. <i>nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Cl	17	88.24	1	100	7	85.71	8	87.5	1	100	-	-	
<i>Malanea forsteronioides</i> Müll. Arg.	nc	15	93.33	-	-	9	88.89	6	100	-	-	-	-	
Malpighiaceae sp.	nc	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-	

ANEXO B – Lista das espécies transplantadas, com suas respectivas porcentagens de sobrevivência ao final do período de avaliação, de forma geral e ente as diferentes classes de altura. N=número de indivíduos coletados para cada espécie. GS=grupos sucessionais; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; Cl=clímax; nc= não caracterizadas. N=número de indivíduos; %S=porcentagem de sobrevivência

(continuação)

espécie e autor	GS	geral		Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)	
		N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%
		<i>Matayba</i> aff. <i>juglandifolia</i> Radlk.	Cl	16	100	4	100	10	100	2	100	-	-
Melastomataceae sp.	nc	6	16.67	2	0	3	33.33	1	0	-	-	-	-
<i>Miconia</i> cf. <i>chamissois</i> Naudin	Cl	4	75	2	100	1	100	-	-	1	0	-	-
<i>Miconia</i> cf. <i>cinerascens</i> Miq.	Pi	9	100	2	100	4	100	2	100	1	100	-	-
<i>Miconia</i> cf. <i>rigidiuscula</i> Cogn.	Si	50	76	7	85.71	28	71.43	11	90.91	4	50	-	-
<i>Miconia</i> sp. Ruiz & Pav.	nc	5	100	1	100	2	100	1	100	1	100	-	-
<i>Mikania</i> cf. <i>capricorni</i> B.L. Rob.	Si	8	100	1	100	6	100	1	100	-	-	-	-
<i>Mikania</i> sp.1 Willd.	nc	7	100	2	100	4	100	1	100	-	-	-	-
<i>Mikania</i> sp.2 Willd.	nc	7	85.71	-	-	5	80	1	100	1	100	-	-
<i>Mollinedia</i> cf. <i>schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Cl	9	88.89	-	-	4	75	4	100	1	100	-	-
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>miersiana</i> (Gardner) D. Legrand	Cl	6	33.33	1	100	-	-	4	25	1	0	-	-
<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O. Berg) D. Legrand	Cl	6	83.33	-	-	3	100	1	100	-	-	2	50
<i>Myrcia</i> cf. <i>racemosa</i> (Berg.) Kiaersk.	Cl	10	60	1	100	1	100	5	60	3	33.33	-	-
<i>Myrcia</i> <i>rostrata</i> DC.	Si	16	75	1	100	2	100	8	100	2	50	3	0
<i>Myrcia</i> sp. DC. ex Guill.	nc	9	55.56	4	25	4	75	-	-	1	100	-	-
<i>Myrciaria</i> <i>floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Cl	8	75	2	100	3	100	-	-	2	50	1	0
<i>Myrsine</i> cf. <i>umbellata</i> Mart.	Si	22	86.36	3	100	12	91.67	5	80	1	100	1	0
<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i> A. DC.	Si	14	100	4	100	6	100	3	100	1	100	-	-
<i>Myrsine</i> <i>ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	Si	25	84	3	100	16	87.5	5	80	1	0	-	-
Myrtaceae sp.1	nc	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0
Myrtaceae sp.2	nc	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-	1	100
Myrtaceae sp.3	nc	3	100	-	-	2	100	1	100	-	-	-	-
<i>Nectandra</i> <i>oppositifolia</i> Nees	Cl	89	61.80	5	60	60	75	23	30.43	1	0	-	-
<i>Ocotea</i> <i>pulchella</i> (Nees) Mez	Si	16	100	-	-	8	100	4	100	3	100	1	100
<i>Ocotea</i> sp.1 Aubl.	nc	127	74.02	17	76.47	47	76.60	41	75.61	22	63.64	-	-

