

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU**

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL INVASIVO DE ESPÉCIES NÃO-
NATIVAS UTILIZADAS EM PLANTIO DE RESTAURAÇÃO DE
MATAS CILIARES**

GEISSIANNY BESSÃO DE ASSIS

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de Botucatu,
para obtenção do título de Mestre em Ciência
Florestal.

**BOTUCATU - SP
Janeiro – 2012**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL INVASIVO DE ESPÉCIES NÃO-
NATIVAS UTILIZADAS EM PLANTIO DE RESTAURAÇÃO DE
MATAS CILIARES**

GEISSIANNY BESSÃO DE ASSIS

Orientadora: Profa. Dra. Giselda Durigan
Co-orientadora: Profa. Dra. Vera Lex Engel

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Campus de Botucatu,
para obtenção do título de Mestre em Ciência
Florestal.

BOTUCATU - SP
Janeiro – 2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

Assis, Geissianny Bessão de Assis, 1986-
A848a Avaliação do potencial invasivo de espécies não-nativas utilizadas em plantio de restauração de Matas Ciliares / Geissianny Bessão de Assis - Botucatu : [s.n.], 2012
xiv, 104 f. : il. , color., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2012
Orientador: Giselda Durigan
Co-orientador: Vera Lex Engel
Inclui bibliografia

1. Ecologia da restauração. 2. Invasões biológicas. 3. Restauração de matas ciliares. 4. Espécies exóticas. 5. Ecologia de populações. 6. Ecologia de comunidades. I. Durigan, Giselda. II. Engel, Vera Lex. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu) Faculdade de Ciências Agrônomicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "AVALIAÇÃO DO POTENCIAL INVASIVO DE ESPÉCIES ARBÓREAS
NÃO-NATIVAS UTILIZADAS EM PLANTIO DE RESTAURAÇÃO DE
MATAS CILIARES"

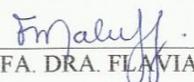
ALUNA: GEISSIANNY BESSÃO DE ASSIS

ORIENTADORA: PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN

Aprovado pela Comissão Examinadora


PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN


PROF. DR. MARCO ANTONIO DE ASSIS


PROFA. DRA. FLAVIANA MALUF DE SOUZA

Data da Realização: 27 de janeiro de 2012.

*Bernardo é quase árvore.
Silêncio dele é tão alto que os passarinhos ouvem de longe.
E vêm pousar em seu ombro.
Seu olho renova as tardes.
[...]
Bernardo desregula a natureza:
Seu olho aumenta o poente.
(Pode um homem enriquecer a natureza com a sua incompletude?)*

Manoel de Barros

“Seja a mudança que você quer ver no mundo...”

Mahatma Gandhi

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, fonte e luz da minha vida, razão da força e quietude de todo meu ser.

A minha família, meu alicerce. Em particular à minha mãe Angela pela confiança, incentivo e exemplo de vida. À minha irmã Vivianny (exemplo 2) e ao meu irmão Mauricio por tudo e por vocês serem parte de mim e eu de vocês. Agradeço também ao meu pai querido. Amo vocês!

Ao Murilo, pelo amor, dedicação e companheirismo, que já me acompanha há algum tempo na vida. Não tenho palavras para agradecer. Ele faz da minha vida melhor.

À Giselda Durigan, pela oportunidade, paciência e orientação que muitas vezes não se limitou à academia e realmente contribuiu para a minha formação como pessoa (que bom que eu insisti!). Obrigada por me apresentar a intrigante arte de fazer ciência!

À professora Vera Lex Engel, por me abrir as portas para o Mestrado nesta instituição de ensino; muito obrigada pela co-orientação e apresto. Da mesma forma, agradeço a todo o pessoal do LERF (Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal) que me receberam de braços abertos.

Aos amigos de longa data que me apoiaram mesmo de longe e aos novos e queridos amigos que levarei sempre comigo, em especial às minhas grandes amigas Sergianne Frison e Luana Santos.

A todos meus irmãos de ‘mãe científica’, em especial ao Marcinho, companheiro de campo, de planilha e de todo o caminho do mestrado e ao Guto e à Carol, que me acompanharam e aconselharam nos momentos finais desta etapa.

À Dra. Flaviana Maluf de Souza, Prof. Dr. Pedro Henrique S. Brancalion e Prof. Dr. Marco Antonio de Assis pelas contribuições e sugestões na qualificação e defesa da dissertação de mestrado.

À FAPESP, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela bolsa concedida.

Aos que colaboraram de alguma forma para realização deste trabalho e que não foram citados aqui.

Enfim a todas as pessoas queridas que me cercam e são parte da minha vida, e que compartilham comigo da “insuspeitada alegria de com-viver”.

Muito Obrigada!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	X
RESUMO	XI
SUMMARY	XIII
INTRODUÇÃO GERAL	1
Invasões biológicas	1
Espécies exóticas invasoras no Brasil	4
O uso de espécies exóticas na restauração de ecossistemas	5
Objetivos.....	9
Material e Métodos	11
Localização das áreas de estudo	11
Amostragem da vegetação	14
Referências Bibliográficas.....	15
CAPITULO 1 – USO DE ESPÉCIES NÃO-NATIVAS NA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NA BACIA DO RIO PARANÁ NAS ÚLTIMAS CINCO DÉCADAS.....	23
1.1 Introdução	23
1.2 Material e Métodos	25
1.2.1 Classificação das espécies pela origem geográfica	25
1.2.2 Classificação das espécies em categorias de uso	25
1.2.3 Análise dos dados	26
1.3 Resultados	27
1.4 Discussão	33
1.5 Referências Bibliográficas	37
CAPITULO 2 - A CONTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS NÃO-NATIVAS NA ESTRUTURAÇÃO DAS COMUNIDADES EM RESTAURAÇÃO	40
2.1 Introdução	40

2.2 Material e Métodos	43
2.2.1 Áreas de estudo	43
2.2.2 Análise dos dados	44
2.3 Resultados	45
2.4 Discussão	54
2.5 Literatura citada	58
CAPITULO 3 - POTENCIAL INVASOR DAS ESPÉCIES ARBÓREAS NÃO-NATIVAS UTILIZADAS NOS PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO.....	62
3.1 Introdução	62
3.2 Material e Métodos	65
3.2.1 Áreas de estudo	65
3.2.2 Classificação das espécies com base em registros de invasão no Brasil e em outros países	65
3.2.3 Classificação das espécies quanto ao potencial de invasão	66
3.2.4 Atributos funcionais e invasividade	67
3.3 Resultados	69
3.3.1 Potencial de invasão	69
3.3.2 Variação do potencial de invasão entre os locais de estudo	75
3.3.2.1 Espécies com alto potencial de invasão.....	75
3.3.2.2 Espécies com baixo potencial de invasão.....	78
3.3.3 Potencial de invasão e atributos funcionais das espécies	81
3.4 Discussão	82
3.4.1 Potencial de invasão	82
3.4.2 Considerações sobre as espécies	84
3.4.3 Atributos funcionais	85
3.5 Referências Bibliográficas	87
CONCLUSÕES.....	91
APÊNDICE 1:Características edafoclimáticas dos plantios de restauração	94
APÊNDICE 2: Lista geral de espécies.....	96

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização geográfica dos 25 plantios de restauração estudados nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná, representados por círculos..... 27
- Figura 2.** Número total de espécies plantadas em área de 1000 m², em cada uma das áreas em restauração, classificadas segundo a sua origem geográfica em: Nativas da Floresta Estacional Semidecidual, Nativas de outras regiões fitogeográficas do Brasil e Exóticas. O eixo X compreende os 25 plantios, denominados pelos códigos das áreas apresentados na Tabela 1..... 42
- Figura 3.** Diagrama de Venn da distribuição do número de espécies, plantadas e regenerantes, nativas e não-nativas (hachurado) e que deixam descendentes ou não nas áreas em restauração. O círculo menor representa as espécies plantadas e o círculo maior, as espécies em regeneração nos plantios..... 44
- Figura 4.** Classificação das espécies não-nativas utilizadas nos plantios de matas ciliares em categorias de finalidade de uso pelo homem..... 45
- Figura 5.** Número de espécies nativas e não-nativas utilizadas nos plantios de restauração de matas ciliares ao longo das últimas décadas, do ano de 1957 a 2006..... 46
- Figura 6.** Relação entre o número total de espécies plantadas e o número de espécies não-nativas utilizadas nos plantios..... 46
- Figura 7.** Média do número total de espécies plantadas, de espécies nativas e de não-nativas utilizadas nos plantios de restauração de matas ciliares agrupados segundo a década de implantação dos projetos..... 47
- Figura 8.** Proporção de indivíduos de espécies não-nativas em regeneração *versus* a proporção em que foram plantados em 21 plantios de restauração. Pontos acima da “linha de equivalência” representam as áreas em que a proporção de espécies não-nativas foi superior à proporção em que foram plantadas. Adaptado de Grotkopp et al. (2010). Em pontilhado, a linha de tendência..... 62
- Figura 9.** Proporção de espécies (A) e indivíduos (B) não-nativos plantados e na regeneração sob os plantios de restauração..... 64
- Figura 10.** Proporção de indivíduos regenerantes de espécies nativas e não-nativas no conjunto de 21 matas ciliares em restauração, divididos em três estratos de regeneração natural: DAP < 1 cm, 1 cm ≤ DAP < 5 cm e DAS ≥ 5 cm. 65
- Figura 11.** Número de espécies regenerantes (A) e densidade relativa (B) de nativos e não-nativos amostrados nos 21 plantios de restauração em diferentes idades (A_{nativos}: $y = -15,96 + 1,02 x$; A_{não-ativos}: $y = 0,75 + 0,23 x$; B_{nativos}: $y = 2224,41 +$

188,78x; B _{não-ativos} : $y = 574,97 + 18,13x$).....	67
Figura 12. Diferença entre a porcentagem de árvores não-nativas plantadas e a porcentagem de regenerantes deixados por essas espécies ao longo do tempo, representado pelo ano de implantação dos plantios	68
Figura 13. Proporção de espécies não-nativas nos 21 plantios de restauração com alto, baixo e sem potencial para invasão na Floresta Estacional Semidecidual, baseado na densidade relativa das populações dessas espécies em regeneração.....	85
Figura 14. Principais espécies que apresentam densidade relativa de regenerantes maior que de indivíduos plantados: (A) <i>Psidium guajava</i> , (B) <i>Eryobotria japonica</i> , (C) <i>Acacia tenuifolia</i> , (D) <i>Leucaena leucocephala</i> , (E) <i>Melia azedarach</i> , (F) <i>Clausena excavata</i> e (G) <i>Syzygium jambos</i>	92
Figura 15. Alta dominância de <i>Acacia tenuifolia</i> em regeneração natural sob plantio de restauração com 16 anos, Sandovalina, SP.....	93
Figura 16. Densidade relativa das principais espécies classificadas com Baixo Potencial para invasão em cada um dos plantios de restauração em que as foram amostradas: <i>Psidium guajava</i> , <i>Melia azedarach</i> , <i>Syzygium jambos</i> , <i>Syzygium cumini</i> e <i>Hovenia dulcis</i>	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Localização dos plantios de restauração de mata ciliar estudados e das áreas de referência, por município e idade/anos após o plantio. ID = código de identificação das áreas de estudo formado pela abreviação dos nomes e das idades dos plantios.....	28
Tabela 2. Média, número máximo e mínimo de espécies e de indivíduos plantados nativos, não-nativos e total, encontrados nos 25 plantios de restauração em uma área de 100 m ² por local.....	43
Tabela 3. Proporção de indivíduos não-nativos plantados e em regeneração em 21 plantios de restauração de mata ciliar. χ^2 = valores do teste qui-quadrado. ID = identificação das áreas (dada na Tabela 1); p = valor estatístico por área, significativo ao nível de 5%	60
Tabela 4. Atributos funcionais e registro de invasão selecionados como preditores da invasidade das espécies não-nativas.....	83
Tabela 5. Espécies não-nativas presentes nos 21 plantios de restauração de matas ciliares em ordem decrescente de densidade relativa de regenerantes, densidade relativa (%) entre as árvores plantadas e entre os indivíduos em regeneração; e se é indicada como invasora no Brasil (base do Instituto Horus) ou em Outros Países (base do GISD, Global Invasive Specie Database). Origem: EX = exótica; BRA = nativas outra formação vegetal do Brasil (diferente de FES).....	86
Tabela 6. Teste de chi-quadrado (χ^2) de associação entre os atributos funcionais e a invasidade das espécies não-nativas amostradas. p = valor estatístico, significativo ao nível de 5%.....	96

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL INVASIVO DE ESPÉCIES NÃO-NATIVAS UTILIZADAS EM PLANTIO DE RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES. Botucatu, 2012, XX p. Dissertação (Mestrado Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autora: GEISSIANNY BESSÃO DE ASSIS

Orientadora: GISELDA DURIGAN

Co-orientadora: VERA LEX ENGEL

RESUMO

A restauração de ecossistemas vem ganhando espaço em todo o mundo e, no Brasil, o modelo mais amplamente utilizado tem sido o plantio de espécies arbóreas em alta diversidade. Embora a recomendação seja de que se utilizem exclusivamente espécies nativas, a dificuldade de identificá-las e de se encontrarem mudas disponíveis resulta que em muitos plantios existem espécies não-nativas, as quais oferecem a ameaça potencial de invasão biológica. O objetivo desta pesquisa foi analisar o potencial invasivo das espécies arbóreas não-nativas que têm sido plantadas para a restauração de matas ciliares em região de Floresta Estacional Semidecidual - FES, com base na estrutura de suas populações e em sua contribuição para as comunidades em restauração. Selecionamos 25 plantios de matas ciliares situados na bacia do rio Paraná, com idades variando entre quatro e 53 anos. Em cada local efetuamos o levantamento da comunidade arbustivo-arbórea em área total de 1.000 m², dividida em 10 parcelas de 100 m², aleatoriamente distribuídas dentro da faixa de 0 a 50 m de distância da margem do corpo d'água. Identificamos e contabilizamos todos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas, plantadas ou regenerantes, a partir de 50 cm de altura, agrupando-os em três classes de tamanho segundo o diâmetro à altura do peito ($DAP < 1$ cm, 1 cm $\leq DAP < 5$ cm e $DAP \geq 5$ cm). Classificamos os indivíduos em plantados ou regenerantes com base no alinhamento do plantio, evidente mesmo em plantios mais antigos. No total, amostramos 18.421 indivíduos, pertencentes a 320 espécies, das quais 83 (26%) não eram nativas da região estudada. Com relação à origem das espécies amostradas nos plantios, 65% são nativas de FES, 19% são nativas de outras formações vegetacionais brasileiras e 16% são

oriundas de outros países. Somente em três áreas não foram plantadas espécies não-nativas. Nas demais áreas, espécies não-nativas foram utilizadas em proporções variáveis, até o máximo de 54% do conjunto de espécies plantadas amostradas em uma das comunidades arbóreas em restauração. A proporção de indivíduos de espécies não-nativas entre as plantas em regeneração (12%) foi inferior à proporção em que as árvores não-nativas foram plantadas (17%). Verificamos que a proporção de regenerantes não-nativos nas comunidades em restauração tende a diminuir com o tempo, especialmente em decorrência do ingresso crescente de espécies nativas imigrantes (não plantadas). Analisando a contribuição de cada espécie na estruturação da comunidade, 78% do total de não-nativas plantadas deixam um número muito pequeno de descendentes, com densidade relativa inferior a 1% dos indivíduos em regeneração. Apenas 22% (17 espécies) das não-nativas apresentaram densidade relativa no estrato regenerante superior à densidade em que foram plantadas. Assim, somente essas espécies apresentam potencial para invasão biológica, devendo ser evitada sua inclusão em projetos de restauração ecológica em regiões de FES. Apenas duas entre as 83 espécies não-nativas amostradas – *Clausena excavata* e *Acacia tenuifolia*, formaram grandes populações, com tendência a dominar as comunidades em que se encontram. Com base nos resultados consideramos que, para a grande maioria das espécies não-nativas, sua inclusão em plantios de restauração não coloca em risco a biodiversidade nativa. Há exceções, porém, que merecem restrições imediatas de cultivo e até experimentação de manejo visando o controle de suas populações.

Palavras-chaves: ecologia da restauração; invasões biológicas; restauração de matas ciliares, espécies exóticas, ecologia de populações, ecologia de comunidades.

ASSESSMENT THE INVASIVE POTENTIAL OF NON-NATIVE TREE SPECIES PLANTED FOR RIPARIAN FOREST RESTORATION. Botucatu, 2012, XX p. Dissertação (Mestrado Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista.
Author: GEISSIANNY BESSÃO DE ASSIS
Adviser: GISELDA DURIGAN
Co-adviser: VERA LEX ENGEL

SUMMARY

The restoration of the ecosystems has been increasing worldwide. The most widely used model in Brazil has been the planting of the high diversity tree species. Although the recommendation it is planting only native species during restoration, the difficulty to identify them and to find seedlings available, result in many planting are found non-native species, which offer the potential threat of biological invasion. The purpose of this study was to analyze the potential of invasive non-native tree species that have been planted to riparian forests restoration in the region of semideciduous forest, based on the structure of their populations in regeneration. We selected 25 areas in restoration, of the aged between 4 and 53 years after planting. At each site we carried out the floristic inventory in the total area of 1.000 m², divided into ten plots randomly distributed, within the range of 0 to 50 m away from the edge of the water body. Identify and account for individuals of all tree and shrub species present in the understory, from 50 cm tall, grouped into three size classes by diameter at breast height ($DBH < 1$ cm, $1 \text{ cm} \leq DBH < 5$ cm and $DBH \geq 5$ cm). We classify the species planted and regenerating based on the alignment of planting, evident even in the oldest plantation. In total, 18.421 individuals sampled, belonging to 320 species. Regarding the origin of the species in plantations, 65% are native FES, 19% are of other native vegetation formations in Brazil and 16% are from other countries. Only three areas were not planted non-native species. In other areas, non-native species were used in varying proportions, to a maximum of 54% of all species sampled from planted trees in a community restoration. The proportion of individuals of non-native species from regenerating plants (12%) was lower than

the proportion in which the non-native trees were planted (17%). We found that the proportion of regenerating non-native communities in restoration tends to decrease with time, especially due to the increasing inflow of native immigrants (not planted). Analyzing the contribution of each species in structuring the community, 78% of total non-native plants let a very small number of offspring, relative density less than 1% of individuals in regeneration. Only 22% (17 species) of non-native had a relative density higher than the density of regenerants that were planted. Thus, only these species have potential for biological invasion, should be avoided your inclusion in ecological restoration projects in areas of FES. Only two among the 83 sampled non-native species (*Acacia tenuifolia* and *Clausena excavata*) formed large populations, with tendency to dominate the communities in which they are. Based on the results we consider that for the vast majority of non-native species, their inclusion in projects of the restoration does not pose a risk to native biodiversity. However, there are exceptions that deserve immediate restrictions of cultivation and management until experimentation for the control of their populations.

Keywords: restoration ecology; biology invasions; riparian forest restoration, exotic species, population ecology, community ecology.

INTRODUÇÃO GERAL

Invasões Biológicas

A distribuição natural das espécies nos ecossistemas é influenciada por diversos fatores bióticos, abióticos e por barreiras físicas que atuam como filtros para a dispersão. Os processos de colonização e migração humana, e mais recentemente de globalização, são os principais responsáveis pela transposição das barreiras geográficas e introdução de espécies em regiões fora de sua distribuição original (MCNEELY, 2001).

As introduções, tanto intencionais como acidentais, implicam na movimentação de espécies para ecossistemas ou regiões onde não são historicamente encontradas. Quando uma espécie é introduzida em uma região diferente de sua origem ela passa a ser designada como exótica, não-nativa ou não indígena, entre outros termos. As espécies exóticas que conseguem se estabelecer em um novo ambiente podem apresentar risco potencial para invasão biológica, sendo então consideradas, neste caso, como “invasoras potenciais” (MACK et al., 2000).

O termo “invasor”, referindo-se a espécies de plantas e animais, foi empregado pela primeira vez no final do século XIX, por naturalistas que alertavam sobre os malefícios causados por espécies introduzidas em determinadas regiões do mundo. Contudo, o tema só se tornou relevante com as discussões propostas por Charles Elton e com o lançamento de seu livro *“The Ecology of Invasions by animals and plants”* (1958). Ainda

assim, o tema Invasões Biológicas é considerado como uma área relativamente nova da ecologia (DAVIS et al., 2001; COLAUTTI; MACISAAC, 2004).

O conceito de espécie invasora tem sido amplamente discutido na literatura (RICHARDSON et al., 2000; DAEHLER, 2001; DAVIS; THOMPSON, 2001; REJMÁNEK et al., 2002; COLAUTTI; RICHARDSON, 2009) e uma definição relativamente consensual é a de que espécie invasora é aquela capaz de colonizar e se disseminar em ecossistemas onde não ocorria naturalmente (WILLIAMSON, 1996; MACK et al., 2000; RICHARDSON, et al. 2000). Mais especificamente, as invasões biológicas podem ser entendidas como um processo com etapas sucessivas, que nem sempre são traspostas por todas as espécies. Primeiramente, uma espécie é (1) transportada e (2) introduzida onde não ocorria naturalmente. A seguir, (3) ela consegue se estabelecer no novo local, (4) passa a se reproduzir, formando populações auto-sustentáveis e (5) dissemina-se para outras áreas além do local de introdução. Até a etapa quatro, a espécie é considerada “estabelecida” ou “naturalizada”. Somente com a sua expansão para outros locais (etapa cinco) é que a espécie exótica é considerada “invasora” (*sensu* RICHARDSON et al., 2000; PYSEK et al. 2007).