ANEXO B – Lista das espécies transplantadas, com suas respectivas porcentagens de sobrevivência ao final do período de avaliação, de forma geral e ente as diferentes classes de altura. N=número de indivíduos coletados para cada espécie. GS=grupos sucessionais; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; Cl=clímax; nc= não caracterizadas. N=número de indivíduos; %S=porcentagem de sobrevivência

espécie e autor	GS	(conclusão)												
		geral			Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)	
		N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	N	S%	
<i>Ocotea</i> sp.2 Aubl.	nc	17	52.94	1	100	7	57.14	5	40	3	66.67	1	0	
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Benth. & Hook. f.	Cl	2	100	-	-	2	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Orthosia urceolata</i> E. Fourn.	Si	5	100	1	100	3	100	1	100	-	-	-	-	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Si	10	80	1	100	6	83.33	2	50	1	100	-	-	
<i>Phytolacca</i> cf. dioica L.	Cl	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl. in Engl. & Prantl	Cl	2	50	-	-	1	0	-	-	1	100	-	-	
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>notata</i> (Less.) Baker	Pi	160	86.25	33	72.73	82	86.59	38	97.37	7	85.71	-	-	
<i>Piptocarpha</i> sp. R.Br.	nc	4	100	2	100	2	100	-	-	-	-	-	-	
<i>Pseuderanthum riedelianum</i> (Nees) Rizzini	Cl	14	85.71	-	-	5	80	9	88.89	-	-	-	-	
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Cl	3	66.67	-	-	2	50	1	100	-	-	-	-	
<i>Psychotria</i> cf. <i>hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	Si	14	100	2	100	6	100	4	100	2	100	-	-	
<i>Psychotria</i> sp. L.	Cl	2	100	-	-	2	100	-	-	-	-	-	-	
Rubiaceae sp.1	nc	2	0	-	-	1	0	1	0	-	-	-	-	
Rubiaceae sp.2	nc	2	0	-	-	1	0	1	0	-	-	-	-	
<i>Rudgea villiflora</i> Schumann ex Standley	Si	5	100	1	100	3	100	1	100	-	-	-	-	
<i>Schefflera</i> cf. <i>angustissima</i> (Marchal) Frodin	Si	15	13.33	-	-	6	16.67	6	0	3	33.33	-	-	
<i>Serjania</i> cf. <i>meridionalis</i> Cambess.	Si	11	100	2	100	7	100	2	100	-	-	-	-	
<i>Smilax</i> cf. <i>elastica</i> Griseb.	Si	11	100	-	-	6	100	4	100	1	100	-	-	
<i>Spigelia beyrichiana</i> Cham. & Schltld.	nc	5	40	2	0	3	66.67	-	-	-	-	-	-	
<i>Staurogyne</i> sp.	Cl	6	16.67	1	0	4	25	1	0	-	-	-	-	
<i>Styrax</i> cf. <i>ambiguus</i> Seub	Cl	3	33.33	-	-	-	-	3	33.33	-	-	-	-	
<i>Tapirira</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	Si	14	64.29	2	100	6	100	6	16.67	-	-	-	-	
Total		2083	60.25	220	70.91	961	66.70	675	52.44	181	49.17	46	32.61	

ANEXO C - Lista das famílias transplantadas, com suas respectivas porcentagens de sobrevivência ao final do período de avaliação, de forma geral e ente as diferentes classes de altura. N=número de indivíduos coletados para cada família; %S=porcentagem de sobrevivência

família	geral		Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)	
	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S
	Acanthaceae	20	65	1	0	9	55.6	10	80	-	-	-
Anacardiaceae	14	64.3	2	100	6	100	6	16.7	-	-	-	-
Annonaceae	5	60	1	100	1	100	3	33.3	-	-	-	-
Aquifoliaceae	18	50	5	100	4	0	5	40	3	33.3	1	100
Araliaceae	30	56.7	-	-	11	54.5	13	53.8	6	66.7	-	-
Asclepiadaceae	5	100	1	100	3	100	1	100	-	-	-	-
Asteraceae	187	87.7	38	76.3	100	88	41	97.6	8	87.5	-	-
Bignoniaceae	12	83.3	-	-	5	80	5	80	1	100	1	100
Boraginaceae	2	100	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-
Clusiaceae	307	36.5	1	100	140	38.6	148	37.8	16	6.25	2	-
Dilleniaceae	1	100	1	100	-	-	-	-	-	-	-	-
Erythroxylaceae	19	100	-	-	12	100	6	100	1	100	-	-
Euphorbiaceae	12	75	1	100	8	75	2	50	1	100	-	-
Fabaceae	33	84.8	2	100	13	92.3	14	78.6	4	75	-	-
Flacourtiaceae	3	33.3	-	-	1	100	2	0	-	-	-	-
indet	407	12.0	34	11.8	152	15.1	153	9.8	46	10.9	22	9.1
Lauraceae	298	72.5	24	75	155	78.7	82	62.2	34	67.6	3	66.7
Loganiaceae	5	40	2	-	3	66.7	-	-	-	-	-	-
Malpighiaceae	104	93.3	15	93.3	55	96.4	28	92.9	6	66.7	-	-
Melastomataceae	99	74.7	18	77.8	52	75	21	76.2	8	62.5	-	-
Meliaceae	28	60.7	7	71.4	11	63.6	8	50	2	50	-	-
Monimiaceae	9	88.9	-	-	4	75	4	100	1	100	-	-
Myrsinaceae	86	86.0	15	86.7	47	91.5	19	78.9	4	75	1	-
Myrtaceae	178	71.3	21	66.7	69	84.1	53	73.6	23	47.8	12	41.7
Nyctaginaceae	106	100	20	100	46	100	23	100	13	100	4	100
Phytolaccaceae	1	100	-	-	1	100	-	-	-	-	-	-
Rubiaceae	43	86.0	3	100	24	83.3	14	85.7	2	100	-	-
Sapindaceae	27	100	6	100	17	100	4	100	-	-	-	-
Simaroubaceae	2	50	-	-	1	0	-	-	1	100	-	-
Smilacaceae	11	100	-	-	6	100	4	100	1	100	-	-
Solanaceae	3	66.7	-	-	2	50	1	100	-	-	-	-
Styracaceae	3	33.3	-	-	-	-	3	33.3	-	-	-	-
Theaceae	2	100	-	-	2	100	-	-	-	-	-	-
Verbenaceae	3	33.3	1	100	1	0	1	0	-	-	-	-
Total	2083	60.2	220	70.9	961	66.7	675	52.4	181	49.2	46	32.6

ANEXO D - Porcentagem de sobrevivência (%S) geral e entre as classes de altura para os diferentes grupos sucessionais. N= número de indivíduos; H=altura dos indivíduos; GS=grupos sucessionais; nc= não classificadas; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais; Cl= clímax

	Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)		geral	
	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S
GS	103	55.3	359	54.3	270	39.3	85	37.6	26	15.4	843	46.1
nc	36	75.0	89	85.4	41	95.1	8	87.5	0	-	174	85.6
Pi	29	96.6	135	86.7	81	75.3	24	75.0	6	33.3	275	82.2
Si	52	84.6	378	66.9	283	52.3	64	50.0	14	64.3	791	61.2
Cl												
Total	220	70.9	961	66.7	675	52.4	181	49.2	46	32.6	2083	59.9

ANEXO E – Porcentagem de sobrevivência (%S) geral e entre as classes de altura para os diferentes hábitos de vida. N= número de indivíduos; H=altura dos indivíduos; nc= não classificadas;

hábito	Classe I (5≤H<10cm)		Classe II (10≤H<20cm)		Classe III (20≤H<30cm)		Classe IV (30≤H<40cm)		Classe V (40cm≤H)		geral	
	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S	N	%S
arbustivo-arbóreo	123	84.6	620	72.9	441	58.7	119	58.8	24	50	1327	67.6
herbáceas	4	0	9	33.3	3	66.7	1	100.0	0	-	17	35.3
liana	57	82.5	174	90.8	79	97.5	15	86.7	0	-	325	90.8
nc	36	13.9	158	17.1	152	7.2	46	10.9	22	9.1	414	12.1
total	220	70.9	961	66.7	675	52.4	181	49.2	46	32.6	2083	59.9