A introdução de espécies constitui um grave problema para a conservação da integridade dos ecossistemas, por interferir nos principais tipos de interações interespecíficas como predação, competição, herbivoria, parasitismo e mutualismo (FULLER et al., 1999). Espécies invasoras têm sido consideradas como uma das principais causas de perda de biodiversidade em todo o mundo (LEVINE et al., 2003), por serem capazes de modificar a estrutura e até mesmo as funções dos ecossistemas (HOBBS; HUENNEKE, 1992), além de acarretarem prejuízos consideráveis de ordem econômica em diversos segmentos da sociedade (WILCOVE et al., 1998; PIMENTEL et al., 2000).

Entender por que algumas espécies de plantas exóticas se tornam invasoras e outras não tem sido um tema freqüente na ecologia de invasões (REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; REJMÁNEK et al., 2005; DAWSON et al., 2009). Devido à ação antrópica cada vez mais intensa e extensa, muitas espécies invadiram e continuam a invadir novas regiões em todos os lugares no mundo, exercendo impactos não apenas sobre os ecossistemas, mas também ao bem-estar humano (PIMENTEL et al., 2000; VAN KLEUNEN et al., 2010). Assim, a causa da invasão de espécies de plantas exóticas é um importante tema de pesquisa em ecologia e biologia de invasão, e de considerável relevância aplicada.

O sucesso de uma espécie em um novo ambiente está diretamente relacionado com a semelhança entre esse ambiente e o local de origem, e ao número de introduções da espécie no novo local (REJMANEK et al., 2005). Além disso, espécies de plantas que se tornam invasoras geralmente apresentam características ou atributos que as tornam melhores competidoras, tais como: alta capacidade de reprodução e de germinação, altas taxas de crescimento e rebrota, elevada eficiência fotossintética e no uso dos nutrientes, (REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; WILLIAMSON; FITTER, 1996; EVERETT, 2000; MATOS; PIVELLO, 2009). Outro fator que também contribui para o estabelecimento das espécies no novo ambiente é conhecido como hipótese da ausência de inimigos naturais, ou seja, inexistência de herbívoros, doenças, parasitóides, predadores e outros agentes reguladores do tamanho das populações nos ecossistemas invadidos (BLOSSEY, 2011).

Embora as espécies invasoras sejam consideradas uma ameaça significativa para a biodiversidade global, este tema ainda tem baixa representatividade nas pesquisas em países tropicais (PETENON e PIVELLO, 2008). A própria compreensão sobre a vulnerabilidade das florestas tropicais à invasão e sobre os fatores que levam espécies exóticas a se tornarem invasoras nos trópicos ainda é limitada (FINE, 2002; LUGO, 2004; EDWARD et al., 2009).

Diversos estudos científicos sobre invasões biológicas apontam que o desenvolvimento do potencial invasor de uma espécie depende de suas próprias características, da comunidade invadida, do meio físico ou de ações humanas prévias (WILLIAMSON, 1996; KOLAR; LODGE, 2001; DAEHLER, 2003; MATOS; PIVELLO, 2009). Deste ponto de vista surgiram os termos invasividade (capacidade de uma espécie se tornar invasora) e invasibilidade (susceptibilidade do ambiente à invasão), que podem variar para uma mesma espécie e diferentes ecossistemas. (CRAWLEY, 1987; LODGE, 1993; REJMÁNEK, 1995; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996; REJMÁNEK, 1999; ALPERT et al., 2000; PRIEUS-RICHARD; LAVOREL, 2000; SHEA; CHESSON, 2002).

Dessa forma, é importante ressaltar que a proporção dos problemas gerados pelas invasões biológicas depende da espécie exótica introduzida, do tempo decorrente desde sua introdução e do ambiente em que se encontra. Williamson (1996) aponta que apenas uma parte das espécies consegue se instalar, crescer em abundância e deslocar as

espécies nativas. Assim, muitas espécies introduzidas podem ter pouco ou nenhum efeito negativo em algumas regiões.

A partir dessas constatações, Collautti e MacIsaac (2004) defendem que as invasões biológicas devem ser tratadas do ponto de vista biogeográfico e não taxonômico, ou seja, a classificação de uma espécie como invasora deve ser feita em nível de populações, em determinadas regiões ecológicas e não para a espécie como um todo.

Espécies Exóticas Invasoras no Brasil

No Brasil, o tema invasões biológicas foi tratado oficialmente, pela primeira vez, durante a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente, no Rio de Janeiro, em 1992, quando o cuidado com espécies exóticas e suas implicações foi incluído como um dos itens prioritários para conservação da biodiversidade (artigo 8º, Convenção sobre Diversidade Biológica). Em 2001, o Ministério do Meio Ambiente organizou o primeiro evento científico para discutir o assunto e elaborar um plano de ações em âmbito nacional. As atividades previam a identificação das principais espécies-problema no país, a avaliação dos impactos ambientais e sócio-econômicos causados por essas espécies e o levantamento dos projetos já realizados e em andamento, trabalhos que culminaram na elaboração da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras (MMA, 2006).

A introdução de espécies exóticas no Brasil ocorreu desde o início do processo de colonização das Américas pelos navegantes europeus e continuou de forma intensa no período colonial (FERRÃO, 1993). A causa da introdução de espécies vegetais em muitos países é normalmente associada a interesses humanos, inicialmente pela exploração da espécie em si, para fins ornamentais ou alimentícios. Mais recentemente, o uso de espécies não nativas em silvicultura tem contribuído para a disseminação de espécies exóticas nos ecossistemas naturais em todo o mundo (RICHARDSON; REJMÁNEK, 2011).

Um dos exemplos mais antigos de introdução de espécies já documentados no Brasil foi ligado à restauração da Floresta da Tijuca no Rio de Janeiro, iniciada em 1862. As mudas de espécies exóticas provinham do Jardim Botânico, criado justamente com a finalidade de aclimação dessas espécies (DRUMMOND, 1988).

Atualmente, a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam., Moraceae) uma das espécies introduzidas, tornou-se altamente dominante no Parque Nacional da Tijuca e tem contribuído para a diminuição da riqueza e diversidade local e, conseqüentemente, para a exclusão de espécies nativas (ABREU; RODRIGUES, 2010).

Estudos sobre invasões biológicas no Brasil se intensificaram apenas na última década (PETENON; PIVELLO, 2008; OLIVEIRA; MACHADO, 2009; MATOS; PIVELLO, 2010; ZENNI; ZILLER, 2011). Ao mesmo tempo, alguns estados brasileiros (Paraná e Santa Catarina) estão em fase de elaboração ou já dispõem de listas e propostas para controle de espécies exóticas invasoras (ver: Res. SMA-SP 33/2009; Port. IAP 125/2009; Res. CONSEMA-SC 123/2010). Uma vez que pesquisas sobre o assunto são escassas e recentes, essas listas não encontram respaldo em fundamentação científica, sendo raros estudos a respeito dos padrões ecológicos ou populacionais de cada uma das espécies em questão.

Em Unidades de Conservação, as espécies exóticas invasoras já são consideradas um dos principais problemas enfrentados pelos administradores, principalmente pela falta de estudos que indiquem possibilidades de controle dessas espécies (GUERIN et al., 2007). Apesar da grande ameaça oferecida pelas espécies exóticas invasoras à biodiversidade nativa e às atividades econômicas, poucas ações concretas têm sido empreendidas no Brasil para combatê-las (PETENON; PIVELLO, 2008).

O Uso de Espécies Exóticas na Restauração de Ecossistemas

A restauração de ecossistemas vem sendo realizada em todo o mundo, com diferentes técnicas e objetivos (ALCORN, 2000; GANDOLFI et al., 2007), intensificando-se nas últimas duas décadas, com avanços significativos nas pesquisas, reunidos em obras já consideradas clássicas tratando da Ecologia da Restauração (JORDAN III et al., 1987; TEMPERTON et al., 2004; WALKER et al., 2007). Respalhada no avanço do conhecimento científico sobre esta faceta aplicada da ecologia, a restauração ecológica consolidou-se como ciência (ENGEL; PARROTA, 2003; ANAND; DESROCHERS, 2004), sendo crescentes o número de publicações em artigos e a porcentagem de publicações dentro do campo da ecologia (YOUNG et al., 2005).

A restauração tornou-se tema de grande interesse também no Brasil, estimulada principalmente pela necessidade de extensas áreas para se restaurar. Desde então, diversas técnicas de restauração têm sido desenvolvidas, sendo fortemente fundamentadas nas teorias ecológicas, seus conceitos e paradigmas (RODRIGUES; GANDOLFI, 2001; GANDOLFI et al., 2007).

A restauração ecológica tem como objetivo principal o retorno do ecossistema à condição mais próxima possível da anterior ao distúrbio com relação à estrutura, composição de espécies e funcionalidade (PALMER et al., 1997). Em ecossistemas naturais, as espécies exóticas invasoras comumente competem com as espécies nativas e as substituem (DAVIS, 2009). Assim, a utilização de espécies não-nativas não seria recomendada em plantios visando à recuperação de ecossistemas, uma vez que essas espécies podem vir a se multiplicar, excluindo outras plantas, podendo até avançar sobre áreas naturais adjacentes. Porém, a utilização de espécies exóticas ocorre desde o início das atividades de restauração de ecossistemas no Brasil. Uma das causas prováveis talvez esteja ligada ao fato de que, anteriormente à definição dos princípios da restauração ecológica, a idéia de recuperação de áreas degradadas foi amplamente difundida, aplicada principalmente a trabalhos técnicos como a recuperação de áreas mineradas, onde é comum a utilização de espécies exóticas (MMA/IBAMA, 1990). Em seguida, foi incorporado o conceito de reabilitação, que apesar de incluir a preocupação com a auto-sustentabilidade do ecossistema não faz referência ao retorno do habitat a uma condição próxima da original. Dessa forma, existia certa confusão entre os conceitos de restauração ecológica, reabilitação e recuperação de áreas degradadas (ENGEL; PARROTA, 2003). Como resultado, as primeiras tentativas para se definir técnicas de restauração resultaram em plantios de espécies arbóreas, nativas e exóticas, que buscavam apenas a reconstrução de uma fisionomia florestal (BELLOTTO et al., 2009). Houve um período em que se discutia também se o uso exclusivo de espécies nativas era realmente necessário, devido à forte presença de conceitos de silvicultura e, também, pela falta de compreensão sobre a importância de espécies nativas na restauração dos processos e funções ecológicas (KAGEYAMA; GANDARA, 2005).

O foco das pesquisas científicas que incidem na interface entre a restauração de ecossistemas e as invasões biológicas varia desde trabalhos onde a erradicação de espécies invasoras constitui a própria restauração, até a utilização de espécies exóticas

como ferramentas durante o processo de restauração (ZAVALETA et al, 2001.; EWEL; PUTZ, 2004; BRUDVIG, 2011). Na frente de erradicação e controle de espécies, um enorme esforço e recursos têm sido despendidos em programas governamentais de muitos países e, algumas vezes, a exigência de erradicação de espécies naturalizadas ocorre pelo simples fato de que elas não são nativas (SIMBERLOFF et al., 2005). Ewel e Putz (2004) consideram que as espécies exóticas podem ser toleradas ou mesmo usadas para serviços ecológicos ou sócio-econômicos, especialmente onde a sua presença não representa uma ameaça aos ecossistemas circundantes e, nesses casos, a condenação generalizada de espécies exóticas nos esforços de restauração tem sido contraproducente.

Em uma revisão sobre o uso de exóticas na restauração, D'Antonio e Meyerson (2002) destacam que é preciso compreender o papel ecológico que as espécies introduzidas têm desempenhado nas comunidades e nos ecossistemas, para então reduzir a polêmica em torno do seu uso intencional na restauração. Além disso, as espécies que têm sido utilizadas podem não ser ou não se tornar invasoras nas áreas em que foram introduzidas. Assim, a utilização de espécies não-nativas nas áreas em restauração não deve ser encarada como um problema *per se*, uma vez que, especialmente em ambientes muito degradados, a restauração com o uso exclusivo de espécies nativas pode não ser bem sucedida. Nesses casos, certas necessidades ecológicas e socioeconômicas podem ser mais bem atendidas por espécies exóticas, que têm sido utilizadas com a finalidade de reabilitação de ecossistemas (PARROTA; KNOWLES, 1999), no restabelecimento da ciclagem de nutrientes (VANDERHOEVEN et al., 2005), na proteção aos recursos abióticos ou, ainda, como facilitadoras da regeneração natural (MODNA et al., 2010; MARTÍNEZ, 2010).

O tempo desde que uma espécie foi introduzida pela primeira vez em uma região (REJMÁNEK et al., 2005; PYSEK; RICHARDSON, 2007; DAWSON et al., 2009), o conhecimento das características principais associadas ao caráter invasor da espécie (GOODWIN et al., 1999; REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996) e as características do habitat invadido podem fornecer as informações básicas para prever o sucesso de invasão na nova região (WILLIAMSON, 1999; PYSEK; RICHARDSON, 2007) e, portanto, para a análise dos riscos associados ao seu uso (DAEHLER; CARINO, 2000; WITTENBERG; COCK, 2001; KELLER et al., 2007). No entanto, dados sobre o aspecto histórico da introdução raramente estão disponíveis para a maioria das espécies introduzidas em um determinado local.

Os plantios de restauração podem ser entendidos como casos de introdução intencional de espécies e proporcionam oportunidades de estudo do comportamento das espécies não-nativas e do seu potencial invasivo no novo ambiente, dentro de um período de tempo estabelecido, uma vez que a data de implantação dos projetos é conhecida. Tais estudos podem servir de base para a classificação de espécies exóticas como potencialmente invasoras em determinada região e, assim, podem colaborar no direcionamento de políticas visando evitar que a ação do homem, ainda que bem intencionada, desencadeie novos focos de invasão biológica.

OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa foi verificar se as espécies arbóreas não-nativas que têm sido utilizadas em plantios de restauração de matas ciliares apresentam potencial de invasão biológica ou de dominância sobre as espécies nativas, nos ecossistemas restaurados em região de floresta estacional semidecidual.

O tema foi analisado sob diferentes perspectivas, correspondentes às três partes deste texto apresentadas em forma de capítulos da dissertação. No primeiro capítulo, buscamos conhecer a frequência com que espécies não-nativas têm sido utilizadas na restauração de matas ciliares e se o seu uso tem diminuído ao longo do tempo, em paralelo aos avanços do conhecimento científico e às restrições impostas na legislação. No capítulo 2, analisamos se espécies não-nativas plantadas deixam descendentes, tornando-se perenes e comprometendo a composição florística futura das comunidades em restauração. A partir da proporção de descendentes das espécies não-nativas em regeneração, verificamos se existe uma tendência de dominação por essas espécies na comunidade como um todo ou se elas tendem a desaparecer com o tempo. Por último, no terceiro capítulo, com uma abordagem populacional, avaliamos quais entre as espécies encontradas nos plantios apresentam potencial para invasão biológica na região de estudo, também com base na proporção de regenerantes dessas espécies sob os plantios. A partir das análises efetuadas, propomos um método de avaliação do potencial de invasão biológica para as espécies não-nativas que já se encontram

nos plantios subsidiando a discussão de medidas que devem ser tomadas para que essas espécies não comprometam a restauração dos ecossistemas em que se encontram.

MATERIAL E MÉTODOS

A seguir descrevemos as áreas de estudo e aspectos metodológicos relativos à amostragem e à identificação das espécies, que são comuns aos três capítulos que se seguem.

Localização das áreas de estudo

As áreas selecionadas para estudo encontram-se nas regiões centro, noroeste e sudoeste do estado de São Paulo e nos estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, nas proximidades da divisa com o estado de São Paulo (Figura 1 e Tabela 1). Todas as áreas situam-se em regiões de Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO et al. 1991), na bacia dos rios Paranapanema, Tietê e Paraná. Foram selecionadas 25 áreas de mata ciliar em restauração por meio de plantio heterogêneo de mudas de espécies arbóreas, com idade variando de quatro a 53 anos.

Para a seleção dos plantios consultamos os registros de reflorestamentos no banco de dados da Floresta Estadual de Assis, bem como outras fontes de informação, como registros de viveiros e consulta direta aos proprietários rurais, buscando abranger plantios de diferentes idades e estabelecer certa ordem cronológica para estudo. Todas as informações sobre o histórico de implantação dos plantios de restauração foram

confirmadas com os proprietários ou responsáveis pelas áreas. Em caso de dúvidas quanto à real idade do plantio, a checagem foi feita pela contagem dos anéis de crescimento obtidos pelo método não-destrutivo de perfuração transversal do tronco de algumas árvores do plantio, com o auxílio da sonda de Pressler com 5 mm de diâmetro. O equipamento funciona de modo semelhante a um trado, retirando uma amostra cilíndrica de madeira da base do tronco da árvore.

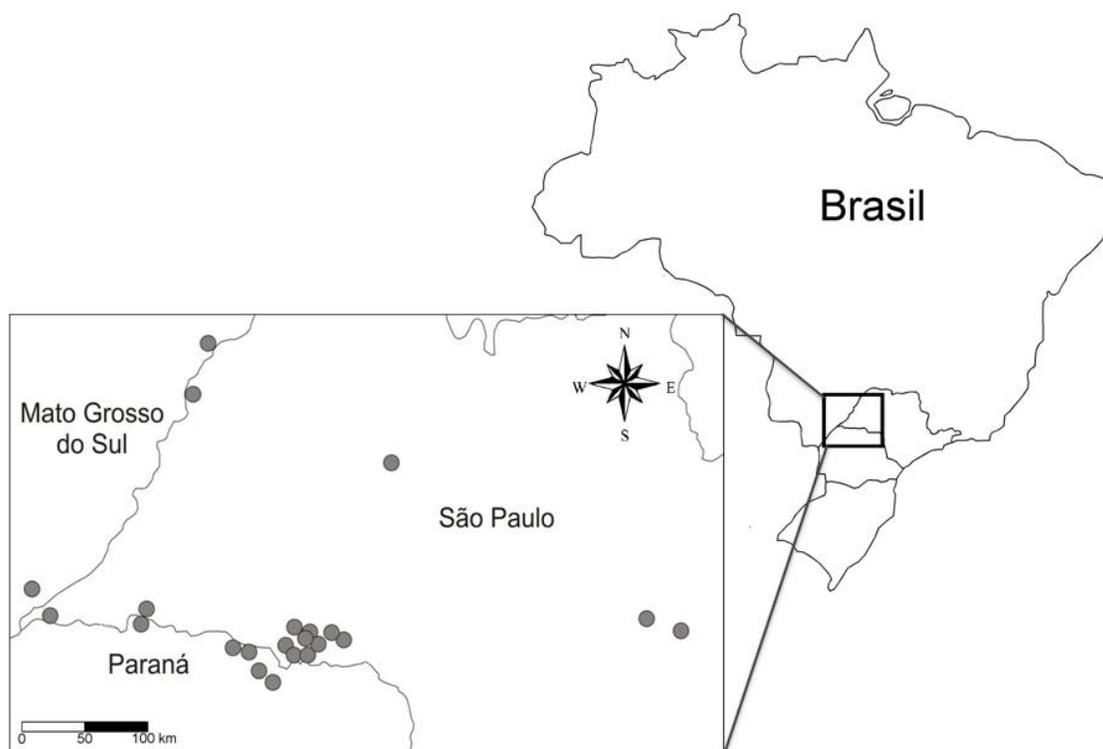


Figura 1. Localização geográfica dos 25 plantios de restauração estudados nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná.

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

ID	Local	Município	Idade (anos)	Área de plantio (ha)	Coordenadas (UTM)
Balta4	Baltazar	Primeiro de Maio – PR	4	2,68	0514463/7448800
Areia5	Porto de Areia	Rancho Alegre – PR	5	9,28	0495283/7478902
Novo6.5	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	6,5	4,91	0549594/7484164
Lage7	Sítio Água do Lajeado	Maracaí – SP	7	1,60	0538927/7494636
Barra7.5	Barra do Garça (Faz. Alvorada)	Primeiro de Maio – PR	7	3,64	0485174/7480441
Congo8	Fazenda Congonhas	Rancho Alegre – PR	8	11,80	0506102/7457190
SCruz8	Fazenda Santa Cruz	Cândido Mota – SP	8	1,56	0533900/7477321
Pesq8.5	Pesqueiro da Dona Maria	Tarumã – SP	8,5	2,33	0546090/7486001
Prima10.5	Fazenda São Domingos	Cândido Mota – SP	10,5	1,00	0569926/7487614
SDomi10.5	UHE Porto Primavera - CESP	Anaurilândia - MS	10,5	1,81	0297295/7527376
Ajuri12	Fazenda Ajuricaba	Cândido Mota – SP	12	3,07	0565050/7488960
Jupia13	UHE Jupia – CESP	Castilho – SP	13	16,30	0438655/7704265
Novo14	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	14	3,05	547848/7482257
Sando16	UHE-POLI-CESP e Duke-energy	Sandovalina – SP	16	9,99	0397698/7507565
Vasqu17	UHE-POLI-CESP e Duke-energy	Itaguajé – PR	17	135,33	0397068/7505825
Itagu17	Vasques	Florínea – SP	17	3,27	0540467/7473902
Novo18	Fazenda Novo Destino	Tarumã – SP	18	0,97	0548587/7483605
Sague21	Fazenda Santa Agueda	Florínea – SP	21	1,68	0538359/7474504
Irace22	Represa de Iracemópolis	Iracemópolis – SP	22	3,81	242036/7501101
Rosa23	UHE Rosana	Rosana – SP	23	52,35	0309775/7500980
Unesp24	UNESP – Faz. Experimental	Selvíria – MS	24	2,29	0458577/7749751
Promi27	AES Tietê	Promissão – SP	27	2,67	0626125/7641010
Cana28	Fazenda Cananéia	Cândido Mota – SP	28	3,03	555190/7480456
Cana38	Fazenda Cananéia	Cândido Mota – SP	38	0,50	0554623/7479620
Ester53	Usina Ester	Cosmópolis – SP	53	14,48	273172/7491072

As áreas de estudo encontram-se, em sua maioria, sob clima do tipo Cwa (mais quente e com estação seca definida), segundo a classificação de Köppen, ou Cfa (mais fresco, sem estação seca). A temperatura média anual das áreas varia de 21°C a 24°C, com temperatura mínima de 10°C em alguns locais e máxima de 30°C. A precipitação média gira em torno de 1.400 mm, podendo ser inferior a 40 mm nos meses mais secos, que ocorrem durante o inverno (abril a agosto). O solo das áreas de estudo são Latossolos ou Argissolos, em uma classificação geral. Informações mais detalhadas sobre o clima e solos dos plantios encontram-se no Apêndice 1.