ANEXO F – Porcentagens de crescimento relativo para os diferentes períodos de avaliação, considerando o número de indivíduos (N) e a porcentagem de indivíduos (%ind.) correspondentes. H2-H1=crescimento em altura registrado para o período entre a segunda medição e a primeira medição; H3-H2=crescimento em altura registrado para o período entre a terceira(e última) e a segunda medição; H3-H1=crescimento em altura registrado para todo o período de avaliação, entre a terceira(e última) e a primeira medição

crescimento relativo (%)	H2-H1		H3-H2		H3-H1 (geral)	
	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.
negativo	47	2.3	147	7.1	153	7.3
0	399	19.2	149	7.2	63	3.0
de 0 a 5%	237	11.4	179	8.6	104	5.0
de 5 a 10%	214	10.3	194	9.3	149	7.2
de 10 a 20%	223	10.7	231	11.1	241	11.6
de 20 a 30%	102	4.9	111	5.3	136	6.5
de 30 a 40%	40	1.9	68	3.3	87	4.2
de 40 a 50%	30	1.4	53	2.5	69	3.3
de 50 a 75%	28	1.3	58	2.8	95	4.6
de 75 a 100%	7	0.3	30	1.4	55	2.6
de 100 a 200%	12	0.6	24	1.2	62	3.0
mais de 200%	8	0.4	4	0.2	34	1.6
mortos	736	35.3	835	40.1	835	40.1
Total	2083	100	2083	100	2083	100

ANEXO G – Análise descritiva das porcentagens de crescimento relativo para os diferentes períodos de observação

	N	Min	Max	Média	Erro Padrão	Variância	Desvio Padrão	Mediana
%H2_H1	1300	0	12	0.15	0.02	0.31	0.55	0.05
%H3_H2	1101	0	4.35	0.21	0.01	0.10	0.32	0.11
%H3-H1	1095	0	15	0.44	0.03	0.78	0.88	0.20

ANEXO H – Porcentagens de crescimento relativo para as diferentes classes de altura, considerando o número de indivíduos (N) e a porcentagem de indivíduos (%ind.) correspondentes

crescimento relativo (%)	classe I (5≤H<10cm)		classe II (10≤H<20cm)		classe III (20≤H<30cm)		classe IV (30≤H<40cm)		classe V (40cm≤H)	
	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.
negativo	4	1.8	60	6.2	56	8.3	25	13.8	8	17.4
0	6	2.7	27	2.8	23	3.4	7	3.9	0	0
de 0 a 5%	4	1.8	47	4.9	37	5.5	15	8.3	1	2.2
de 5 a 10%	4	1.8	72	7.5	55	8.1	16	8.8	2	4.3
de 10 a 20%	19	8.6	120	12.5	81	12.0	18	9.9	3	6.5
de 20 a 30%	17	7.7	76	7.9	39	5.8	4	2.2	0	0
de 30 a 40%	7	3.2	53	5.5	25	3.7	2	1.1	0	0
de 40 a 50%	10	4.5	44	4.6	14	2.1	1	0.6	0	0
de 50 a 75%	23	10.5	62	6.5	9	1.3	1	0.6	0	0
de 75 a 100%	13	5.9	38	4.0	4	0.6	0	0	0	0
de 100 a 200%	30	13.6	29	3.0	3	0.4	0	0	0	0
mais de 200%	19	8.6	12	1.2	3	0.4	0	0	0	0
mortos	64	29.1	321	33.4	326	48.3	92	50.8	32	69.6
Total	220	100	961	100	675	100	181	100	46	100

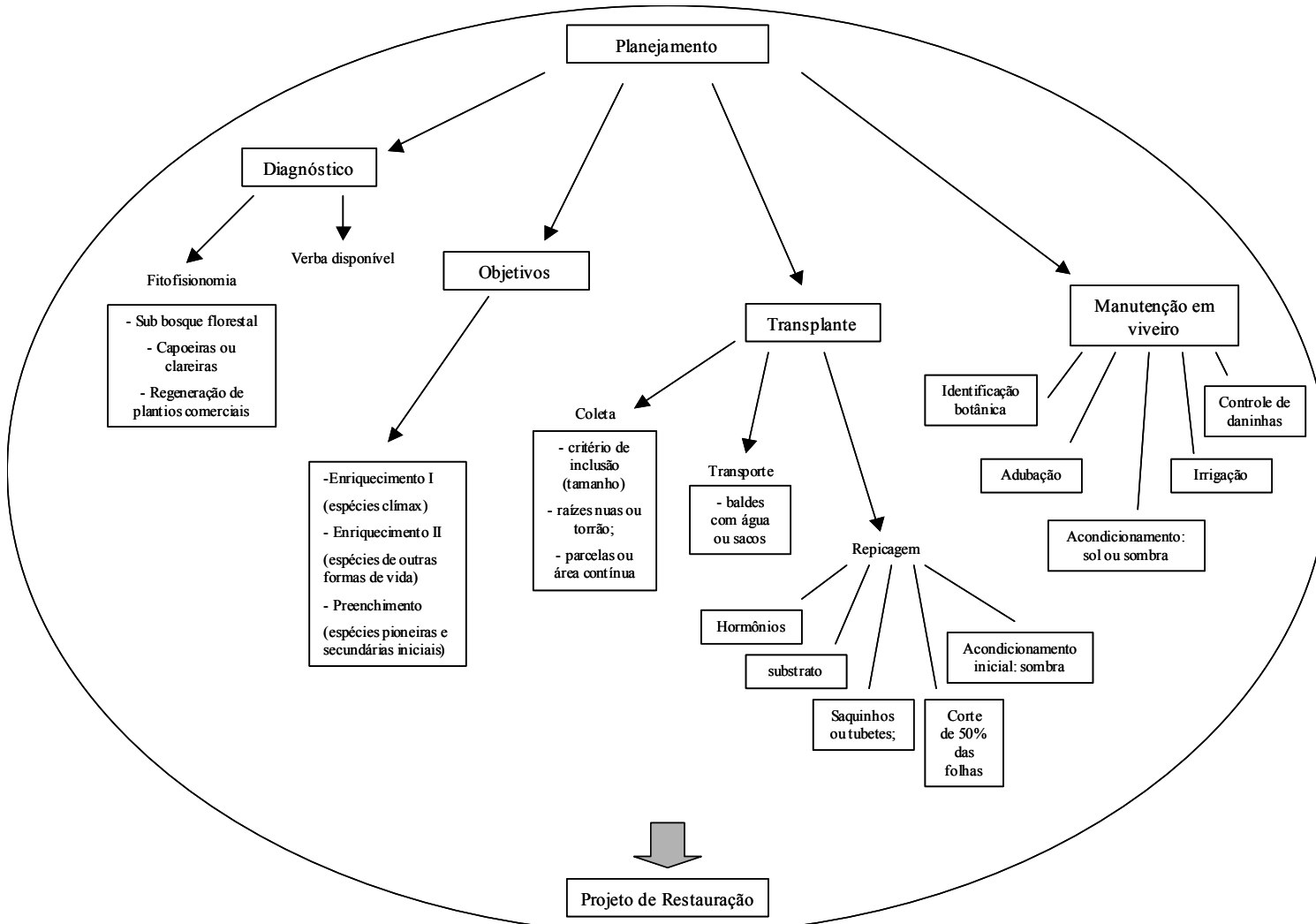
ANEXO I – Porcentagens de crescimento relativo para os diferentes grupos sucessionais, considerando o número de indivíduos (N) e a porcentagem de indivíduos (%ind.) correspondentes. nc=não classificadas; Pi=pioneiras; Si=secundárias iniciais e Cl=climax