Amostragem da vegetação

A amostragem da comunidade vegetal incluiu as espécies arbóreas e arbustos grandes, sendo efetuado em cada local numa área total de 1.000 m², subdividida em dez parcelas de 5 x 20 m. As parcelas foram aleatoriamente distribuídas em diferentes distâncias paralelas à margem do corpo d'água, de modo a representar a faixa de plantio desde a margem até a distância máxima de 50 m.

A comunidade vegetal foi dividida em três estratos, diferenciados pelo diâmetro à altura do peito (DAP): 1) $DAP < 1\text{cm}$ e altura a partir de 50 cm; 2) $1\text{cm} \leq DAP < 5\text{cm}$; 3) $DAP \geq 5\text{ cm}$. As árvores plantadas foram diferenciadas dos indivíduos em regeneração pelo reconhecimento das linhas de plantio, bem evidentes mesmo em plantios mais antigos.

As espécies observadas nas áreas de estudo foram identificadas em campo ou coletadas para identificação posterior, por comparação com exemplares da coleção botânica da Floresta Estadual de Assis, com auxílio de literatura especializada ou, ainda, mediante consulta a especialistas e comparação com material de outros herbários.

Este estudo fez parte de um projeto maior, denominado “Estudo das trajetórias sucessionais e dos possíveis fatores condicionantes do sucesso na restauração de matas ciliares”, em que foram estudados os fatores ligados ao sucesso e aos fracassos dos plantios de restauração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. P. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 4, p. 677-688, 2010.

ALCORN, J. B. Indigenous agroforestry systems in the latin american tropics. In: ALTIERI, M.A.; HECHT, S. B. (Eds.). **Agroecology and small farm development**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 203-218.

ALPERT, P.; BONE, E.; HOLZAPFEL, C. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, Zurich, v. 3, p. 52-66, 2000.

ANAND, M.; DESROCHERS, R. E. Quantification of restoration success using complex systems concepts and models. **Restoration Ecology**, Boston, v. 12, p. 117-123, 2004.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies (Fase I). In: RODRIGUES, R. R; BRANCALION, P. H. S; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ, 2009. p. 256-257.

BLOSSEY, B. Enemy release hypothesis. In: SIMBERLOFF, D.; REJMANEK, M. **Encyclopedia of biological invasions**. Berkeley: University of California Press, 2011. p. 193-195.

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

COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'invasive' species. **Diversity and Distributions**, Stellenbosch, v. 10, p. 135-141, 2004.

COLAUTTI, R. I.; RICHARDSON, D. M. Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? **Biological Invasions**, Heidelberg, v. 11, p. 1225-1229, 2009.

CRAWLEY, M. J. What makes a community invasible? In: Gray, A. J.; Crawley, M. J.; Edwards, P. J. (Eds.) **Colonization succession and stability**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1987. p. 429-453.

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

DAEHLER, C. C. Two ways to be an invader. but one is more suitable for ecology. **Bulletin of the Ecological Society of America**, New York, v. 82, p. 101-102, 2001.

DAEHLER, C. C. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. **Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 183-211, 2003.

DAEHLER, C. C.; CARINO, D. A. Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. **Biological Invasions**, Heidelberg, v. 2, p. 92-103. 2000.

DAVIS, M. A. **Invasion biology**. New York: Oxford, 2009. 259 p.

DAVIS, M. A.; THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Charles Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. **Diversity and Distributions**, Stellenbosch, v. 7, p. 97-102, 2001.

DAWSON, W.; BURSLEM, D. F. R. P.; HULME, P. E. Factors explaining alien plant invasion success in a tropical ecosystem differ at each stage of invasion. **Journal of Ecology**, London, v. 97, p. 657-665, 2009.

DRUMMOND, J. A. O jardim dentro da máquina: breve história ambiental da Floresta da Tijuca. **Revista de Estudos Históricos**, Rio de Janeiro, v. 1, p. 278-294, 1988.

EDWARD, E.; MUNISHI, P. K. T.; HULME, P. E. Relative roles of disturbance and propagule pressure on the invasion of humid tropical forest by *Cordia alliodora* (Boraginaceae) in Tanzania. **Biotropica**, Zurich, v. 41, p. 171-178, 2009.

ELTON, C. S. **The ecology of invasions by animals and plants**. London: Methuen, 1958. 196 p.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 1-18.

EVERETT, R. A. Patterns and pathways of biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, Maryland Heights, v. 15, p. 177-178, 2000.

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

FERRÃO, J. E. M. **A aventura das plantas e os descobrimentos portugueses**. 3. ed. Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical, 1993. 75 p.

FINE, P. V. A. The invasibility of tropical forests by exotic plants. **Journal Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 687-705, 2002.

FULLER, P. L.; NICO, L. G.; WILLIAMS, J. D. **Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States**. Bethesda: American Fisheries Society, 1999. 613 p. (Special Publication, 27).

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

GUERIN, N. et al. Espécies exóticas e nativas em desequilíbrio populacional em Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. In: JORNADA SOBRE ESPÉCIES INVASORAS, 2007, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2007. p. 51-52.

GOODWIN, B. J.; MACCALLISTER, A. J.; FAHRIG, L. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. **Conservation Biology**, Washington, DC, v. 13, p. 422-426, 1999.

HOBBS, R. J.; HUENNEKE, L. F. Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, Washington, DC, v. 6, n. 3, p. 324-337, 1992.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**. Brasília, DF: IBAMA, 1990. 96 p.

JORDAN III, W. R.; GILPIN, M. E.; ABER, J. D. **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge: University Press, 1987. 342 p.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Resultados do Programa de Restauração com Espécies Arbóreas Nativas do Convênio ESALQ/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Brasília, DF: EMBRAPA Florestas, 2005. 139 p.

KELLER, R. P.; LODGE, D. M.; FINNOFF, D. C. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Palo Alto, v. 104, p. 203-207, 2007.

KLEUNEN, van M.; WEBER, E.; FISCHER, M. A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 13, p. 235-245, 2010.

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, Maryland Heights, v. 16, p. 199-204, 2001.

LEVINE, J. M. et al. Mechanisms underlying the impacts of invasive species. **Proceedings of the Royal Society**, London, v. 270, p. 775-781, 2003.

LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v. 8, p. 133-137, 1993.

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

MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 10, p. 689-710, 2000.

MARTÍNEZ, O. J. A. Invasion by native tree species prevents biotic homogenization in novel forests of Puerto Rico. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 211, p. 49-64, 2010.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres – alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 27-30, 2009.

MCNEELY, J. Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity. **Land Use and Water Resources Research**, Newcastle Upon Tyne, v. 1, p. 1-10, 2001.

MMA. **Espécies exóticas invasoras**: situação brasileira. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/invasoras>>. Acesso em: 17 nov. 2010.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 73-83. 2010.

OLIVEIRA, A. E. S.; MACHADO, C. J. S. A experiência brasileira diante das espécies exóticas invasoras e a perspectiva de formulação de uma política pública nacional. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 61, p. 23-26, 2009.

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

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. Restoration of tropical moist Forest on Baixite mined land in the Brazilian Amazon. **Restoration Ecology**, Boston, v. 7, n. 2, p. 103-116, 1999.

PETENON, D.; PIVELLO, V. R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 6, p. 65-77, 2008.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. **Bioscience**, Uberlândia, v. 50, n. 1, p. 53-65, 2000.

PRIEUS-RICHARD, A. H.; LAVOREL, S. Invasions: the perspective of diverse plant communities. **Austral Ecology**, Canberra, v. 25, n. 1, p.1-7, 2000.

PYSEK, P.; RICHARDSON, D. M. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: NENTWIG, W. (Ed.). **Biological invasions, ecological studies**. New York: Springer, 2007. p. 97-126.

REJMÁNEK, M. What makes a species invasive? In: PYSEK, P. et al. (Eds.). **Plant invasions**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1995. p. 1-11.

REJMÁNEK, M. Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: SANDLUND, O. T.; SCHEI, P. J.; VIKEN, A. (Eds.) **Invasive species and biodiversity management**. Netherlands: Kluwer Academic, 1999. p. 79-102.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, Ithaca, v. 77, p. 1655-1661, 1996.

REJMÁNEK, M. et al. Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology. **Bulletin of the Ecological Society of America**, New York, v. 83, p. 131-133, 2002.

REJMÁNEK, M. et al. Ecology of invasive plants: state of the art. In: MOONEY, H. A. et al. (Eds.). **Invasive alien species: a new synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. p. 104-162.

RICHARDSON, D. M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, p. 788-809, 2011.

RICHARDSON, D. M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 6, p. 93-107, 2000.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 235-247.

SHEA, K.; CHESSON, P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v. 17, p. 170-176, 2002.

SIMBERLOFF, D.; PARKER, I. M.; WINDLE, P.N. Introduced species policy, management, and future research needs. **Frontiers in Ecology and Environment**, Washington, DC, v. 3, p. 12-20, 2005.

TEMPERTON, V. M. et al. (Eds.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. New York: Island Press, 2004. 429 p.

VANDERHOEVEN, S.; DASSONVILLE, N.; MEERTS, P. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. **Plant and Soil**, Montpellier, v. 275, n. 1-2, p. 169-179, 2005.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. 190 p.

WILCOVE, D. S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience**, Reston, v. 48, p. 607-615, 1998.

WILLIAMSON, M.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 78, p. 163-170, 1996.

WILLIAMSON, M. H. **Biological invasions**. London: Chapman & Hall, 1996. 224 p.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (Eds.). **Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices**. Wallingford: CAB International, 2001. 228 p.

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

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

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

Capítulo 1

USO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NÃO-NATIVAS NA RESTAURAÇÃO DE MATAS CILIARES NA BACIA DO RIO PARANÁ NAS ÚLTIMAS CINCO DÉCADAS

Capítulo redigido conforme as normas da Revista *Árvore*.

1.1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica objetiva auxiliar o restabelecimento da integridade de um ecossistema que foi degradado ou destruído, buscando a reconstituição do seu funcionamento, da estrutura da comunidade e da composição de espécies características (SER, 2004).

No Brasil, a consolidação da restauração ecológica como ciência ocorreu, principalmente, a partir das duas últimas décadas (RODRIGUES et al. 2009). Neste período muito se avançou no conhecimento das teorias ecológicas e na sua aplicação na construção de metodologias aplicadas à restauração, com exemplos de projetos que obtiveram sucesso (NOGUEIRA, 1977; DURIGAN e DIAS, 1990) e outros comparativamente mal sucedidos (BARBOSA et al. 2003; SOUZA e BATISTA, 2004) em atingir os objetivos da restauração.

No estado de São Paulo, a restauração segue normas e diretrizes propostas em legislação ambiental. Na tentativa de assegurar a alta diversidade encontrada nas florestas tropicais, um número mínimo de espécies a ser plantado nas diferentes fisionomias vegetais é estabelecido e não são admitidas espécies não-nativas (vide Resolução SMA 08/2008). No entanto, mesmo existindo a proibição e até a recomendação de erradicação de espécies exóticas invasoras, o uso de tais espécies é comum nos projetos no estado, podendo ser constatado em listas de espécies apresentadas em dissertações e teses (SORREANO, 2002; CASTANHO, 2009), anais de eventos e em artigos científicos publicados no país (PULITANO et al., 2004; MELO e DURIGAN, 2007; RODRIGUES et al., 2010). Dessa forma, espécies que não faziam parte do ecossistema estão sendo introduzidas, o que as coloca

na categoria de invasoras potenciais. Não apenas espécies de outros países são consideradas exóticas, mas qualquer espécie que esteja fora de sua região de ocorrência natural, ainda mais em se tratando de um país com dimensões continentais como o Brasil.

A introdução de espécies em ambientes onde não ocorrem naturalmente representa uma ameaça à integridade dos ecossistemas, devido ao risco de invasão biológica associado às introduções. Espécies exóticas são utilizadas com maior frequência na recuperação ou reabilitação de áreas degradadas, onde o seu uso pode ser a opção mais viável em locais com sérios impactos, muitas vezes limitantes para o estabelecimento e crescimento de vegetação nativa, como em áreas de mineração (PARROTA e KNOWLES, 1999; PRACH et al., 2007). Para a conservação da biodiversidade, no entanto, o uso de espécies nativas é geralmente preferível, devido ao seu maior valor como habitat para espécies nativas (BROCKERHOFF et al. 2008). Ainda que exista muita polêmica em torno do uso intencional de espécies não-nativas para fins de restauração (D'ANTONIO e MEYERSON, 2002), são raros ou praticamente ausentes os registros na literatura sobre o uso intencional de espécies exóticas em plantios com esta finalidade.

De fato, espécies exóticas têm sido observadas em muitos plantios (DURIGAN et al., 2010), de modo que a falta de fiscalização nos viveiros ou ainda a dificuldade que viveiristas, agentes dos órgãos licenciadores e demais profissionais que atuam na restauração encontram na identificação das espécies pode ser um dos fatores responsáveis pela presença dessas espécies nos plantios. Porém, não há registros sobre as proporções e frequência com que essas espécies são utilizadas na restauração.

Assim, com este capítulo tivemos o objetivo de analisar a extensão com que espécies arbóreas não-nativas têm sido utilizadas na restauração de matas ciliares e qual a origem geográfica dessas espécies, se nativas de outras formações vegetais brasileiras ou exóticas em todo o Brasil. Analisando os plantios de diferentes idades, buscamos ainda verificar se o uso de espécies não-nativas tem diminuído nos anos mais recentes, respaldado pelos avanços do conhecimento e como resultado das restrições impostas pela legislação ambiental.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Classificação das espécies pela origem geográfica

A proposta inicial desta análise era classificar as espécies pela sua ocorrência em sub-regiões dentro da área de abrangência da Floresta Estacional Semidecidual. Porém, as imprecisões e até erros nas informações sobre a distribuição geográfica das espécies, além do desequilíbrio na disponibilidade de informações entre regiões inviabilizaram este detalhamento. Diante desta constatação, optamos por classificar todas as espécies amostradas nos 25 plantios de restauração de matas ciliares segundo a sua origem geográfica, em apenas três categorias:

- a) nativas da Floresta Estacional Semidecidual (FES);
- b) nativas de outras formações vegetacionais brasileiras;
- c) exóticas (oriundas de outros países).

Para essa classificação consultamos os volumes já publicados da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (WANDERLEY et al., 2001; 2002; 2003; 2005; 2007; 2009), livros (CORRÊA, 1984; LORENZI, 1992; RODRIGUES; NAVE, 2000; CARVALHO, 2003; DURIGAN, et al., 2004; RAMOS et al., 2008), a lista de espécies que acompanha a Resolução SMA 08/2008 e bancos de dados *on line* como o *Species Link* (disponível em <<http://www.splink.org.br>>), a *Flora Brasiliensis* (<<http://florabrasiliensis.cria.org.br>>) e a Lista de Espécies da Flora do Brasil (<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>>).

1.2.2 Classificação das espécies em categorias de uso

Fizemos a classificação das espécies quanto ao seu principal uso pelo homem, com a finalidade de conhecer as principais causas prováveis de introdução inicial dessas espécies exóticas no Brasil e da disseminação de espécies brasileiras restritas a certas formações vegetais para outras regiões ecológicas dentro do país. Assim, classificamos as espécies nas

seguintes categorias de uso: alimentício (árvores frutíferas ou horticultura), ornamental (arborização em geral), medicinal ou econômico (extração de madeira, etc.). As demais finalidades identificadas foram agrupadas na categoria *outros usos*.

1.2.3 Análise dos Dados

Para as análises descritas a seguir, reunimos em um único conjunto as espécies de outras regiões ecológicas do Brasil (diferentes de FES) e as espécies exóticas oriundas de outros países, denominando-as apenas como *não-nativas*.

Calculamos o número e a proporção de espécies plantadas nativas e não-nativas da FES em cada um dos plantios, bem como a média do número de espécies nativas e não-nativas plantadas em cada área. Estes dados são descritivos dos tipos de espécies que foram introduzidas nas áreas em restauração e que sobreviveram até o momento da amostragem, já que para a maioria das áreas, não foi possível resgatar a informação precisa de todas as espécies que foram plantadas.

Elaboramos um diagrama de Venn para ilustrar todas as situações em que as espécies presentes nos plantios foram encontradas, ou seja, se foram plantadas ou se chegaram após o plantio (espécies imigrantes) e se essas espécies são nativas ou não-nativas da FES. Examinamos também, se as plantas encontradas em regeneração eram ou não descendentes das árvores que foram plantadas. Nos casos em que a planta adulta não foi amostrada nas parcelas, verificamos ainda se foi plantada ou não na área de estudo.

Para avaliar se a frequência de uso de espécies não-nativas na restauração variou nos últimos 50 anos, construímos gráficos de dispersão baseados no ano de implantação dos plantios, uma vez que os plantios selecionados para estudo datam de 1957 até o ano de 2006. As áreas de amostragem foram agrupadas por década de plantio, para calcularmos se o número médio de nativas, não-nativas, e o número total de espécies plantadas modificaram ao longo do tempo. Os gráficos e as análises foram construídos utilizando os softwares Excel 12.0 (Microsoft Office 2007) e OriginPro 8 (OriginLab Corporation, MA).

1.3 RESULTADOS

No total, amostramos 18.421 indivíduos, pertencentes a 320 espécies, listadas no Apêndice 2. Destas espécies, 217 foram plantadas e as restantes (103) ingressaram nas comunidades por meio da dispersão natural. Entre as plantadas, 142 (65,4%) são espécies nativas e 75 (34,5%) não-nativas da FES.

A frequência do uso de espécies não-nativas na restauração de matas ciliares foi elevada, sendo que constatamos a presença dessas espécies em 22 dos 25 plantios estudados (Figura 2). As áreas em que não foram plantadas espécies não-nativas localizam-se no estado do Paraná. Todas as áreas amostradas no estado de São Paulo continham espécies não-nativas.

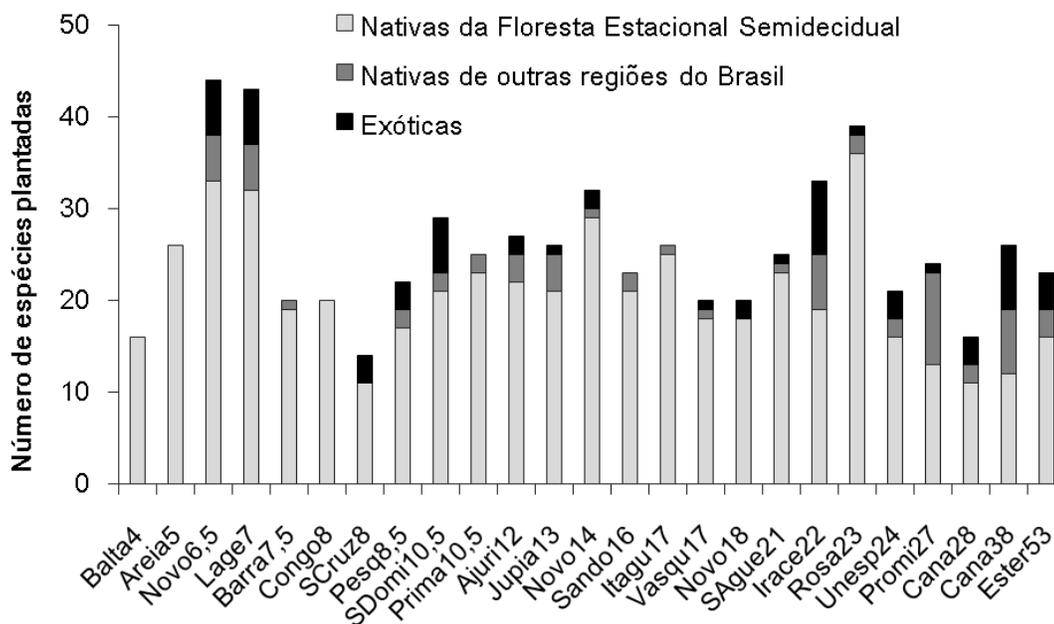


Figura 2. Número total de espécies plantadas em área de 1000 m², em cada uma das áreas em restauração, classificadas segundo a sua origem geográfica em: Nativas da Floresta Estacional Semidecidual, Nativas de outras regiões fitogeográficas do Brasil e Exóticas. O eixo X compreende os 25 plantios, denominados pelos códigos das áreas seguido das idades dos plantios.