crescimento relativo (%)	nc		Pi		Si		Cl	
	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.	N	%ind.
negativo	59	7.0	9	5.2	26	9.5	59	7.5
0	28	3.3	4	2.3	8	2.9	23	2.9
de 0 a 5%	33	3.9	5	2.9	22	8	44	5.6
de 5 a 10%	48	5.7	12	6.9	18	6.5	71	9.0
de 10 a 20%	55	6.5	25	14.4	50	18.2	111	14.0
de 20 a 30%	41	4.9	14	8.0	18	6.5	63	8.0
de 30 a 40%	30	3.6	15	8.6	9	3.3	33	4.2
de 40 a 50%	21	2.5	14	8.0	9	3.3	25	3.2
de 50 a 75%	32	3.8	20	11.5	21	7.6	22	2.8
de 75 a 100%	18	2.1	8	4.6	15	5.5	14	1.8
de 100 a 200%	12	1.4	18	10.3	18	6.5	14	1.8
mais de 200%	12	1.4	5	2.9	12	4.4	5	0.6
mortos	454	53.9	25	14.4	49	17.8	307	38.8
Total	843	100	174	100	275	100	791	100

ANEXO J – Porcentagens de crescimento relativo para os diferentes hábitos de vida, considerando o número de indivíduos (N) e a porcentagem de indivíduos (%ind.) correspondentes. arb.-arb.=arbustivo-arbóreo; herb=herbácea; nc=não classificada

crescimento relativo (%)	arb.-arb.		herb		liana		nc	
	N	% ind.	N	% ind.	N	% ind.	N	% ind.
negativo	113	8.5	1	5.9	24	7.4	15	3.6
0	44	3.3	0	0	8	2.5	11	2.7
de 0 a 5%	85	6.4	0	0	14	4.3	5	1.2
de 5 a 10%	127	9.6	2	11.8	13	4	9	2.2
de 10 a 20%	184	13.9	0	0	51	15.7	4	1.0
de 20 a 30%	102	7.7	0	0	33	10.2	1	0.2
de 30 a 40%	56	4.2	0	0	30	9.2	1	0.2
de 40 a 50%	46	3.5	0	0	23	7.1	0	0
de 50 a 75%	60	4.5	3	17.6	31	9.5	1	0.2
de 75 a 100%	34	2.6	0	0	20	6.2	1	0.2
de 100 a 200%	33	2.5	0	0	27	8.3	2	0.5
mais de 200%	13	1.0	0	0	21	6.5	0	0
mortos	430	32.4	11	64.7	30	9.2	364	87.9
TOTAL	1327	100	17	100	325	100	414	100

ANEXO K – Fluxograma das principais etapas a serem consideradas no planejamento do transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de obtenção de mudas para a restauração de áreas degradadas



ANEXO L - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.=ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continua)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
Acanthaceae					
<i>Pseuderanthum riedelianum</i> (Nees) Rizzini	14	arb	Cl	nc	0
<i>Staurogyne</i> sp.	6	herb	Cl	auto	0
Anacardiaceae					
<i>Tapirira</i> cf. <i>guianensis</i> Aubl.	14	arv	Si	zoo	15
Annonaceae					
Annonaceae sp.	1	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Guatteria</i> cf. <i>australis</i> A. St.-Hil.	4	arvt	Cl	zoo	1
Aquifoliaceae					
<i>Ilex</i> sp. L.	18	arb/arv	nc	zoo	nc
Araliaceae					
<i>Dendropanax</i> cf. <i>cuneatum</i> (DC.) Decne e Planch.	15	arb/arv	Si	zoo	5
<i>Schefflera</i> cf. <i>angustissima</i> (Marchal) Frodin	16	arv	Si	zoo	0
Arecaceae					
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	11	palmeira	Cl	zoo	2
Asclepiadaceae					
<i>Orthosia urceolata</i> E. Fourn.	5	liana	Si	nc	0
Asteraceae					
<i>Mikania</i> cf. <i>capricorni</i> B.L. Rob.	8	liana	Si	anemo	0
Asteraceae sp.	1	nc	nc	nc	nc
<i>Mikania</i> sp.1 Willd.	7	liana	nc	anemo	0
<i>Mikania</i> sp.2 Willd.	7	liana	nc	anemo	0
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>notata</i> (Less.) Baker	164	liana	Pi	anemo	0
<i>Piptocarpha</i> sp. R.Br.	4	liana	nc	anemo	0
Bignoniaceae					
<i>Anemopaegma lanceolatum</i> (DC.) Bureau ex Schumann	7	liana	Si	nc	0
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	6	arb/arvt	Si	anemo	7
Boraginaceae					
<i>Cordia</i> cf. <i>sellowiana</i> Cham.	2	arv	Si	zoo	12
Clusiaceae					
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	307	arv	Cl	zoo	QA 18
Dilleniaceae					
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	1	liana	nc	nc	0
Erythroxylaceae					
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr	19	arb	Cl	zoo	1
Euphorbiaceae					
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	2	arv	Pi	zoo	7
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	10	arv	Si	zoo	5
Fabaceae					
<i>Andira</i> cf. <i>anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	2	arv	Cl	zoo	6
<i>Dahlstedtia</i> cf. <i>pinnata</i> (Benth.) Malme	10	arvt	Cl	anemo	0