Em média, amostramos 26 espécies plantadas nas áreas em restauração, das quais cinco não eram nativas da FES (Tabela 2, Figura 2). Porém, tanto o número total de espécies plantadas amostradas quanto o de não-nativas, variou entre as áreas.

Tabela 2. Média, número máximo e mínimo de espécies e de indivíduos nativos, não-nativos e total, plantados em 25 plantios de restauração de mata ciliar, amostrados em 1000 m² por local.

	Média	N ^o . máximo	N ^o . mínimo
Espécies Nativas	21	36	11
Espécies Não-Nativas	5	14	0
Total (Espécies)	26	44	14
Indivíduos Nativos	88	174	20
Indivíduos Não-Nativos	15	57	0
Total (Indivíduos)	104	180	44

Com relação à origem geográfica, analisando o conjunto de espécies plantadas nas áreas em restauração como um todo, 65% (142 espécies) são nativas da FES, 19% (41 espécies) são nativas de outras regiões fitogeográficas do Brasil e 16% (34 espécies) são exóticas. Assim, 35% das espécies utilizadas não são nativas da região onde foram plantadas.

As espécies exóticas mais comumente utilizadas nos plantios foram *Psidium guajava* (presente em 15 plantios), *Syzygium cumini* (10 plantios), *Eryobotria japonica* (seis plantios), *Mangifera indica* (seis plantios), *Leucaena leucocephala* (cinco plantios) e *Melia azedarach* (cinco plantios) (Apêndice 2). Entre as nativas de outras regiões ecológicas do Brasil destaca-se o uso de *Inga laurina* (originária da Floresta Ombrófila Densa, em nove plantios), *Schizolobium parahyba* (Floresta Ombrófila Densa, em três plantios) e *Acacia tenuifolia* (Floresta Estacional Decidual, em quatro plantios).

Verificamos que entre as espécies plantadas existem aquelas que não têm deixado descendentes nos locais estudados, mesmo nos plantios mais antigos. Este é o caso de 33 espécies não-nativas e de 23 espécies nativas plantadas (Figura 3). Considerando esses números em termos proporcionais, as espécies nativas têm deixado mais descendentes, ou

seja, estão se regenerando mais nos plantios do que as espécies não-nativas. Isso se reflete no grande número de regenerantes nativos provenientes de espécies plantadas (119 espécies).

Espécies em regeneração sob os plantios não oriundas dos indivíduos plantados, também foram registradas em número considerável durante os levantamentos (103 espécies). Entre estas espécies imigrantes nos plantios, oito não são nativas da Floresta Estacional Semidecidual.

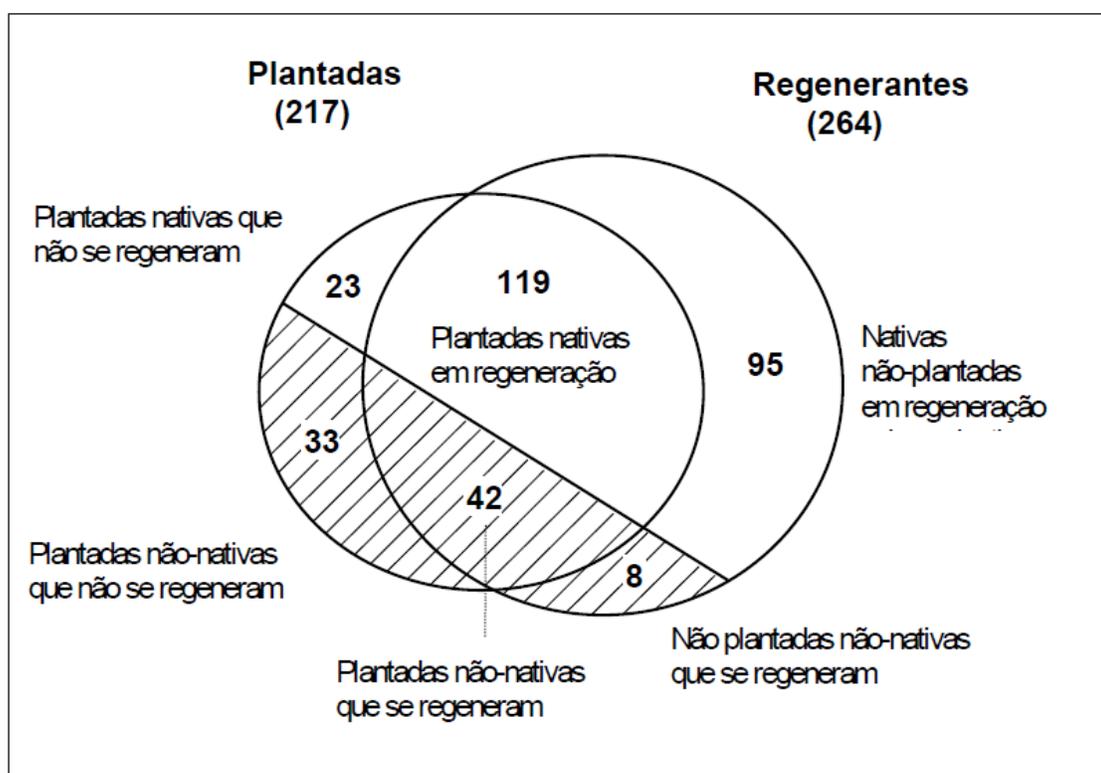


Figura 3. Diagrama de Venn da distribuição do número de espécies arbóreas, plantadas e regenerantes, nativas e não-nativas (porção hachurada) e que deixam descendentes ou não nas áreas em restauração. O círculo menor representa as espécies plantadas e o círculo maior as espécies em regeneração nos plantios.

Classificando-se as espécies não-nativas encontradas nos plantios em categorias relacionadas ao seu uso, observamos que mais da metade das espécies foram introduzidas

originalmente no Brasil para fins ornamentais (32%) ou alimentícios (36%), principalmente árvores frutíferas (Figura 4). Um número menor de espécies foi empregado na exploração comercial de produtos madeireiros e não madeireiros (13%) e para fins medicinais (5%). A categoria “outros usos” inclui certos empregos das espécies como, por exemplo, espécies utilizadas como quebra-ventos ou para forrageamento animal. O uso das demais espécies não foi identificado.

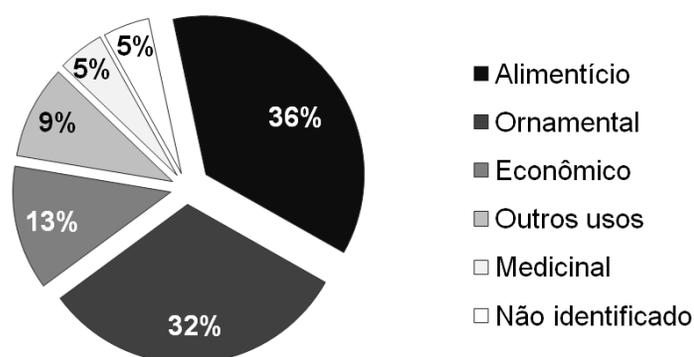


Figura 4. Classificação das espécies arbóreas não-nativas amostradas em plantios de matas ciliares em categorias segundo a finalidade de uso pelo homem.

Embora a idade dos plantios explique apenas uma pequena parte da variação no número de espécies nativas (12%) e não-nativas (16%) utilizadas nos plantios, ao longo dos últimos 50 anos, observamos que houve uma tendência de priorização de espécies nativas na implantação dos projetos de restauração, bem como de diminuição do uso de não-nativas (Figura 5). A partir do ano de 2003 ocorreu um aumento no número de nativas plantadas e que foi reforçado pelo fato de que nos plantios mais recentes não encontramos espécies não-nativas.

Por outro lado, analisando a frequência de uso de espécies não-nativas nos plantios, verificamos que quanto maior o número de espécies plantadas, também tende a ser maior o número de espécies não-nativas (Figura 6). O número de espécies plantadas explica 25% da variação no número de espécies não-nativas utilizadas.

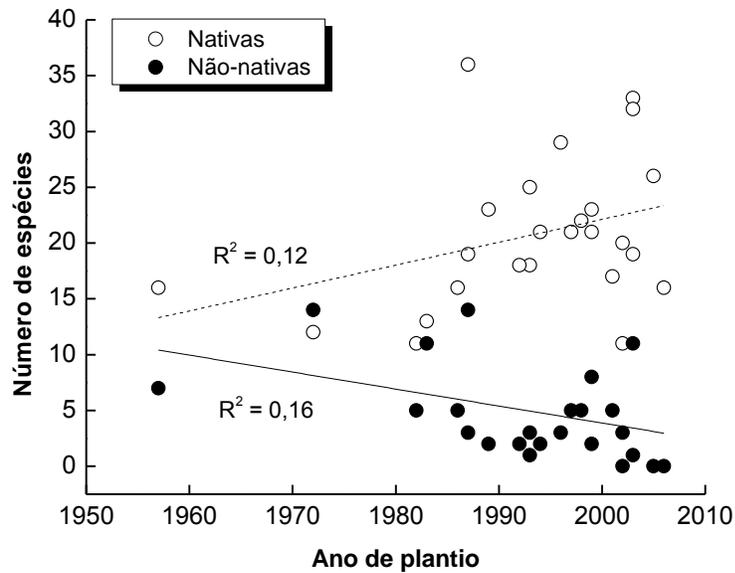


Figura 5. Número de espécies arbóreas nativas e não-nativas utilizadas nos plantios de restauração de matas ciliares ao longo das últimas décadas, do ano de 1957 a 2006. ($p_{\text{nativas}} = 0,08$; $p_{\text{não-nativas}} = 0,04$)

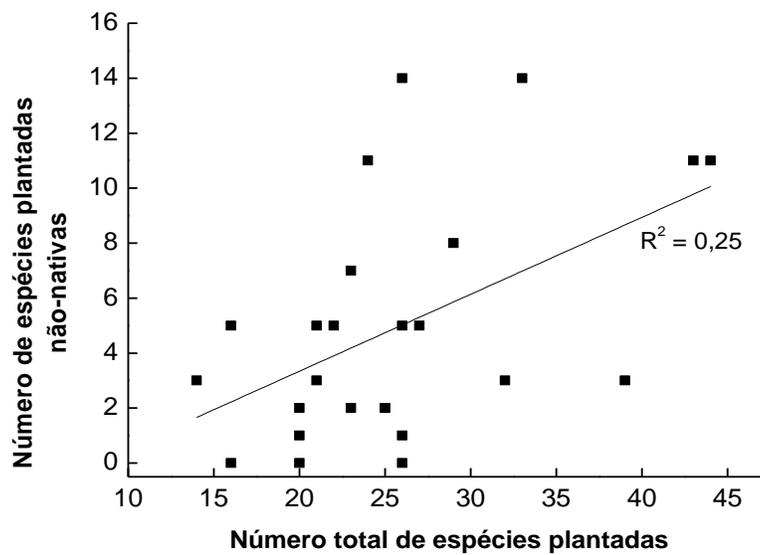


Figura 6. Relação entre o número total de espécies arbóreas plantadas e o número de espécies não-nativas utilizadas em plantios de restauração de matas ciliares ($p = 0,01$).

Ao analisar os plantios reunidos segundo a década em foram implantados, a queda no número de não-nativas e o aumento de nativas é mais evidente na variação da média dos números dessas espécies a cada década nos últimos 50 anos, principalmente até a década de 1990. Nos anos de 2000 a 2006 não ocorreram grandes modificações nesses valores, exceto pelo pequeno aumento na média de espécies não-nativas (Figura 7). Porém, apesar do maior número de espécies nativas que passaram a ser utilizadas nos projetos de restauração ao longo do tempo, o número total de espécies plantadas não aumentou, mantendo-se em torno de 26 espécies (Figura 7).

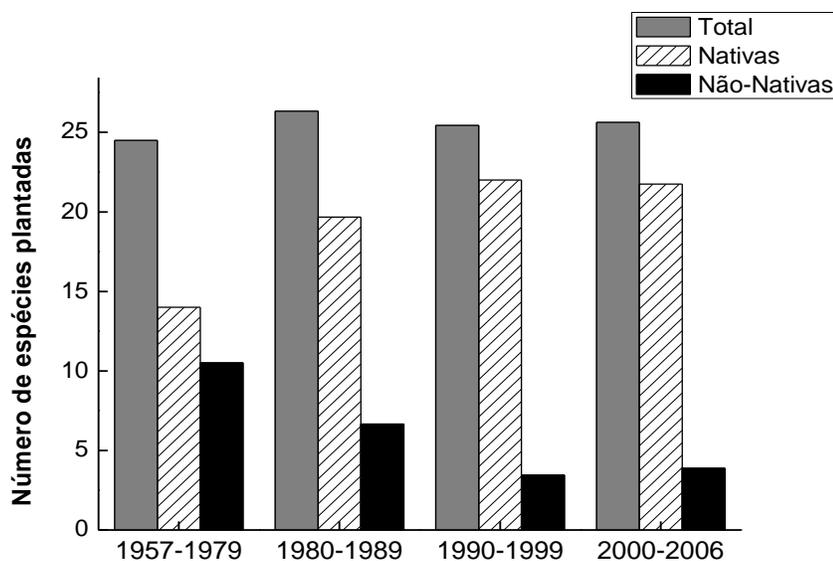


Figura 7. Média do número total de espécies arbóreas plantadas por área, número de espécies nativas e não-nativas utilizadas nos plantios de restauração de matas ciliares, agrupados segundo a década de implantação dos projetos.

1.4 DISCUSSÃO

Espécies não-nativas têm sido amplamente utilizadas na restauração de matas ciliares no Brasil, apesar da tendência de queda no uso dessas espécies em anos mais recentes. Porém, esperávamos que com as mudanças ocorridas na última década, com o avanço do conhecimento e as restrições impostas pela legislação ambiental, os plantios mais novos não tivessem espécies não-nativas, mas isto não foi observado para a maioria das áreas.

A utilização de espécies exóticas ou nativas de outras formações vegetais brasileiras, verificada em praticamente todos os plantios, tem ligação histórica com o desenvolvimento da prática da restauração no Brasil. Rodrigues et al. (2009) avaliam que, durante os períodos iniciais dessas atividades, a produção e o uso de mudas nativas de outras formações era comum pelo fato de essas espécies serem nativas do Brasil. Até hoje, essa percepção faz com que espécies de outras regiões ecológicas sejam utilizadas sem restrições na maioria dos plantios de restauração. Não obstante, as espécies exóticas utilizadas têm ligação direta com os interesses humanos e esta é, provavelmente, a causa histórica da sua introdução no Brasil. O valor agregado a essas e às outras espécies não-nativas é muitas vezes relacionado ao seu potencial ornamental, ou para horticultura ou, ainda, por interesses culturais e comerciais.

Em balanço das espécies registradas como invasoras em todo o mundo, Richardson e Rejmánek (2011) afirmam que mais da metade de 622 espécies invasoras têm sua razão de introdução em regiões fora de sua origem relacionada a fins de horticultura. O fato de que a maioria das espécies exóticas tem uso conhecido faz com que o problema das invasões biológicas não seja compreendido por grande parte da sociedade e muitos dos que compreendem ainda são indiferentes a essa questão (EWEL e PUTZ, 2004; GARCÍA-LLORENTE et al., 2008). Essa realidade tem implicações importantes nas campanhas de controle e erradicação de espécies invasoras, de modo que estudos demonstrando danos efetivos causados por essas espécies são essenciais para dar suporte às ações (MATOS e PIVELLO, 2009).

Em muitos casos, espécies não-nativas também são utilizadas nos plantios de restauração por falta de conhecimento sobre a ecologia e região de ocorrência no caso de espécies brasileiras. O erro também decorre, muitas vezes, da semelhança entre determinadas espécies não-nativas e nativas do mesmo grupo taxonômico. *Acacia tenuifolia* é uma espécie

que ilustra bem essa situação. Essa espécie foi amostrada em três plantios efetuados pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), tendo sido introduzida acidentalmente nos viveiros e nos plantios da empresa por se tratar de uma espécie muito semelhante ao angico (*Anadenanthera macrocarpa*) (Celso Machado, CESP, comunicação pessoal). A espécie só foi identificada corretamente quando da realização do presente estudo. Assim, sem identificação correta, foi amplamente utilizada durante vários anos nos plantios e dissemina-se rapidamente entre as plantas em regeneração.

Por vezes, espécies não-nativas também podem ser empregadas intencionalmente na restauração de matas ciliares para aumentar ou completar o número mínimo de espécies exigido na legislação ambiental vigente no estado de São Paulo (vide Res. SMA 08/2008). De fato, verificamos que quanto maior o número de espécies usadas nos plantios, maior é a probabilidade de se introduzir também uma espécie não-nativa. Além disso, podemos inferir que se essas espécies são encontradas mesmo em plantios recentes, é porque ainda são produzidas nos viveiros que fornecem as mudas para os projetos de restauração.

A composição de espécies constitui um aspecto fundamental de qualquer ecossistema, por ser determinante da estrutura e função desse ecossistema (CLEWELL e ARONSON, 2007). Por isso, é importante assegurar uma composição de espécies mais apropriada a cada local que se pretende restaurar. A responsabilidade pela escolha das espécies a plantar também deve ser dividida com os praticantes da restauração, que, muitas vezes, ainda não possuem conhecimento adequado para tanto. Dessa forma, a falta de treinamento e fiscalização constitui um grave problema que incide sobre o sucesso dos projetos de restauração e pode se constituir em uma ameaça aos ecossistemas naturais próximos às áreas em que estão sendo introduzidas espécies exóticas, devido à possibilidade de que elas se tornem invasoras.

Por outro lado, o sucesso reprodutivo das espécies nativas que têm sido plantadas é altamente positivo e, como registrado, elas superam as não-nativas na comunidade em regeneração natural, em proporção de espécies e indivíduos. Este aspecto constitui um importante atributo para avaliação dos ecossistemas restaurados, pois reflete a auto-sustentabilidade do ecossistema (SER, 2004), ou seja, sua capacidade de persistir no tempo sem intervenção humana. Da mesma forma, o elevado número de espécies imigrantes encontradas sob os plantios comprova que a dispersão é ativa nos reflorestamentos e que essas espécies têm encontrado boas condições para estabelecimento nas áreas em restauração. As

espécies não-nativas, porém, não alcançam o mesmo sucesso reprodutivo, sendo que mais de 40% dessas espécies não deixaram descendentes até o momento da amostragem. Para essas espécies, os locais em que foram introduzidas podem não ser correspondentes às condições encontradas em seus locais de origem, quer seja para a reprodução, a germinação ou o estabelecimento de seus indivíduos.

Ao longo dos últimos 50 anos de prática da restauração ecológica, pudemos perceber que as espécies nativas têm sido priorizadas nos projetos, aumentando em número a cada década. Este resultado pode ser devido à evolução no conhecimento científico e nas políticas públicas nesse mesmo período e que contribuíram significativamente para o aprimoramento da restauração. Porém o aumento no número de espécies nativas é registrado até o final da década de 1990, não se diferenciando entre as duas últimas décadas exceto pelo ligeiro aumento no número de não-nativas, que vinha diminuindo nas três décadas anteriores.

O fato de que o número médio de espécies plantadas amostradas praticamente não se modificou nas últimas cinco décadas, sugere que a riqueza total dos plantios também não deve ter se modificado ao longo do tempo. Apesar de que o número médio encontrado corresponde a uma área amostral de 1000 m² em cada local, e que a riqueza total certamente deve ser superior, este é um baixo valor esperado para a restauração de florestas tropicais, que busca a máxima diversidade possível.

A restauração ecológica de ecossistemas naturais busca, dentro de limites razoáveis, a maior semelhança possível da área restaurada com os ecossistemas naturais que foram destruídos. Assim, a diminuição ou supressão do uso de espécies exóticas nos projetos de restauração é algo desejável. Porém, a destinação de recursos e esforços visando à erradicação generalizada de espécies já plantadas simplesmente pelo fato de não serem nativas não é recomendada, sobretudo por duas razões: 1) muitas das espécies não-nativas que se encontram nos plantios nem ao menos se reproduzem, conforme o observado e 2) algumas espécies podem estar desempenhando papéis importantes como facilitadoras do estabelecimento de outras espécies ou na estruturação das comunidades (D'ANTONIO e MEYERSON, 2002; EWEL e PUTZ, 2004; SCHLAEPPER et al., 2011). Qualquer iniciativa de manejo visando erradicar espécies não-nativas necessita de estudos ecológicos específicos, demonstrando que a permanência dessas espécies pode colocar em risco o ecossistema em restauração ou até mesmo ecossistemas naturais vizinhos.

Se o objetivo é a restauração (*stricto sensu*) do ecossistema, espécies não-nativas não deveriam ser incluídas nos projetos, já que na maioria das vezes é possível praticar a restauração somente com o uso de espécies nativas. A situação agrava-se tendo em vista o número cada vez maior de não-nativas que podem ser distribuídas em vastas regiões e ecossistemas, se os plantios continuarem a ser implantados segundo o padrão encontrado neste estudo, com cerca de 35% de não-nativas na composição de espécies. O risco de invasão deve ser sempre levado em consideração quando se trata de espécies não-nativas, que podem exibir comportamentos populacionais diferentes de acordo com o ambiente em que foram introduzidas (COLAUTTI e MCISAAC, 2004; VAN KLEUNEN et al. 2010).

1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, p. 28-34, 2003.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 17, p. 925-951, 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2003. v. 3. 604 p.

CASTANHO, G. G. **Avaliação de dois trechos de uma floresta estacional semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession**. Washington, DC: Island Press, 2007. 232 p.

COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'invasive' species. **Diversity and Distributions**, Singapore, v. 10, p. 135-141, 2004.

CORREIA, M. P. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. Rio de Janeiro: IBDF, 1984. v. 6.

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

DURIGAN, G.; DIAS, H. C. S. Abundância e diversidade da regeneração natural sob mata ciliar implantada. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 68., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 308-312.

DURIGAN, G. et al. A Flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para a restauração dos ecossistemas naturais. In: VILAS BÔAS O. V.; DURIGAN, G. (Orgs.).

Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 199-239

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

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

GARCÍA-LLORENTE, M. et al. Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: Implications for management. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 141, p. 2969-2983, 2008.

KLEUNEN, van M. et al. Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 13, p. 947-958, 2010.

NOGUEIRA, J. C. B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal, 1977. p. 1-17. (Boletim Técnico, 24).

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

PRACH, K. et al. Manipulation of succession. In: WALKER, L. R.; WALKER, J.; HOBBS, R. J. (Eds.). **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 121-149.

PULITANO, F. M.; DURIGAN, G.; DIAS, L. E. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. In: BÔAS, O.V.; DURIGAN, G. (Orgs.). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista:** resultados da cooperação Brasil/Japão. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. v. 1. p. 419-445.

RICHARDSON, D. M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species: a global review. **Diversity and Distributions**, Singapore, v. 17, p. 788-809, 2011.

RODRIGUES, E. R.; MONTEIRO, R.; CULLEN JUNIOR, L. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 853-861, 2010.

SCHLAEPFER, M. A.; SAX, D. F.; OLDEN, J. D. The potential conservation value of non-native species. **Conservation Biology**, Washington, DC, v. 25, p. 428-437, 2011.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 154 f. Mestrado (Dissertação em Ciências Florestais)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

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**, Oxford, v. 191, p. 185-200, 2004.

Capítulo 2

A CONTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES ARBÓREAS NÃO-NATIVAS NA ESTRUTURAÇÃO DAS COMUNIDADES EM RESTAURAÇÃO

Capítulo redigido nas normas da revista Restoration Ecology

2.1 Introdução

As invasões podem causar danos em diferentes níveis, afetando desde indivíduos (por exemplo, as taxas de mortalidade e crescimento), populações (abundância e crescimento da população, extinção de espécies), comunidades (abundância de espécies e diversidade) e até os processos ecológicos (Parker et al. 1999).

Sob o ponto de vista de comunidades, ainda são pouco conhecidos os aspectos que contribuem para que determinada espécie se torne ou não invasora. Neste nível de organização, as alterações mais evidentes causadas por espécies invasoras são em termos de estrutura, riqueza e diversidade das comunidades (Garcia-Serrano et al. 2007; Davies 2011). Espécies exóticas podem alterar a diversidade de espécies por crescerem em abundância e, conseqüentemente, competir com as espécies nativas ou, ainda, impedir o restabelecimento de espécies nativas durante a sucessão.

A restauração em nível de comunidades aponta para a abordagem de se oferecer assistência à sucessão ecológica visando a integridade do ecossistema. As comunidades,

dependendo da sua integridade, têm uma capacidade inerente de reparar-se e retornar a uma condição semelhante à anterior ao distúrbio. Porém, há um número indefinido de estágios estáveis possíveis ao longo da sucessão (Young et al. 2000). Quando na recuperação de uma área se utilizam espécies não-nativas – o que acontece na maior parte dos projetos de restauração de mata ciliar no Brasil (conforme demonstrado no capítulo 1 deste estudo), como saber que espécies farão parte dessas florestas no futuro, ou ainda, o que acontecerá ao longo da sucessão quando espécies nativas e exóticas são introduzidas em conjunto na mesma área?

Estudos em cronosequência de campos abandonados apontam para a diminuição no número de exóticas ao longo do tempo (Aide et al. 2000, Meiners 2007). No contexto de dinâmica de comunidades, alguns estudos também demonstram que a dominância das espécies não-nativas é normalmente mais evidente no início de sucessão ecológica, mas que a proporção dessas espécies geralmente diminui com o tempo (Meiners et al. 2002), tendendo até mesmo a desaparecer ao longo da sucessão em muitos casos (Clewel e Aronson 2009). Contudo, estudos de longo prazo de trajetórias sucessionais ou mesmo cronosequências são raros na restauração ecológica, ainda mais com foco na dinâmica conjunta de plantas nativas e exóticas (Young et al, 2001; Tognetti et al. 2010).

Tognetti et al. (2010) descrevem vários exemplos de trajetórias distintas envolvendo espécies nativas e exóticas e, em muitos casos, espécies exóticas se comportam como “invasoras” ruderais e são substituídas por nativas ao longo do tempo. No entanto, o contrário também pode ocorrer, sendo que as espécies exóticas tornam-se dominantes após um período de prevalência das nativas. Alguns estudos também apontam que exóticas podem coexistir localmente com nativas (MacDougall et al. 2009) ou deslocar as espécies nativas ao longo da sucessão, devido à sua maior aptidão e competição (MacDougall e Turkington 2005). Por

último, existe ainda a situação em que exóticas pode estar presentes e ao mesmo tempo ter pouca influência sobre a dinâmica da comunidade (Ortega e Pearson, 2005). Nestes casos, algumas espécies introduzidas podem inclusive ser úteis no cumprimento de metas específicas da restauração de certos processos ecológicos (D'Antonio and Myerson 2002; Ewel and Putz 2004). Dessa forma, não há um padrão definido para o comportamento das espécies não-nativas em ecossistemas em restauração que se repita em todas as situações.

A presença de espécies não-nativas pode ser até tolerada quando já estão adaptadas ao ambiente e incorporadas à comunidade vegetal, passando a compor os chamados *neocossistemas*, que são ecossistemas decorrentes da ação humana, constituídos por novas combinações de espécies, que garantem a estrutura e o funcionamento, porém de modo diferente do ecossistema original (Hobbs et al. 2006, Lindenmayer et al. 2008). Mas estes são casos em que a restauração (buscando a maior semelhança com o habitat destruído), não é mais possível ou é muito difícil de ser alcançada.

O tempo decorrido desde a introdução da espécie até que seja desencadeado o processo de invasão ainda é um ponto difícil de prever (Crooks 2005, 2011). O processo de invasão pode envolver um longo período inicial de relativa inatividade (“*lag-time*”) seguido por mudança súbita na dinâmica da população invasora. Saber quando uma espécie foi introduzida auxilia nessa compreensão, sendo que os plantios com exóticas oferecem a possibilidade de estudo do comportamento dessas espécies desde a sua introdução em data conhecida e ao longo de todo o processo sucessional de reconstrução das comunidades até um estado desejável de autosustentabilidade.

Avaliamos, neste estudo, as mudanças ocorridas nas proporções de espécies nativas e não-nativas em uma cronoseqüência de plantios de restauração de matas ciliares em região de

Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Comparamos as proporções de nativas e não-nativas oriundas de regeneração natural com a proporção em foram plantados, partindo da premissa de que os regenerantes representam as florestas que permanecerão no futuro. Assim, testamos duas hipóteses alternativas:

i) As espécies não-nativas tendem, com o tempo, a desaparecer das florestais em restauração na região ecológica de estudo pela tendência de as comunidades serem naturalmente dominadas pelas espécies nativas com o tempo.

ii) Ou o oposto, as espécies não-nativas tendem a dominar as florestas em restauração, devido a pressão de competição exercida e conseqüente exclusão da espécies nativas.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Áreas de estudo

Para as análises propostas neste capítulo selecionamos apenas as áreas em que espécies não-nativas foram plantadas. Assim, excluimos das análises as áreas Balta⁴ Areia⁵ e Congo⁸, que são os três plantios localizados no estado do Paraná e que não continham espécies não-nativas plantadas. A área Lage⁷ também foi retirada das análises por se tratar de uma condição muito peculiar, uma vez que o plantio foi efetuado em uma área onde havia uma grande população já estabelecida de *Psidium guajava*, isto inviabilizaria a associação entre a população regenerante e a idade do plantio.

2.2.2 *Análise dos Dados*

Para cada uma das 21 áreas calculamos:

- a) Proporção de espécies não-nativas entre as árvores plantadas (número de espécies não-nativas plantadas / número total de espécies plantadas x 100);
- b) Proporção de espécies não-nativas em regeneração (número de espécies não-nativas em regeneração / número total de espécies em regeneração x 100);
- c) Densidade relativa de indivíduos não-nativos plantados (número total de árvores não-nativas plantadas / número total de árvores plantadas x 100);
- d) Densidade relativa de indivíduos não-nativos em regeneração (número total de indivíduos não-nativos em regeneração / número total de indivíduos em regeneração x 100);

Para verificar se a proporção das espécies não-nativas entre os regenerantes, para o conjunto das 21 áreas de estudo, tende a aumentar ou diminuir em relação à proporção em que foram plantadas, aplicamos o teste qui-quadrado. Analisamos a proporção observada de não-nativas entre as espécies plantadas e entre as espécies em regeneração, considerando que o esperado seriam proporções iguais caso não houvesse vantagem nos processos de regeneração para um ou outro grupo (o que comprovaria a hipótese nula). A mesma análise foi efetuada para a proporção de indivíduos plantados e regenerantes. Em uma outra forma de análise dessas relações, adaptamos a representação gráfica desenvolvida por Grotkopp et al. (2010), para demonstrar a frequência com que a proporção de espécies exóticas em regeneração supera a proporção entre os indivíduos plantados nas 21 áreas de estudo.

Com a finalidade de verificar se há vantagens no recrutamento para espécies arbóreas nativas ou não-nativas nas comunidades estudadas, analisamos as proporções de cada grupo em três estratos da comunidade em regeneração natural, assim divididos: $DAP < 1$ cm, $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm e $DAP \geq 5$ cm.

Os gráficos de dispersão foram feitos utilizando o software OriginPro 8 (OriginLab Corporation, MA) e para os testes de qui-quadrado utilizamos o software R 2.13.0 (Development Core Team 2011).

2.3 Resultados

A proporção total de indivíduos de espécies não-nativas entre as árvores plantadas nos 21 plantios foi de 17 %, enquanto entre os regenerantes essa proporção foi de 12 %. Na média de todos os locais, o percentual de regenerantes não-nativos foi 50% menor em relação à proporção em que foram plantados (Tabela 3). Assim, a proporção de regenerantes não-nativos foi, para o conjunto das áreas, inferior à proporção em que foram plantados ($\chi^2 = 135,5$; $p < 0,001$; $GL = 20$).

Na análise por plantio, diferenças significativas entre as proporções de árvores plantadas e regenerantes não-nativos foram significativas em apenas sete locais, e em todos eles houve menor proporção de espécies não-nativas entre os regenerantes. Nos plantios mais antigos, Cana28, Cana38 e Ester53, observamos as maiores diferenças entre as proporções de plantadas e regenerantes, sendo que nestas áreas, a proporção de espécies plantadas foi respectivamente de 54,5%, 51,8% e 36,1% e entre os regenerantes não ultrapassou 8% (Tabela 3).

Tabela 3. Proporção de indivíduos **não-nativos** plantados e em regeneração em 21 plantios de restauração de mata ciliar. χ^2 = valores do teste qui-quadrado. ID = identificação das áreas (dada na Tabela 1); p = valor estatístico por área, significativo ao nível de 5%

ID	Plant. (%)	Reg. (%)	χ^2	p
Novo6.5	28,81	0,00	26,84	<0,001
Barra7.5	2,07	0,00	0,55	0,457
SCruz8	7,46	5,75	0,003	0,845
Pesq8.5	19,79	6,31	5,96	0,014
Prima10.5	30,23	3,03	20,65	<0,001
SDomi10.5	2,20	0,00	0,65	0,419
Ajuri12	3,33	5,04	0,06	0,806
Jupia13	16,67	16,35	0,00	1,000
Novo14	8,18	0,32	5,54	0,018
Sando16	39,58	54,31	2,00	0,156
Itagu17	1,02	5,99	2,24	0,134
Vasqu17	3,73	0,00	1,99	0,157
Novo18	4,67	4,17	0,00	1,000
Sague21	4,86	0,68	1,82	0,176
Irace22	51,02	48,58	0,02	0,885
Rosa24	5,45	3,38	0,13	0,717
Unesp24	12,90	18,41	0,64	0,420
Promi27	43,40	43,44	0,00	1,000
Cana28	54,55	3,51	43,12	<0,001
Cana38	51,85	7,67	23,36	<0,001
Ester53	36,17	7,82	17,00	<0,001
Média	20,37	11,17	2,13	0,645

Em quatro plantios, Ajuri12, Jupia13, Sando16, Itagu17, a proporção de indivíduos não-nativos em regeneração foi maior do que entre os plantados (Figura 8). Apesar de a densidade de não-nativos na regeneração ser elevada nas áreas Irace22 e Promi27 (pontos

abaixo da linha de equivalência, com alta proporção de regenerantes não-nativos; Figura 8), ainda sim foi inferior a proporção de plantados não-nativos.

Analisando a linha de tendência na dispersão dos dados na mesma figura ($y = 1,14 + 0,45x$; $R^2 = 0,33$; $p = 0,005$), verificamos que a frequência de uso de espécies não-nativas nos plantios explica somente 33% da variação na proporção em que essas espécies estão se regenerando (Figura 8). Seria esperado que todos os pontos (que representam as áreas/plantios de restauração no gráfico) estivessem dispersos próximos à linha de equivalência se as espécies não-nativas estivessem deixando regenerantes na mesma proporção em que foram plantadas (hipótese nula). Nas áreas Jupi13, Sando16, Itagua17 e Irace22, a alta proporção de regenerantes não-nativos se deve à grande dominância exercida por apenas duas espécies não-nativas, como discutido mais adiante.

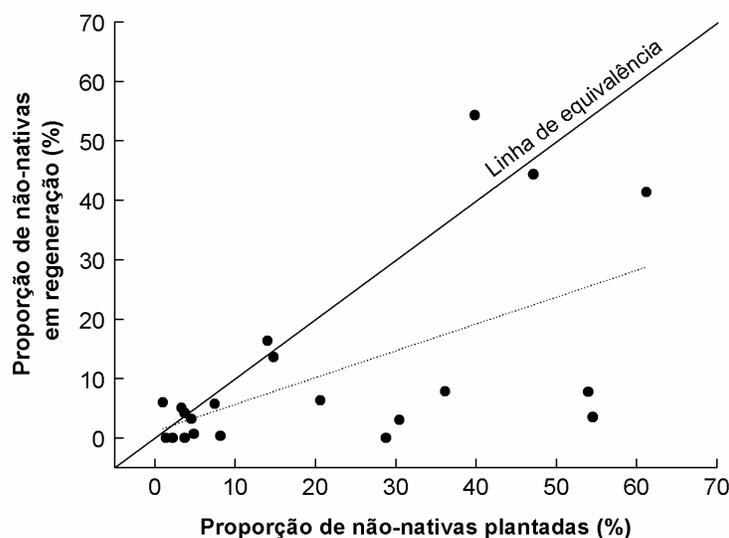


Figura 8. Proporção de indivíduos de espécies não-nativas em regeneração *versus* a proporção em que foram plantados em 21 plantios de restauração. Pontos acima da “linha de equivalência” representam as áreas em que a proporção de espécies não-nativas foi superior à proporção em que foram plantadas. Adaptado de Grotkopp et al. (2010) Em pontilhado, a linha de tendência.

Entre as árvores plantadas, tanto a proporção de indivíduos (Figura 9A) quanto a proporção de espécies não-nativas (Figura 9B) parece diminuir ao longo do tempo. Na comparação entre os dados de porcentagem do número de espécies e de indivíduos, verificamos maior diferença, ao longo do tempo transcorrido da implantação dos plantios, entre a proporção para indivíduos plantados e regenerantes do que na proporção entre espécies plantadas e regenerantes. A menor inclinação da linha de tendência e o baixo valor do coeficiente de determinação para o número de indivíduos regenerantes em relação aos plantados não-nativos mostra que apesar da redução considerável no número de árvores plantadas de espécies exóticas em anos recentes, a proporção de exóticas entre os regenerantes não se reduz proporcionalmente, pouco se alterando ao longo da história dos plantios de restauração.

Quando se analisa essa evolução em termos de espécies, as linhas de tendência para plantadas e regenerantes são mais semelhantes entre si, embora a proporção de espécies não-nativas também diminua menos entre os regenerantes do que entre os plantados nos anos mais recentes.

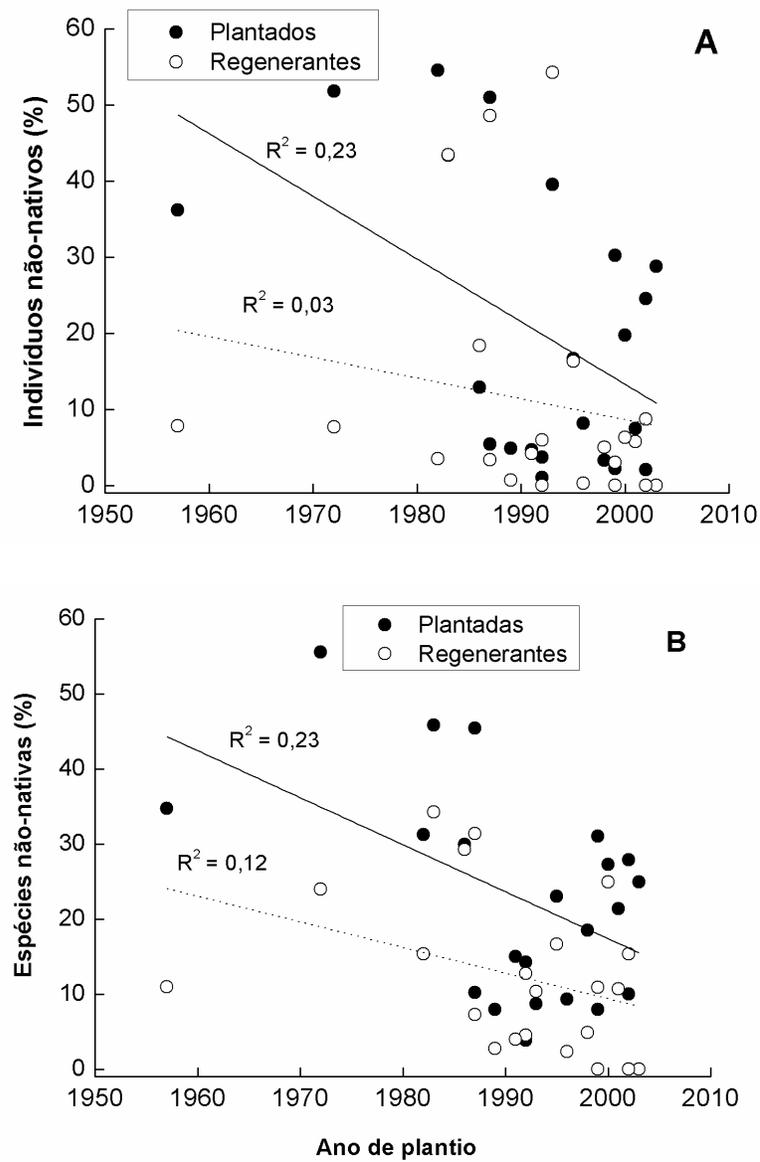


Figura 9. Proporção de indivíduos (A) e espécies (B) não-nativas plantados e na regeneração em 21 plantios de restauração indicados de acordo com o ano em foram implantados (p_A plantados = 0,02; p_A regenerantes = 0,41; p_B plantados = 0,02; p_B regenerantes = 0,08).

Analisando a densidade relativa do conjunto de espécies não-nativas entre regenerantes de diferentes classes de tamanho, verificamos uma proporção decrescente da classe de menor tamanho ($DAP < 1$ cm), para a classe intermediária ($1 \text{ cm} \leq DA5P < 5$ cm) e desta para os

regenerantes de maior tamanho ($DAP \geq 5$ cm) (Figura 10). Em geral, a proporção de plantas não-nativas em regeneração foi baixa em todas as classes de tamanho e as diferenças entre classes não foram suficientes para que o teste qui-quadrado detectasse vantagens comparativas no recrutamento dessas espécies ($\chi^2 = 0,922$; $p = 0,630$; $GL = 2$).

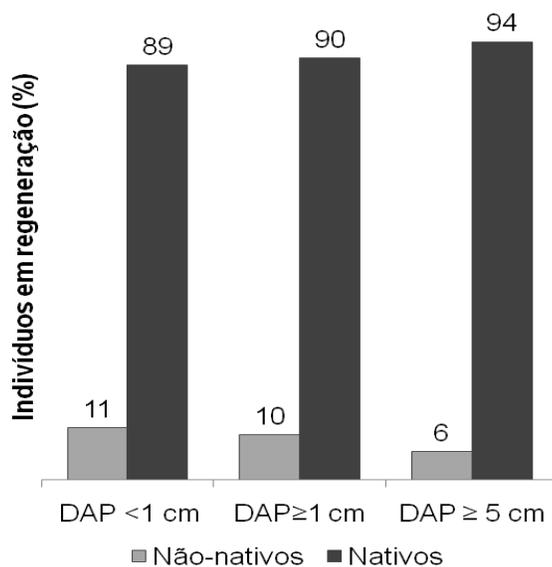


Figura 10. Proporção de indivíduos regenerantes de espécies nativas e não-nativas no conjunto de 21 matas ciliares em restauração, divididos em três classes de tamanho: $DAP < 1$ cm, $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm e $DAP \geq 5$ cm.