ANEXO L - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.=ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continuação)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	4	arb	Si	anemo	4
<i>Machaerium</i> cf. <i>nyctitans</i> (Vell.) Benth.	17	arvt/arv	Cl	anemo	10
Flacourtiaceae					
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	arb/arv	Si	zoo	10
Indet					
Indet	402	nc	nc	nc	nc
Indet sp.1	6	herb	nc	nc	nc
Indet sp.2	3	liana	nc	nc	nc
Lauraceae					
<i>Aniba firmula</i> (Nees e C. Mart.) Mez	8	arv	Cl	zoo	1
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr	31	arv	Cl	zoo	2
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	16	arvt	Si	zoo	6
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Benth. e Hook. f.	2	arv	Cl	zoo	0
Lauraceae sp.	8	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	89	arv	Cl	zoo	4
<i>Ocotea</i> sp.1 Aubl.	127	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Ocotea</i> sp.2 Aubl.	17	arb/arv	nc	zoo	nc
Loganiaceae					
<i>Spigelia beyrichiana</i> Cham. e Schltld.	5	herb	nc	nc	0
Malpighiaceae					
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	3	arv	Cl	zoo	1
<i>Heteropterys intermedia</i> (Adr.Juss.) Griseb	81	liana	nc	anemo	0
<i>Heteropterys nitida</i> (Lamarck) DC.	1	liana	nc	anemo	0
<i>Heteropterys</i> sp. Kunth	18	liana	nc	anemo	0
Malpighiaceae sp.	1	liana	nc	nc	nc
Melastomataceae					
<i>Leandra</i> cf. <i>dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	2	arb/arv	Cl	zoo	0
<i>Miconia</i> cf. <i>chamissois</i> Naudin	5	arb	Cl	zoo	0
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	17	arb	nc	zoo	0
<i>Leandra</i> cf. <i>australis</i> (Cham.) Cogn.	6	arb	nc	nc	0
Melastomataceae sp.	6	nc	nc	nc	nc
<i>Miconia</i> cf. <i>cinerascens</i> Miq.	9	arb/arvt	Pi	zoo	1
<i>Miconia</i> cf. <i>rigidiuscula</i> Cogn.	50	arv	Si	zoo	1
<i>Miconia</i> sp. Ruiz e Pav.	5	nc	nc	zoo	nc
Meliaceae					
<i>Cabrera canjerana</i> (Vell.) Mart.	18	arv	Cl	zoo	16
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	10	arv	Cl	zoo	QA 4
Monimiaceae					
<i>Mollinedia</i> cf. <i>schottiana</i> (Spreng.) Perkins	9	arvt	Cl	zoo	0
Myrsinaceae					
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A. DC.) Miq.	25	arvt	nc	nc	1