O número de espécies nativas foi maior do que o número de espécies não-nativas entre as plantas em regeneração amostradas em todos os plantios estudados. Além disso, a diferença entre as proporções de nativas e não-nativas aumenta com a idade das comunidades restauradas. Este resultado é mais evidente no plantio mais antigo, de 53 anos, onde foi encontrada a maior riqueza de espécies, com grande número de imigrantes nativos (Figura 11A).

A densidade de indivíduos não-nativos foi, em geral, muito inferior à densidade de plantas nativas, sendo próxima a zero em muitas áreas (Figura 11 B). Assim, tanto em número de espécies quanto em densidade de indivíduos, os regenerantes nativos da região de estudo prevalecem em maior número. No entanto, nas áreas Jupi13, Sando16 e Irace22 registramos altas densidades de regenerantes não-nativos, chegando a quase 50% do total de regenerantes, conforme observado também na Tabela 3.

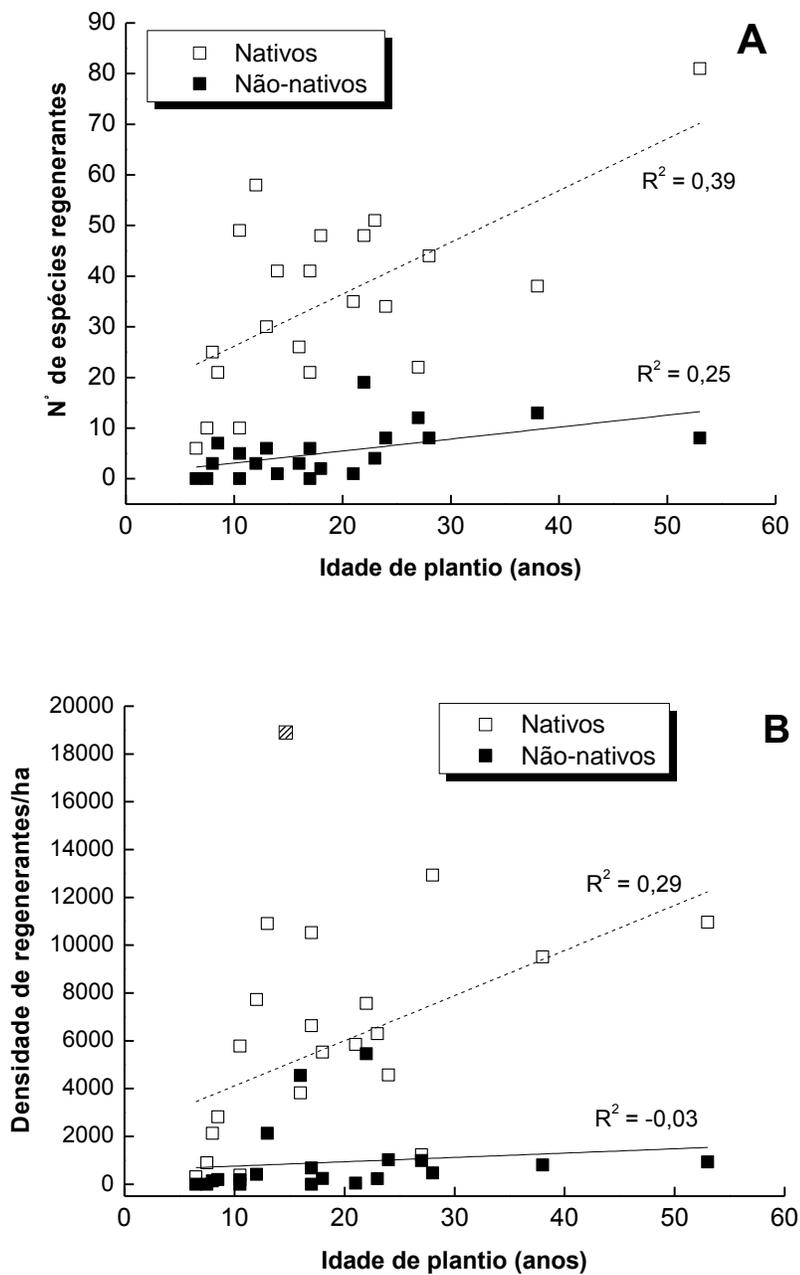


Figura 11. Número de espécies regenerantes (A) e densidade relativa (B) de nativos e não-nativos amostrados nos 21 plantios de restauração em diferentes idades ($A_{\text{nativos}}: y = -15,96 + 1,02 x$; $A_{\text{não-nativos}}: y = 0,75 + 0,23 x$; $B_{\text{nativos}}: y = 2224,41 + 188,78x$; $B_{\text{não-nativos}}: y = 574,97 + 18,13x$). ☒ = *Outlier*.

Os valores resultantes da diferença entre a proporção de árvores não-nativas plantadas e de descendentes dessas espécies nas comunidades em regeneração, indica que o número de regenerantes não-nativos diminui ao longo do tempo nas comunidades em restauração, ou seja, quanto mais velhos os plantios, menor a importância relativa das espécies exóticas nas comunidades (Figura 12). Essa tendência não existiria se as árvores não-nativas estivessem deixando descendentes na mesma proporção em foram plantadas.

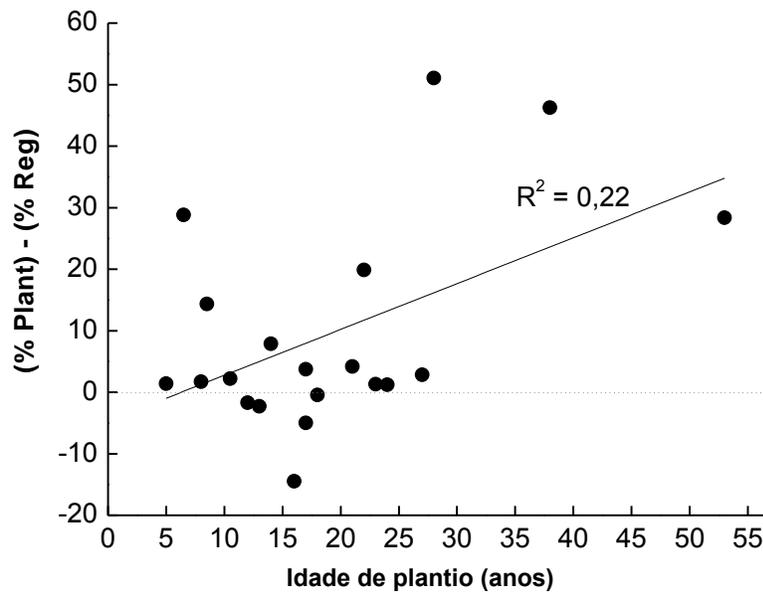


Figura 12. Diferença entre a porcentagem de árvores não-nativas plantadas e a porcentagem de regenerantes deixados por essas espécies ao longo do tempo, representado pelo ano de implantação dos plantios de restauração ($p = 0,005$).

2.4 Discussão

Apesar de terem sido plantadas em frequência elevada, em geral, as espécies não-nativas têm contribuído com poucos indivíduos para a estruturação das comunidades em restauração. Essas espécies têm deixado poucos descendentes, comparativamente às espécies nativas, nas áreas que foram objeto deste estudo, de forma que têm tido pouca influência sobre a dinâmica da estruturação da comunidade. O desempenho da maioria das espécies não-nativas pode estar sendo limitado frente ao conjunto de fatores ambientais (bióticos e abióticos) que atuam como filtros regulando o estabelecimento de novos indivíduos na comunidade arbórea em região de Floresta Estacional Semidecidual.

Adicionalmente, existe uma tendência de aumento no número de espécies nativas nas comunidades em restauração, o que faz com que o número de não-nativas torne-se proporcionalmente menor ao longo do tempo. A pequena inclinação da linha de tendência, tanto para número de espécies quanto em número de indivíduos não-nativos ao longo do tempo após os plantios, mostra que esses números pouco se alteram ao longo do tempo, de modo que o grande incremento em espécies nativas é que vai determinar a composição dessas comunidades no futuro (Figuras 11A e 11B).

A chegada de novas espécies, introduzidas provavelmente pela ação da fauna dispersora, contribui fortemente para a composição de espécies nos reflorestamentos (Figura 2; Capítulo 1), proporcionando o aumento em número de espécies nativas nos plantios mais velhos. Em paisagens onde a disponibilidade de sementes ou outros propágulos existe, as espécies nativas são naturalmente introduzidas a partir dessas fontes, conforme observado em outros estudos (Pulitano e Durigan 2004, Sansevero et al. 2011). No entanto, paisagens onde a

dispersão é limitada ou inexistente podem contribuir para reforçar a posição dominante das espécies exóticas ao longo da sucessão (Tognetti et al. 2010, MacDougall e Turkington, 2005, Ortega e Pearson, 2005).

As espécies plantadas para restauração de uma área são fundamentais nas etapas iniciais de reconstrução do ecossistema a ser restaurado, para proporcionar modificações ambientais necessárias nas condições de microclima, fertilidade do solo, cobertura de dossel, eliminação das gramíneas exóticas e na atração de agentes dispersores (Palmer 1997, Parrota et al. 1997, Feyera et al. 2001). Uma vez livre de impedimentos e com a disponibilidade de fontes de propágulos, o sucesso de chegada e instalação das novas espécies nativas nas áreas em restauração é normalmente elevada. Mesmo em plantios comerciais com exóticas (Viani et al. 2010) ou florestas monodominantes formadas por espécies invasoras (Martínez 2010), um elevado número de espécies nativas tem sido registrado em regeneração. Dessa forma, algumas espécies exóticas acabam atuando como facilitadoras (“nurse trees”) da restauração durante certos períodos ao longo da sucessão.

De acordo com as análises de proporção, podemos inferir que a proporção de indivíduos não-nativos regenerantes tende a diminuir relativamente aos plantados mais rapidamente do que acontece com a proporção de espécies não-nativas. Isso resulta em que as espécies não-nativas ainda serão registradas nos plantios por um longo período de tempo, porém em número cada vez menor, com a morte dos adultos de espécies que não deixam descendentes, conforme verificado no capítulo 1 deste estudo .

A diminuição no tamanho relativo das populações de espécies não-nativas, verificada pela diferença entre a proporção de não-nativas plantadas e a proporção de descendentes deixados por essas espécies, confirma a hipótese de que existe uma tendência de diminuição

das espécies não-nativas ao longo da trajetória dos plantios de restauração de mata ciliar em região de FES.

Em algumas das áreas de estudo, porém, esse padrão de baixa proporção de espécies não nativas entre os regenerantes não se confirma. Este fato indica que nestas áreas existem espécies não-nativas com alta frequência entre os regenerantes, as quais podem, teoricamente, comprometer o futuro das comunidades em restauração. Isto foi observado nas áreas Jupi13, Sando16 e Irace22 (Fig. 10 B), sendo que a alta densidade de regenerantes não-nativos foi devido à dominância de uma única espécie em cada local. Além da dominância nas comunidades restauradas, deve ser considerada a possibilidade de que essas espécies venham a se disseminar além dos limites das áreas de plantio, invadindo ecossistemas naturais vizinhos.

Em dois casos a espécie dominante foi *Acacia tenuifolia*, espécie nativa da Floresta Estacional Decidual introduzida nos plantios da CESP no Pontal do Paranapanema e *Clausena excavata* (oriunda do sudeste asiático), espécie introduzida por engano no plantio de Iracemápolis, devido à sua semelhança morfológica com a espécie nativa *Cabralea canjerana*. Estas espécies foram consideradas potencialmente invasoras para a região de estudo e, nestes casos, providências de normatização e manejo relativas ao uso dessas espécies na restauração devem ser tomadas (item discutido no Capítulo 3). Porém, uma vez que espécies não-nativas com alto potencial de dominância nas comunidades em restauração foram raras (duas entre 71 espécies não-nativas plantadas), tais espécies devem ser tratadas individualmente na busca de soluções de manejo para as comunidades em que se encontram e prevenção de invasões a partir dos plantios.

Espécies exóticas podem, eventualmente, dominar algumas fases do processo de regeneração e formar uma grande parte do dossel de florestas nativas (Lugo 2002; Franklin

2007). No entanto, evidências disponíveis indicam que são poucas as espécies não-nativas capazes de invadir comunidades em estágios avançados de sucessão (Fine 2002, Meiners et al 2002). Por outro lado, mudanças no regime local de distúrbios podem levar a mudanças no comportamento das espécies. A oscilação no tamanho populacional (aumentos e reduções) é descrita como uma das propriedades de espécies invasoras, sendo relatado que após os aumentos as populações de espécies invasoras diminuem e tendem a estabilizar-se em baixas densidades (Williamson 1996). Embora esta seja uma simplificação, ela é baseada na teoria relacionada ao rápido crescimento superando a capacidade de suporte do meio e um retorno ao equilíbrio, mas esta situação ocorre de forma muito imprevisível (Simberloff & Gibbons 2004; Crooks 2005).

Neste estudo, observamos que de modo geral, a utilização de espécies exóticas não causou danos às trajetórias sucessionais ou aos processos de recuperação dos ecossistemas. De forma contrária, as espécies não-nativas plantadas podem ter desempenhado papéis importantes na manutenção e no desenvolvimento das comunidades (D'Antonio e Myerson 2002, Ewel e Putz 2004, Schlaepfer et al. 2011), e agora tendem a desaparecer com o tempo.

2.5 Literatura citada

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, J. B. Pascarella, L. Rivera, and H. Marcano-Vega. 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* **8**(4):328-338.
- Clewell, A. F., and J. Aronson. 2007. *Ecological restoration: principles, values and, structure of an emerging profession*. Washington: Island Press.
- Crooks, J. A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Ecoscience* **12**(3):316-329.
- Crooks, J. A. 2011. Lag Times. Pages 193-195 in D. Simberloff and M. Rejmanek, *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, Berkeley.
- D'Antonio C. M., and L. A. Meyerson. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* **10**:703-713.
- Daehler, C.C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics* **34**:183-211.
- Davies, K. W. 2011. Plant community diversity and native plant abundance decline with increasing abundance of an exotic annual grass. *Oecologia* **167**:481-491.
- Ewel, J. J., and F. E. Putz. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**(7):354-360.
- Feyera, S., E. Beck, and U. Luttge. 2002. Exotic trees as nurse-trees for the regeneration of natural tropical forests. *Trees - Structure and Function* **16**:245-249.
- Fine, P. V. A. 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal Tropical Ecology* **18**:687-705.

Garcia-Serrano, H., F. X. Sansa, and J. Escarreb. 2007. Interspecific competition between alien and native congeneric species. *Acta Oecologica* **31**:69-78.

Grotkopp, E., E. Erskine-Ogden, and M. Rejmánek. 2010. Assessing potential invasiveness of woody horticultural plant species using seedling growth rate traits. *Journal of Applied Ecology* **47**:1320-1328.

Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Crames, J. J. Epstein, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora, and M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**:1-7.

Lindenmayer, D. B., J. Fischer, A. Felton, M. Crane, D. Michael, C. Macgregor, R. Montague-Drake, A. Manning, and R. J. Hobbs. 2008. Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. *Conservation Letters* **1**:129-135.

Lugo, A. E. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**:265-273.

MacDougall, A. S., B. Gilbert, and J. M. Levine. 2009. Plant invasions and the niche. *Journal of Ecology* **97**:609-615.

MacDougall, A. S., and R. Turkington. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* **86**:42-55.

Martínez, O. J. A. 2010. Invasion by native tree species prevents biotic homogenization in novel forests of Puerto Rico. *Plant Ecology* **211**:49-64.

Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, and M. L. Cadenasso. 2002. Exotic plant invasions over 40 years of old field succession: community patterns and associations. *Ecography* **25**:215-223.

Meiners, S. J. 2007. Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession. *Ecology* **88**(5):1098-1104.

Ortega, Y. K., and D. E. Pearson. 2005. Weak vs. strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. *Ecological Applications* **15**:651-661.

Palmer, M.A., R. F. Ambrose, and N. L. Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* **5**(4):291-300.

Parker, I. M., D. Simberloff, W. M. Longsdale, K. Goodell, M. Wonham, P. M. Kareiva, M. H. Williamson, B. Von Holle, P. B. Moyle, J. E. Byers, and L. Goldwasser. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* **1**:3-19.

Parrotta, J. A., J. W. Turnbull, and N. Jones. 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* **99**:1-7.

Pulitano, F. M., and G. Durigan. 2004. A mata ciliar da Fazenda Cananéia: estrutura e composição florística em dois setores com idades diferentes. Pages 419-445 in O. Vilas Boas, G. Durigan, editors. *Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulistano: resultados da cooperação ao Brasil/Japão*. Páginas e Letras, São Paulo.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rejmanek, M., D.M. Richardson, and P. Pysek. 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. Pages 332 – 355 in E. Van DerMaarel, editor. *Vegetation Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Ricciardi, A., and D. Simberloff. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy, *Trends Ecology and Evolution* **24**:248-253.

Richardson, D. M. 2004. Plant invasion ecology - dispatches from the front line. *Diversity and Distributions* **10**:315-319.

Rosenzweig, M. L. 2001. The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? *Evolutionary Ecology Research* **3**:361-367.

Sansevero, J. B. B., P. V. Prieto, L. F. D. Moraes, and P. J. F. P. Rodrigues. 2011. Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. *Restoration Ecology* **19**(3):379–389.

Schlaepfer, M. A., D. F. Sax, and J. D. Olden. 2011. The Potential Conservation Value of Non-Native Species. *Conservation Biology* **25**:428-437.

SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER primer in ecological restoration (Version 2). Society for Ecological Restoration International, Tucson. URL: http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp [accessed on 10 February 2009]

Tognetti, P.M., E. J. Chaneton, M. Omacini, H. J. Trebino, and R. J. C. León. 2010. Exotic versus native plant dominance over 20 years of old-field succession on set-aside farmland in Argentina. *Biological Conservation* **143**:2494-2503.

Williamson, M. H. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London, UK.

Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* **92**:73-83.

Young, T. P., J. M. Chase, and R. T. Huddleston. 2001. Community succession and assembly: comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. *Ecological Restoration* **19**:5-18.

Capítulo 3

POTENCIAL INVASOR DE ESPÉCIES ARBÓREAS NÃO-NATIVAS UTILIZADAS EM PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO

Capítulo redigido conforme as normas do periódico *Journal of Applied Ecology*.

3.1 INTRODUÇÃO

Desde os princípios da Ecologia de Invasão, compreender o que faz com que uma espécie se torne invasora tem sido um grande desafio (Rejmánek *et al.* 2005). Tentativas de distinguir entre espécies não-nativas invasoras de não-invasoras muitas vezes envolvem análises comparativas de biogeografia e características biológicas e fisiológicas das plantas (Daehler 2003; Lloret *et al.* 2005; Pysek & Richardson 2007). Porém, não são apenas as características inerentes às espécies que impulsionam a invasão. Outros fatores, como a pressão de propágulos e o tempo de residência da espécie no novo ambiente devem ser considerados (Hayes & Barry 2008).

Na maior parte dos estudos, as espécies são previamente consideradas como invasoras apenas por terem sido registradas como tal em alguma outra região ou país (Williamson 1999; Rejmánek *et al.* 2005). Entretanto, a introdução de espécies é contínua e recorrente e, dessa forma, espécies para as quais ainda não existe registro, podem também se tornar invasoras a partir de um momento praticamente impossível de prever. Com o intuito de impedir que mais

espécies introduzidas se tornem novos problemas, alguns países dispõem de métodos e sistemas de triagem para avaliar se determinada espécie é ou não potencialmente invasora (por exemplo, Pheloung *et al.* 1999; Simberloff 2005). Esses métodos são aplicados em pontos chave da introdução de novas espécies, como na importação de plantas ornamentais e na horticultura de forma geral. No entanto, muitos dos métodos além de não serem voltados às espécies já presentes no país, são de difícil aplicabilidade, pois exigem uma grande quantidade de informações biológicas e geográficas, que geralmente não são fáceis de obter para cada espécie avaliada (Grotkopp *et al.* 2010). Porém, é sabido que poucas espécies não-nativas tornam-se de fato invasoras, sendo que já há algum tempo Williamson e Fitter (1996) estabeleceram genericamente que somente uma em cada 10 espécies introduzidas torna-se naturalizada, e dessas, apenas uma em cada 10 torna-se invasora. Isto porque, algumas espécies não-nativas não persistem ou não formam populações auto-sustentáveis, e nestes casos, podem ser consideradas “casuais” (Richardson *et al.* 2000).

Entre as plantas lenhosas, 21 espécies foram listadas entre as “100 Piores Espécies Invasoras do Mundo” (Lowe *et al.* 2000). No entanto, estudos sobre o processo de invasão por espécies arbóreas ainda são incipientes e, exceto para certos grupos, como a família Pinaceae, os padrões sobre o comportamento invasor dessas formas de vida ainda não são bem esclarecidos (Richardson & Rejmánek 2011). As informações até agora publicadas focam geralmente nas características das espécies que as tornam mais invasivas, ou seja, na invasividade, mas raros estudos avaliam uma mesma espécie em diferentes regiões biogeográficas, ainda que já se saiba que a invasividade da espécie depende da invasibilidade do habitat (Colautti & McIsaac 2004; Rejmánek *et al.* 2005).

A falta de compreensão sobre os mecanismos de invasão faz com que muita atenção seja dada na busca por atributos que possibilitem a distinção entre uma espécie com potencial para invasão e uma não-invasora. As características relacionadas à reprodução e à dispersão são destacadas como características-chave da invasividade (Rejmánek 2011). O tamanho das sementes, um curto período juvenil (inferior a 10 anos) e a pressão de propágulos também são atributos relacionados com a invasividade de espécies lenhosas (Rejmánek & Richardson 1996).