ANEXO L - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.=ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(continuação)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex. V
<i>Myrsine</i> cf. <i>umbellata</i> Mart.	22	arv	Si	zoo	4
<i>Myrsine</i> cf. <i>venosa</i> A. DC.	14	arv	Si	zoo	0
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz e Pav.) Spreng.	25	arvt	Si	zoo	19
Myrtaceae					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	8	arv	Cl	zoo	1
<i>Eugenia</i> cf. <i>blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	3	arvt	Cl	zoo	0
<i>Eugenia</i> cf. <i>umbelliflora</i> O.Berg	3	arvt	Cl	zoo	1
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	1	arv	Cl	zoo	0
<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	39	arb/arv	nc	zoo	0
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	3	arvt	Si	zoo	0
<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand	8	arvt	Cl	zoo	2
<i>Gomidesia fenziiana</i> O.Berg	45	arv	Cl	zoo	1
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>miersiana</i> (Gardner) D. Legrand e Kausel	6	arvt	Cl	zoo	0
<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O. Berg) D. Legrand	6	arv	Cl	zoo	3
<i>Myrcia</i> cf. <i>racemosa</i> (Berg.) Kiaersk.	10	arvt	Cl	nc	0
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	16	arb/arvt	Si	zoo	1
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	8	arv	Cl	zoo	0
<i>Calyptanthus</i> sp. Sw.	1	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Eugenia</i> sp. 1 L.	3	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Eugenia</i> sp. 2 L.	4	arb/arv	nc	zoo	nc
<i>Myrcia</i> sp. DC. ex Guill.	9	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.1	1	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.2	1	arb/arv	nc	nc	nc
Myrtaceae sp.3	3	arb/arv	nc	nc	nc
Nyctaginaceae					
<i>Guapira</i> cf. <i>opposita</i> (Vell.) Reitz	106	arb/arv	Cl	zoo	1
Phytolaccaceae					
<i>Phytolacca</i> cf. <i>dioica</i> L.	1	arv	Cl	zoo	2
Rubiaceae					
Rubiaceae sp.1	3	nc	nc	nc	nc
<i>Rudgea villiflora</i> Schumann ex Standley	5	arb/arvt	Si	nc	0
Rubiaceae sp.2	2	nc	nc	nc	nc
<i>Malanea forsteronioides</i> Müll. Arg.	15	arb	nc	zoo	0
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	3	arvt	Cl	zoo	1
<i>Psychotria</i> cf. <i>hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. e Schult.) Müll. Arg.	14	arb	Si	zoo	1
<i>Psychotria</i> sp. L.	2	arvt	Cl	zoo	0
Sapindaceae					
<i>Matayba</i> aff. <i>juglandifolia</i> Radlk.	16	arv	Cl	zoo	2
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	11	liana	Si	anemo	0
Simaroubaceae					
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engl. in Engl. e Prantl	2	arv	Cl	zoo	EX 0

ANEXO L - Lista geral das famílias e espécies estudadas, com o número de indivíduos coletados (no. indiv.) e seus respectivos atributos. arb=arbusto; arvt=arvoreta; arv=árvore; herb=herbácea; nc=não classificada; GS=grupo sucessional; Pi=pioneira; Si=secundária inicial; Cl=clímax; nc=não caracterizadas; SD=síndromes de dispersão; zoo=zoocórica; anemo=anemocórica; auto=autocórica; nc=não classificada; Ex.= ameaça de extinção; QA=quase ameaçada; EX=presumivelmente extinta; V= número de viveiros em que a espécie se encontra disponível, dentre os 41 viveiros avaliados por Barbosa e Martins (2003); nc=não classificada

(conclusão)

Família, espécie e autoria	no. indiv.	hábito	GS	SD	Ex.	V
Smilacaceae						
<i>Smilax elastica</i> Griseb.	11	liana	Si	nc	0	
Solanaceae						
<i>Brunfelsia pilosa</i> Plowman	3	arb	Cl	zoo	0	
Styracaceae						
<i>Styrax cf. ambiguus</i> Seub	3	arvt/arv	Cl	nc	0	
Theaceae						
<i>Gordonia cf. fruticosa</i> (Schrad.) H. Keng	2	arb/arv	Cl	zoo	0	
Verbenaceae						
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	3	arvt	Pi	zoo	19	
TOTAL (98 morfo-espécies, 34 famílias)	2106					