A invasão por espécies exóticas representa um desafio especial para a restauração de ecossistemas, pois espécies que se tornam invasoras contribuem substancialmente para a degradação da integridade dos ecossistemas, prejudicando os esforços de restauração. Apesar dos diversos modelos desenvolvidos para prever a invasão, sejam eles baseados em aspectos biológicos ou em listas de registro de invasão, não existem métodos para avaliar se determinada árvore introduzida está crescendo em abundância e deslocando espécies nativas, podendo invadir novos ambientes.

Neste capítulo avaliamos o potencial de invasão das espécies não-nativas que foram utilizadas na restauração de matas ciliares analisando a estrutura populacional dessas espécies nas comunidades em regeneração sob os plantios. Nós propomos aqui um método simples, baseado na comparação da proporção em que uma espécie não-nativa foi plantada e a proporção em que essa espécie ocorre na regeneração natural, com o objetivo de prever quais delas podem vir a se tornar invasoras na região de estudo e assim auxiliar na tomada de decisão em questões envolvendo espécies não-nativas. Buscamos ainda verificar se o potencial invasivo das espécies não-nativas difere entre os plantios estudados e se o potencial de invasão

pode ser explicado por alguns dos principais atributos funcionais descritos na literatura para avaliar a invasividade das espécies.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Áreas de Estudo

Neste capítulo, como no anterior, analisamos apenas os 21 plantios de restauração em que foram introduzidas espécies não-nativas. Partimos do pressuposto que, pela idade de alguns desses plantios houve tempo suficiente para que as espécies que são potencialmente invasoras demonstrem tal característica.

3.2.2 Classificação das espécies com base em registros de invasão no Brasil e em outros países

Primeiramente, recorreremos à literatura para verificar quais entre as espécies não-nativas, plantadas ou não, amostradas nos plantios, já foram registradas como invasoras em outros lugares no Brasil ou em outros países. Para o diagnóstico de invasão no Brasil, consultamos a lista disponibilizada pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento Ambiental (disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br>>) e, em outros países, a lista do Global

Invasive Species Database (GISD; disponível em: < <http://www.issg.org/database>), que é o banco de dados do Programa Global de Espécies Invasoras (GISP).

Essa classificação foi utilizada como referência para verificarmos com que frequência uma espécie que é registrada como invasora em outro local exibe indícios de comportamento invasor em região de Floresta Estacional Semidecidual. Também utilizamos o registro de invasão como preditor da invasividade das espécies, conforme descrito no item 3.2.4.

3.2.3 Classificação das espécies quanto ao potencial de invasão

O potencial de invasão de cada uma das espécies não-nativas foi avaliado com base em sua estrutura populacional nas áreas em restauração. Para cada espécie não-nativa plantada, verificamos se a proporção de indivíduos no estrato regenerante era superior à proporção em que a espécie foi plantada. A proporção superior entre os regenerantes foi considerada como indicativo de maior probabilidade de regeneração e disseminação na comunidade e, portanto, do potencial invasor. Para esta análise, em cada local onde a espécie foi plantada, comparamos os valores obtidos no cálculo da densidade relativa dos indivíduos plantados (número de indivíduos plantados da espécie / número total de indivíduos plantados x 100) com a densidade relativa da espécie entre as plantas em regeneração natural (número total de regenerantes da espécie / total de regenerantes x 100).

A partir deste cálculo, classificamos as espécies não-nativas quanto ao seu potencial de invasão em três categorias:

a) Espécie com Alto Potencial de Invasão: densidade relativa de regenerantes igual ou superior à densidade relativa em que a espécie foi plantada;

b) Espécie com Baixo Potencial de Invasão: densidade relativa de regenerantes inferior à densidade relativa da espécie entre as árvores plantadas;

c) Espécie Sem Potencial de Invasão: não se reproduzem ou não se estabelecem nas áreas em que foram introduzidas.

Para as principais espécies classificadas com Alto e Baixo Potencial de Invasão, construímos gráficos da sua densidade relativa entre os indivíduos plantados e regenerantes e, também, separadamente para as três classes de tamanho: $DAP < 1$ cm, $1 \text{ cm} \leq DAP < 5$ cm e $DAP \geq 5$ cm, em cada um dos locais em que a espécie foi amostrada. Com esses gráficos tivemos o intuito de avaliar se existe variação na densidade da “espécie invasora” entre as áreas, ou seja, se existe um padrão de comportamento para uma mesma espécie, que se repita em todos os locais em que foi plantada ou se eventualmente existe algum padrão de variação relacionado com a idade das comunidades.

3.2.4 Atributos Funcionais e Invasividade

Com base nas informações disponíveis na literatura, classificamos as espécies segundo alguns atributos funcionais característicos de espécies invasoras, descritos por diversos autores (Tabela 4). A informação se a espécie é registrada em outros países como invasora também foi incluída na análise, pois alguns autores consideram o fato de uma espécie já ter comprovadamente invadido outras regiões do mundo como um importante preditor de invasão.

Com esta análise buscamos verificar se a invasividade das espécies introduzidas em região de floresta estacional semidecidual é explicada por algum dos atributos selecionados ou se a invasividade tem relação com o registro da espécie como invasora em outros locais. Para isto, aplicamos um teste de qui-quadrado (associação), entre todas as espécies plantadas, classificadas pelo potencial de invasão com base na análise anterior, e os atributos funcionais detalhados na tabela 4.

Tabela 4. Atributos funcionais e registro de invasão selecionados como preditores da invasidade das espécies não-nativas

Atributos avaliados	Categorias		Fonte
Histórico de invasão	Sim	Não	Rejmánek <i>et al.</i> 2005; Gordon <i>et al.</i> 2010
Síndrome de dispersão	Zoocórica	Não-zoocórica	Lloret <i>et al.</i> 2005
Tamanho das sementes	Pequeno	Grande	Rejmánek & Richardson 1996; Hamilton <i>et al.</i> 2005
Tolerância à sombra	Tolerante	Intolerante	Dawson <i>et al.</i> 2009
Ritmo de crescimento	Rápido	Lento	Milberg <i>et al.</i> 1999

Os testes de qui-quadrado foram feitos utilizando o software R 2.13.0 (Development Core Team 2011) e as demais análises e gráficos foram feitas com Excel 12.0 (Microsoft Office 2007) e OriginPro 8 (OriginLab Corporation, MA).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Potencial de invasão

Do conjunto total de espécies não-nativas amostradas nos 21 plantios (77 espécies), 22% (17 espécies) apresentaram densidade relativa no estrato regenerante superior à densidade em que foram plantadas, sendo consideradas, portanto, com alto potencial para invasão na região de estudo. Consideramos sem potencial para invasão, 40% das espécies não-nativas (31 espécies), que não têm se reproduzido na região de estudo. As demais 29 espécies (38%) apresentaram baixo potencial de invasão pela baixa densidade relativa no estrato regenerante, ou seja, uma proporção inferior àquela em que foram plantadas (Figura 13; Tabela 5). Algumas espécies, apesar de não terem sido amostradas foram plantadas nas áreas em restauração, sendo observadas fora das parcelas, de modo que as consideramos potencialmente invasoras pelo elevado número de regenerantes. Estas espécies estão indicadas como plantadas no item ‘observação’ da tabela 5.

Cinco espécies que não foram plantadas, mas foram amostradas em regeneração sob os plantios, foram classificadas como de alto potencial de invasão, uma vez que ingressaram nas comunidades sem intervenção humana, que é uma das características que definem uma espécie invasora. Estas espécies são: *Coffea arabica*, *Murraya paniculata*, *Cinnamomum burmannii*, *Citrus sinensis*, *Eugenia tomentosa* (Tabela 5).

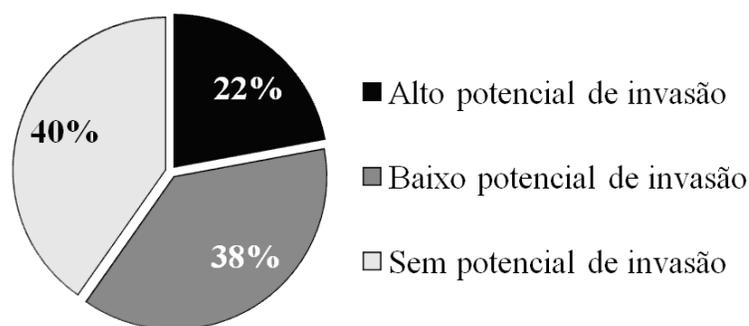


Figura 13. Proporção de espécies não-nativas nos 21 plantios de restauração com alto, baixo e sem potencial para invasão na Floresta Estacional Semidecidual, com base na densidade relativa das populações dessas espécies em regeneração.

De forma geral, a maioria das espécies não-nativas apresentou baixa densidade populacional, sendo que apenas cinco espécies contribuem com mais de 3% dos indivíduos na comunidade em regeneração nas áreas em que foram registradas. Cerca de 74 % das populações das espécies não-nativas apresentam densidade relativa igual a zero (40,2%) ou inferior a 1% (33,7%) do total de regenerantes nas áreas em que foram amostradas. A espécie *Acacia tenuifolia* foi a única com maior densidade de regenerantes. No conjunto de áreas em que a espécie foi registrada, 21,6% dos regenerantes eram dessa espécie (Tabela 5).

Do total de espécies não-nativas encontradas nos plantios (77 espécies), 22 já foram diagnosticadas como invasoras no Brasil, nove das quais também são consideradas invasoras em outros países (Tabela 5). Das espécies indicadas como invasoras no Brasil, sete foram enquadradas como de *alto potencial de invasão* neste estudo. Porém quatro dessas espécies pertencem àquelas que não foram plantadas. Onze invasoras em outros locais no Brasil apresentaram *baixo potencial de invasão* e quatro espécies estão entre as que nem se reproduzem nas áreas de estudo (*sem potencial para invasão*) (Tabela 5).

Tabela 5. Espécies não-nativas presentes nos 21 plantios de restauração de matas ciliares em ordem decrescente de densidade relativa de regenerantes segundo o potencial de invasão das espécies. Densidade relativa (%) entre as árvores plantadas (Plant.) e entre os indivíduos em regeneração (Reg.) e registro de invasão pela espécie no Brasil (base do Instituto Hórus) ou em Outros Países (base do GISD, Global Invasive Specie Database). Origem: EX = exótica; BRA = nativas outra formação vegetal do Brasil (diferente de FES). Obs = espécie “plantada” na área de estudo observada fora das parcelas.

Espécie	Nome popular	Origem	País / Região*	Nº plantios	Plant. (%)	Reg. (%)	Potencial de Invasão	Invasora		Obs
								Brasil	Outros Países	
<i>Acacia tenuifolia</i>	desconhecido	BR	FED	3	3.02	21.64	Alto			
<i>Dictyoloma vandellianum</i>	tingui-preto	BR	FOD	1	0.00	9.95	Alto			plantada
<i>Clausena excavata</i>	vampi-do-vietnã	EX	Índia/ Sudeste Asiático/ Filipinas	2	0.00	7.83	Alto			plantada
<i>Bombacopsis glabra</i>	castanha-do-maranhão	BR	FOD	4	1.47	3.08	Alto			
<i>Psidium cattleianum</i>	araçá-rosa	BR	FOD	3	1.43	2.83	Alto		X	
<i>Coffea arabica</i>	café	EX	Etiópia	1	0.00	2.78	Alto	X		
<i>Murraya paniculata</i>	murta	EX	Índia	1	0.00	2.23	Alto	X		
<i>Leucaena leucocephala</i>	leucena	EX	América Tropical	5	2.07	2.19	Alto	X	X	
<i>Dalbergia nigra</i>	jacarandá da bahia	BR	FOD	4	1.19	1.91	Alto			
<i>Cochlospermum gossypium</i>	algodão-da-índia	EX	Índia	1	0.00	1.81	Alto			plantada
<i>Caesalpinia peltophoroides</i>	sibipiruna	BR	Sul da Bahia e Pantanal	1	0.00	1.68	Alto			plantada
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	sansão-do-campo	BR	Caatinga	1	0.00	1.36	Alto	X		plantada
<i>Eriobotrya japonica</i>	nêspera	EX	Sudeste da China	5	0.24	1.07	Alto	X	X	
<i>Phyllostachys aurea</i>	bambu vara-de-pescar	EX	China	2	0.00	1.02	Alto			plantada
<i>Cinnamomum burmannii</i>	falsa-canela	EX	Indonésia/ Malásia	1	0.00	0.66	Alto	X		
<i>Citrus sinensis</i>	laranjeira	EX	Sudeste Asiático	3	0.00	0.27	Alto	X		
<i>Eugenia tomentosa</i>	cabeludinha	BR	FOD	1	0.00	0.17	Alto			
<i>Joannesia princeps</i>	boleira	BR	FOD	2	6.00	3.40	Baixo			

Espécie	Nome popular	Origem	País / Região*	Nº plantios	Plant. (%)	Reg. (%)	Potencial de Invasão	Invasora		Obs
								Brasil	Outros Países	
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	jaqueira	EX	Índia	1	2.04	1.54	Baixo	X		
<i>Mangifera indica</i>	magueira	EX	Índia/ Malásia	6	6.85	1.28	Baixo	X		
<i>Dipteryx alata</i>	baru	BR	Caatinga e Cerrado	3	3.40	0.77	Baixo			
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	mirindiba-rosa	BR	Cerrado	1	2.27	0.75	Baixo			
<i>Psidium guajava</i>	goiabeira	EX	América Tropical	13	2.15	0.75	Baixo	X	X	
<i>Syzygium cumini</i>	jambolão	EX	Índia/ Sri Lanka	9	4.21	0.68	Baixo	X	X	
<i>Cordia myxa</i>	louro baba-de-boi	EX	Índia/ África/ Austrália	4	3.64	0.65	Baixo			
<i>Sterculia apetala</i>	manduví	BR	Amazonia/Pantanal/FED	2	1.87	0.56	Baixo			
<i>Syzygium jambos</i>	jambo-amarelo	EX	Índia/ Indonésia	4	0.00	0.54	Baixo		X	plantada
<i>Caesalpinia ferrea</i>	pau-ferro	BR	FOD	3	6.25	0.49	Baixo			
<i>Chamaecrista compitalis</i>	desconhecido	BR	Caatinga / NO da Bahia	1	0.91	0.46	Baixo			
<i>Inga laurina</i>	ingá-mirim	BR	Restinga e outras	8	8.59	0.39	Baixo			
<i>Melia azedarach</i>	cinamomo	EX	Índia/ China	5	0.48	0.34	Baixo	X	X	
<i>Hovenia dulcis</i>	uva-do-japão	EX	Japão/ China/ Himalaia	4	1.89	0.30	Baixo	X		
<i>Phyllostachys nigra</i>	bambu-negro	EX	China/ Japão	1	0.00	0.30	Baixo			plantada
<i>Magnolia champaca</i>	magnólia-amarela	EX	Índia/ Himalaia	3	1.35	0.27	Baixo	X		
<i>Ziziphus joazeiro</i>	juazeiro	BR	Caatinga	2	0.91	0.26	Baixo			
<i>Schizolobium parahyba</i>	guapuruvu	BR	FOD	4	0.93	0.22	Baixo	X		
<i>Spondias mombin</i>	cajá	EX	América Tropical	3	2.48	0.21	Baixo			
<i>Pittosporum undulatum</i>	pau-incenso; incenseiro	EX	Austrália	2	0.00	0.20	Baixo	X	X	plantada
<i>Bixa orellana</i>	urucum; colorau	BR	FOD	2	0.00	0.16	Baixo			plantada
<i>Hevea brasiliensis</i>	seringueira	BR	FOD (Amazônia)	1	2.04	0.15	Baixo			
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	jacarandá-mimoso	EX	Argentina/Bolivia	4	5.70	0.14	Baixo			
<i>Citrus limonum</i>	limoeiro	EX	Índia	2	0.44	0.12	Baixo	X		
<i>Ceiba glaziovii</i>	paineira-branca; barriguda	BR	Esp. Santo e NE	2	1.32	0.09	Baixo			

Espécie	Nome popular	Origem	País / Região*	Nº plantios	Plant. (%)	Reg. (%)	Potencial de Invasão	Invasora		Obs
								Brasil	Outros Países	
<i>Mauritia flexuosa</i>	buriti	BR	Cerrado e outras	2	1.94	0.08	Baixo			
<i>Persea americana</i>	abacateiro	EX	Antilhas/ México	2	0.85	0.08	Baixo	X		
<i>Tipuana tipu</i>	tipuana	EX	Bolívia/Argentina	4	5.12	0.02	Baixo			
<i>Acacia mangium</i>	acácia-australiana	EX	Malásia/ Indonésia/ Australia	1	1.69	0.00	Ausente	X	X	
<i>Aleurites moluccana</i>	nogueira-de-iguape; nós da índia	EX	Índia/ Malásia	1	2.13	0.00	Ausente	X	X	
<i>Anacardium occidentale</i>	cajuero	BR	NO/ NE	1	1.89	0.00	Ausente			
<i>Annona muricata</i>	graviola	EX	América Central	1	1.87	0.00	Ausente			
<i>Araucaria angustifolia</i>	araucária	BR	FOD/FOM	1	25.00	0.00	Ausente			
<i>Astronium fraxinifolium</i>	gonçalo-alves	BR	Cerrado	2	4.20	0.00	Ausente			
<i>Caesalpinia echinata</i>	pau-brasil	BR	FOD	1	0.56	0.00	Ausente			
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	pau-mulato; mulateiro	BR	Amazonia	1	0.78	0.00	Ausente			
<i>Caryota urens</i>	palmeira rabo-de-peixe	EX	Índia/Indonésia/ Malásia	1	2.00	0.00	Ausente			
<i>Chloroleucon tortum</i>	tataré; jurema	BR	Cerrado	1	1.88	0.00	Ausente			
<i>Cinnamomum camphora</i>	canforeira	EX	China/ Japão	2	3.19	0.00	Ausente			X
<i>Clitoria fairchildiana</i>	sombreiro	BR	FOD (Amazônia)	1	1.56	0.00	Ausente	X		
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	ipê verde	BR	Cerrado/FOD	1	4.08	0.00	Ausente			
<i>Eriotheca gracilipes</i>	paina-do-campo	BR	Cerrado	1	3.70	0.00	Ausente			
<i>Erythroxylum speciosum</i>	desconhecido	BR	FOD	1	12.24	0.00	Ausente			
<i>Eugenia brasiliensis</i>	grumixama	BR	FOD	1	2.00	0.00	Ausente			
<i>Ficus benjamina</i>	figueira; ficus-chorão	EX	Índia/ Austrália/ China/ Filipinas	1	2.04	0.00	Ausente			
<i>Handroanthus pentaphyllus</i>	ipê rosa	EX	Austrália	2	0.84	0.00	Ausente			X
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	jatobá	BR	Cerrado	2	0.93	0.00	Ausente			
<i>Inga edulis</i>	ingá-cipó; ingá-de metro	BR	FOD	1	1.38	0.00	Ausente			

Espécie	Nome popular	Origem	País / Região*	Nº plantios	Plant. (%)	Reg. (%)	Potencial de Invasão	Invasora		Obs
								Brasil	Outros Países	
<i>Lagerstroemia indica</i>	resedá	EX	Índia	1	2.04	0.00	Ausente			
<i>Licania tomentosa</i>	oiti	BR	Amazônia	2	2.91	0.00	Ausente			
<i>Morus nigra</i>	amoreira	EX	China	2	3.05	0.00	Ausente	X		
<i>Orbignya phalerata</i>	babaçu	BR	Região NO	1	2.00	0.00	Ausente			
<i>Phoenix reclinata</i>	palmeira-do-senegal	EX	África tropical	1	2.04	0.00	Ausente			
<i>Parkia pendula</i>	visgueiro	BR	FOD/Amazonia	1	2.00	0.00	Ausente			
<i>Prunus salicina</i>	ameixeira-japonesa	EX	China	2	2.56	0.00	Ausente			
<i>Samanea tubulosa</i>	sete-cascas; bordão-de-velho	BR	FED/FOD	1	2.04	0.00	Ausente			
<i>Schinus molle</i>	aroeirinha	BR	FOD	1	1.09	0.00	Ausente			
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	caroba-branca	BR	FOD	1	1.11	0.00	Ausente			
<i>Tabebuia aurea</i>	ipê-amarelo-do-cerrado	BR	Cerrado	1	1.09	0.00	Ausente			

* Para algumas espécies não encontramos a região fitoecológica correspondente, apenas a sua região territorial de ocorrência natural no Brasil. FED = Floresta Estacional Decidual; FOD = Floresta Ombrófila Densa; FOM = Floresta Ombrófila Mista; NO = Região Norte; NE = Região Nordeste.

3.3.2 Variação do potencial de invasão entre os locais de estudo

A seguir são apresentadas as variações na frequência e densidade relativa das principais espécies classificadas como tendo respectivamente, Alto e Baixo potencial para invasão em cada uma das áreas de estudo em que as registramos.

3.3.2.1 Espécies com Alto Potencial de Invasão

Entre as espécies com alto potencial para invasão, *Acacia tenuifolia* e *Clausena excavata* apresentaram as maiores densidades relativas, sendo altamente dominantes nas áreas em que foram registradas (Figura 14). Na área Sando16, *A. tenuifolia* correspondeu a quase 60% dos indivíduos em regeneração com DAP < 1 cm, sendo que apenas 3% das árvores plantadas em Sando16 são desta espécie (Figura 15). Esta espécie predomina também entre os regenerantes maiores (DAP entre 1 e 5 cm) em Sando16 e em Jupi12. Embora tenha sido amostrada somente em duas áreas, *Clausena excavata* também mostrou-se invasora, pois, juntamente com *A. tenuifolia*, foram as únicas espécies com altíssima densidade populacional (*A. tenuifolia* = 4.500 ind/ha em Sandovalina; *C. excavata* = 1.920 ind/ha em Iracemópolis). No plantio de restauração em Ester53, *C. excavata* foi amostrada em baixa densidade na regeneração, porém, a espécie não foi plantada nesta área, tendo sido provavelmente introduzida pela fauna.

Reconhecida como espécie problema em muitas regiões do mundo (na lista das cem mais), *Leucaena leucocephala* apresentou maior proporção entre os regenerantes apenas na área Irace22 (Figura 14). Nos demais locais em que foi amostrada, encontramos apenas de dois a quatro indivíduos em regeneração.

Na área Irace22, encontramos um grande número de regenerantes da espécie *Bombacopsis glabra*. Porém, nas três demais áreas em que esta espécie foi plantada, não

registramos plantas jovens em regeneração. As espécies *Eriobotrya japonica* e *Psidium cattleianum*, apesar de terem apresentado alto potencial de invasão devido à densidade de regenerantes, correspondem a aproximadamente 4% do total de indivíduos em regeneração nas áreas em que foram amostradas.

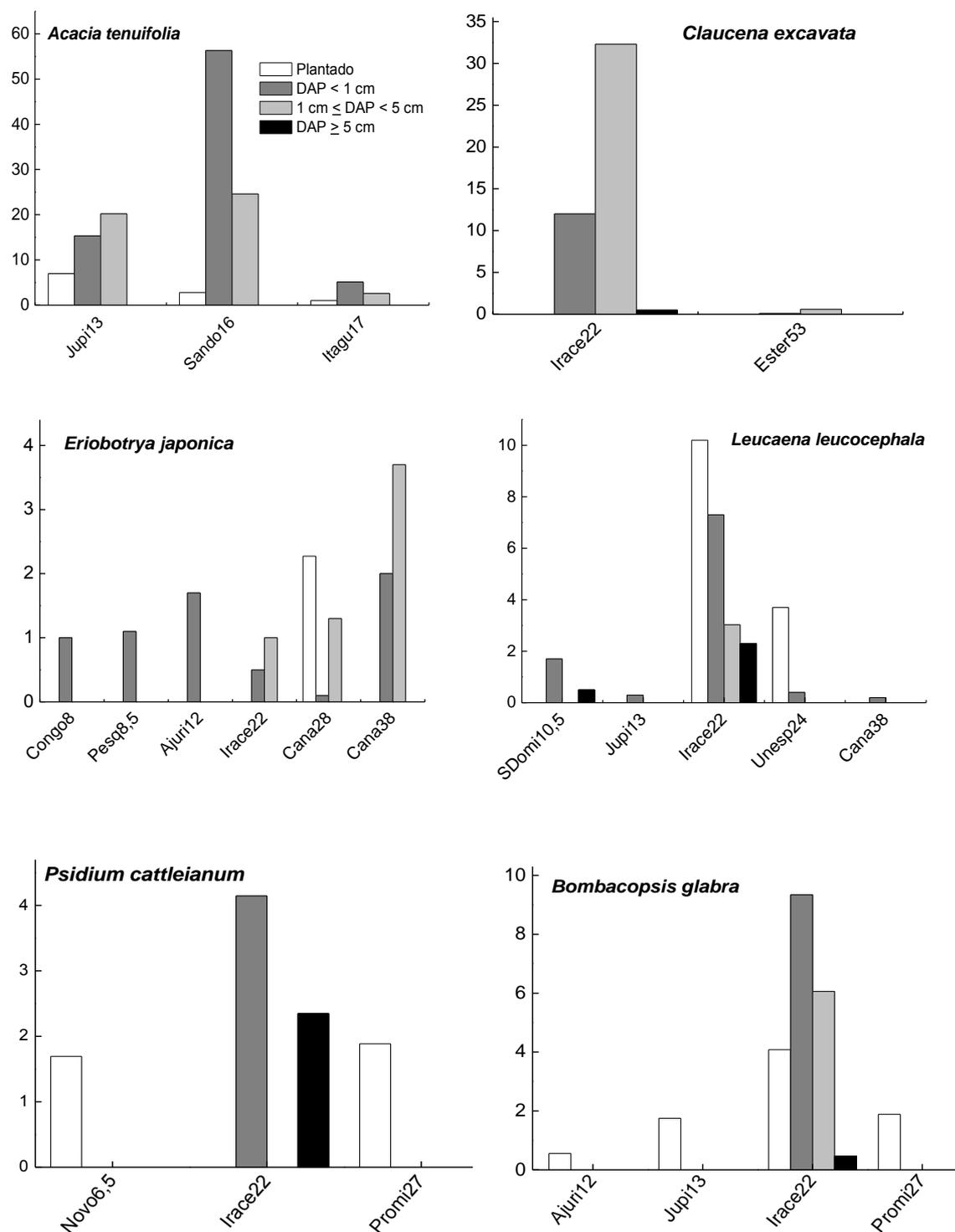


Figura 14. Densidade relativa das principais espécies classificadas com Alto Potencial de invasão em cada um dos plantios de restauração em que as foram amostradas: *Acacia tenuifolia*, *Clausena excavata*, *Leucaena leucocephala*, *Eryobotrya japonica*, *Bombacopsis glabra* e *Psidium cattleianum*.



Figura 15. Alta dominância de *Acacia tenuifolia* em regeneração natural sob plantio de restauração com 16 anos, Sandovalina, SP.

3.3.2.2 Espécies com Baixo Potencial de Invasão

A espécie *Psidium guajava* foi a que esteve presente no maior número de plantios, sendo amostrada em 14 das 21 áreas estudadas. Contudo sua dominância na regeneração foi variável entre as áreas (Figura 16). Apesar de ter baixo potencial para invasão, em 8 das 14 áreas em que foi registrada *P. guajava* não foi plantada, tendo sido introduzida nas áreas em restauração provavelmente pela ação de dispersores. *Syzygium cumini* foi plantada em muitos locais, mas apresentou baixa densidade de regeneração na maior parte dos plantios. A maior densidade de regenerantes de *S. cumini* ocorreu no plantio Cana38, onde cerca de 20% das árvores plantadas amostradas eram dessa espécie.

Dos locais em que amostramos a espécie *Hovenia dulcis*, encontramos regeneração em duas áreas com idades distintas, 8 e 22 anos. No plantio de oito anos, amostramos um número

maior de regenerantes e no plantio de 22 anos encontramos apenas um indivíduo jovem da espécie. As espécies *Melia azedarach* e *Syzygium jambos* deixam descendentes em todos os locais em que as registramos, porém em baixa densidade.

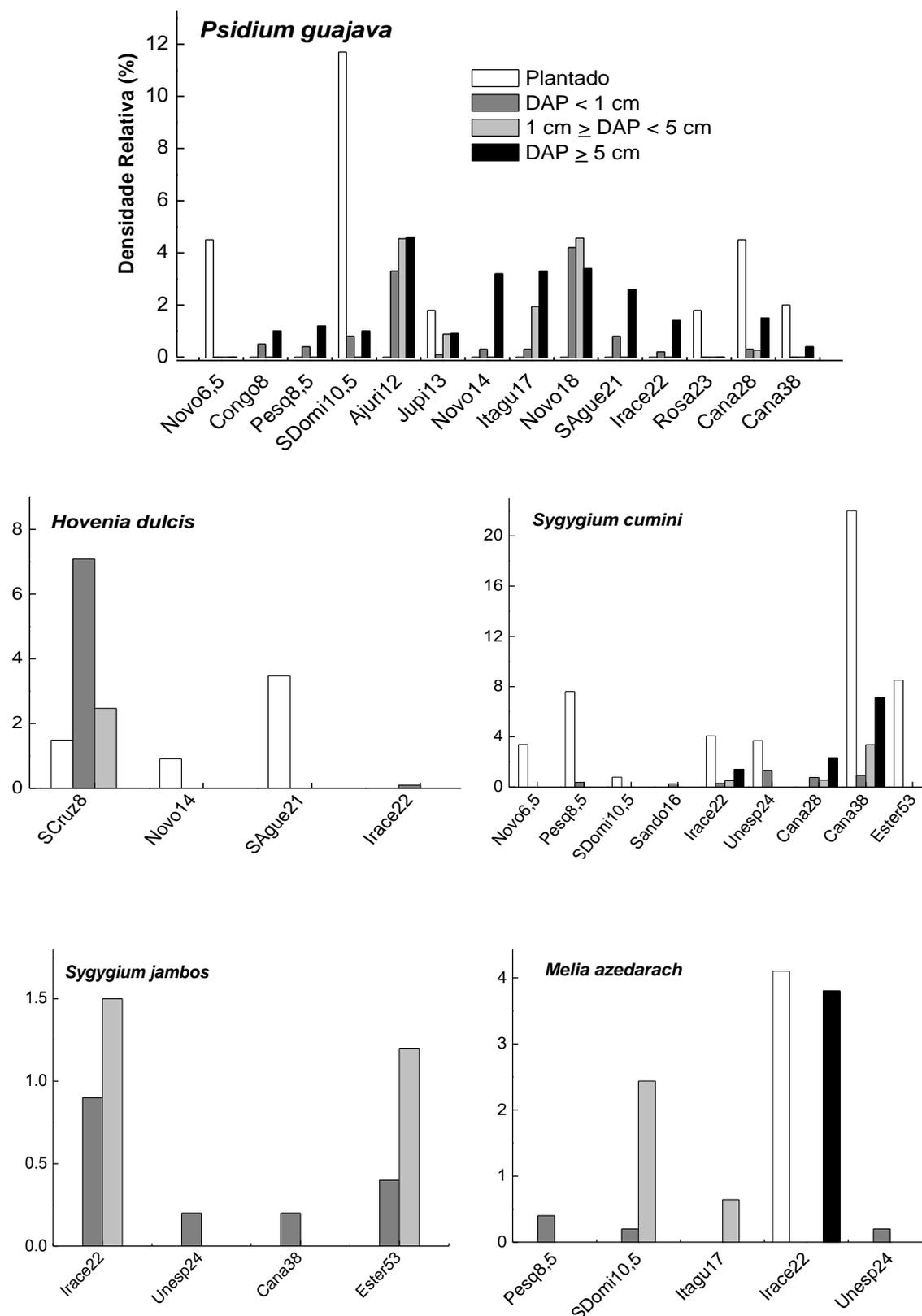


Figura 16. Densidade relativa das principais espécies classificadas com Baixo Potencial para invasão em cada um dos plantios de restauração em que as foram amostradas: *Psidium guajava*, *Melia azedarach*, *Syzygium jambos*, *Syzygium cumini* e *Hovenia dulcis*.

3.3.3 Potencial de invasão e os atributos funcionais das espécies

Nenhum dos atributos funcionais selecionados esteve associado ao fato de a espécie ter sido considerada potencialmente invasora, ou seja, possuir um alto potencial de invasão devido à elevada densidade relativa das espécies não-nativas em regeneração. O teste de qui-quadrado também não foi significativo em comparação com o preditor *invasora em outro lugar*, que trata do registro da espécie como invasora em outros locais no Brasil ou em outros países (Tabela 6).

Tabela 6. Teste de chi-quadrado (χ^2) de associação entre os atributos funcionais e a invasividade das espécies não-nativas amostradas. p = valor estatístico, significativo ao nível de 5%.

Atributo	χ^2	p-valor
Tolerância à sombra	0,877	0,348
Ritmo de crescimento	0,015	0,901
Síndrome de dispersão	0,237	0,625
Tamanho da semente	3,570	0,058
Invasora em outro lugar	0,000	0,997

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Potencial de invasão

A maior parte das espécies arbóreas utilizadas na restauração de matas ciliares não apresenta potencial para invasão na região de estudo, sendo que aproximadamente 74% das espécies não-nativas plantadas contribuem com menos de 1% do recrutamento de plantas jovens nas áreas em restauração, que é uma porcentagem muito pequena de regenerantes. Das demais espécies, 22% apresentaram densidade relativa no estrato regenerante superior à densidade em que foram plantadas, o que as classifica como tendo alto potencial para invasão.

A classificação como de “alto potencial para invasão”, neste estudo, é fortemente relacionada ao sucesso reprodutivo e ao estabelecimento das espécies, o que neste caso indica maior probabilidade de que a espécie venha a propagar-se para áreas além do plantio, etapa fundamental no processo de invasão. A maior proporção entre os indivíduos regenerantes do que entre os plantados indica que essas espécies têm maior aptidão em comparação com as nativas. As diferenças na habilidade competitiva entre as espécies na comunidade levam ao aumento das taxas de crescimento ou abundância relativa das espécies. Assim, estas espécies não seriam indicadas para utilização nos projetos, pois apresentaram potencial de dominância nas áreas em restauração.

O impacto causado pelas espécies invasoras depende da rapidez com que a população avança sobre os ecossistemas invadidos e da capacidade dessas espécies em eliminar espécies nativas pela competição (Rejmanek *et al.* 2005). A classificação das espécies neste estudo não levou em consideração tais aspectos, que exigiriam estudos específicos de dinâmica das populações invasoras e das comunidades invadidas.

O baixo potencial para invasão pode ser analisado como um estágio semelhante ao de espécies naturalizadas (Richardson *et al.* 2000), que se reproduzem formando populações auto-sustentáveis, mas sem oferecer perigo de dominância. De modo semelhante a essa classificação, o termo “invasoras menores” tem sido utilizado por pesquisadores para classificar espécies de uso na horticultura que se propagam para fora das regiões de cultivo, mas que não apresentam problemas para os ecossistemas naturais nas regiões de cultivo (Pheloung *et al.* 1999; Daehler *et al.* 2004). Já as espécies classificadas como “sem potencial de invasão” não podem ser consideradas naturalizadas e, menos ainda, potencialmente invasoras, pois não deixam descendentes. Para essas espécies o habitat em que foram introduzidas pode não ser compatível com o de sua origem, e assim elas tendem a desaparecer das comunidades em que se encontram, podendo ser classificadas como temporárias ou transitórias na comunidade (Colautti & McIsaac 2004).

A compatibilidade do habitat receptor é geralmente tratada como uma condição necessária para todas as invasões (Rejmánek *et al.* 2005). Porém, muitas espécies não-nativas permanecem no estágio de “naturalizadas”, como se tivessem evoluído localmente, inseridas na biota nativa e, deste modo, não representam uma ameaça (Daneshgar & Jose 2009).

De modo semelhante ao observado neste estudo, as espécies arbóreas exóticas naturalizadas em Porto Rico também apresentam uma grande variedade em termos de sucesso reprodutivo e capacidade de invasão. A maioria delas apresenta baixa taxa de propagação e baixas densidades na regeneração (Francis & Liogier 1991; Lugo 2004). No entanto, as que são consideradas invasoras já causaram modificações na composição de espécies da ilha e inclusive nas funções ecossistêmicas (Lugo 2004).

Embora a classificação das espécies pelo potencial de invasão tenha sido adequada para identificar as espécies não-nativas que mais têm se proliferado nos plantios, observamos que na verdade ocorre uma grande variação na densidade das espécies entre os plantios. A

diferença entre as idades dos plantios pode ser um dos fatores que explicam essa variação, bem como a variação na densidade em que as espécies foram plantadas.

3.4.2 Considerações sobre as espécies

As espécies que apresentaram maior densidade relativa nos plantios – *Acacia tenuifolia* e *Clausena excavata*, não constam na listas de espécies invasoras, o que exemplifica o problema envolvido em se fazer uso dessas listas para a tomada de decisões baseadas na classificação das espécies como invasoras.

A segunda espécie com maior densidade relativa de regenerantes, *Dictyoloma vandellianum* (9,9%), foi registrada apenas na área Promi27. Entretanto, o número total de regenerantes nesta área é baixo, devido à presença de gramíneas invasoras que representam um problema para o estabelecimento das plantas jovens de outras espécies, o que fez com que proporcionalmente, o número de regenerantes desta espécie fosse alto.

Tipicamente pioneira e heliófila, nativa de florestas secas do Brasil Central, *Acacia tenuifolia* é uma espécie de baixa longevidade capaz de produzir sementes em grande quantidade. Carvalho *et al.* (2010) aponta que em seu ambiente natural, a Floresta Estacional Decidual, a população de *A. tenuifolia* apresenta dinâmica acelerada, com elevadas taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento, ocorrendo de forma agrupada e dependente da densidade, sugerindo que esta população se estabelece em micro-sítios favoráveis. Com base no conhecimento ecológico sobre essa espécie, é possível predizer que no futuro, com o fechamento do dossel nos plantios de alta diversidade, resultando na queda na disponibilidade de luz, o recrutamento da espécie seja prejudicado. Porém, a alta densidade da população e o número de indivíduos já presentes no estrato intermediário da floresta (DAP entre 1 e 5 cm)

tornam bastante provável que mais rapidamente do que a formação do dossel por espécies perenifólias sombreadoras, ocorra a monodominância por *A. tenuifolia*.

O contrário ocorre com a espécie *Clausena excavata*, que é capaz de germinar e se desenvolver sob diferentes condições de luz (Vieira *et al.* 2010), possibilitando o seu estabelecimento e expansão no interior da floresta, o que de fato foi observado. *Sygygium jambos*, também tolerante à sombra, tem comportamento invasor registrado em florestas secundárias nos locais onde foi introduzido (Brown *et al.* 2006), porém não neste estudo. Dessa forma, mesmo espécies reconhecidas como invasoras, como *Leucaena leucocephala*, não apresentam dominância em todos os locais em que foram introduzidas e a trajetória da sucessão ecológica, por si só, pode levar à regulação dessas populações, como de fato parece ocorrer.

3.4.3 Atributos funcionais

Para o conjunto de espécies analisado, nenhum dos atributos funcionais esteve associado ao fato de espécies terem alto potencial para invasão na região de estudo. Apesar de os preditores escolhidos serem fundamentados na literatura, muitos outros não testados podem responder pelas invasões biológicas. A própria plasticidade fenotípica faz com que as espécies consigam se adaptar aos solos e ao microclima da região (Hulme 2008). Diversos fatores bióticos (a comunidade e a composição de espécies presentes nos locais) e abióticos (solo e clima regionais) atuam como filtros ecológicos que podem facilitar ou limitar invasões. Além disso, eventos estocásticos como incêndios, uma maior abertura de dossel ou, ainda, anos com chuvas mais abundantes ou bem distribuídas, por exemplo, também podem influenciar no comportamento das espécies e, conseqüentemente, no processo de invasão.

O conjunto de espécies não-nativas encontradas nos plantios apresenta certas semelhanças em uma classificação geral, sendo na maioria árvores frutíferas, de crescimento lento e zoocóricas. Esta semelhança pode explicar a falta de associação entre os atributos das espécies e a invasividade. Esperávamos que o atributo “tolerância à sombra” estivesse associado à invasividade, pois espécies invasoras tolerantes à sombra são geralmente as mais eficientes em formar populações viáveis em florestas tropicais (Fine 2002, Lugo 2004). Dessa forma, a classificação das espécies quanto ao seu potencial de invasão baseado nos atributos funcionais selecionados pode não ser o ideal para o conjunto de espécies ou para o tipo de formação vegetal estudada.

O resultado de que poucas espécies invasoras (neste estudo) são registradas como invasoras em outros lugares coloca em dúvida a viabilidade da utilização das “listas de espécies invasoras” na avaliação das espécies que se encontram introduzidas, seja nos plantios de restauração ou em unidades de conservação. A informação dessas listas é relevante em caráter preventivo, para impedir que espécies que podem apresentar problemas não sejam introduzidas. Por esta razão, ao contrário da abordagem de se criar “listas negras” de espécies proibidas por terem invadido outras parte do mundo, há autores que sugerem a elaboração de “listas verdes”, distinguindo as espécies de plantas com histórico de uso seguro, ou seja, aquelas que não apresentam potencial de invasão e se encontram há muito tempo em determinados países sem relatos de danos aos ecossistemas naturais (Dehnen-Schmutz 2010).

Segundo Richardson (2004), a maneira mais segura de classificar, com segurança, uma espécie como invasora é a observação de sua disseminação em ecossistemas naturais onde não ocorria naturalmente. A incerteza sobre o potencial invasor das espécies faz com que os tomadores de decisão assumam a postura de que todas as espécies não-nativas são indesejáveis até que se prove o contrário (Ricciardi & Simberloff 2009), o que dificulta a priorização das ações e do uso de recursos na prevenção e controle de invasões. O método

aqui utilizado para avaliar o potencial invasivo das espécies não-nativas pode ser aplicado a espécies que têm sido cultivadas em determinada região ecológica, oferecendo informações sobre o potencial dessas espécies dominarem as comunidades em que foram introduzidas.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, R. & Marcano-Vega, H. (2000) Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration. *Restoration Ecology*, **8**, 328–338.

Carvalho, F.A., Fagg, C.W. & Felfili, J.A. (2010) Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. *Scientia Florestalis*, **38** (86), 297-306.

Colautti, R.I. & MacIsaac, H.J. (2004) A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions*, **10**, 135-141.

Daehler, C.C. (2003) Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 183-211.

Daehler, C.C., Denslow, J.S., Ansari, S. & Kuo, H.C. (2004) A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific islands. *Conservation Biology*, **18**, 360-368.

Daneshgar, P. & Jose, S. (2009) Mechanisms of Plant Invasion: A Review. *Invasive Plants and Forest Ecosystems* (eds. R.K. Kohli, S. Jose, H.P. Singh & D.R. Batish), pp 11-28, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Dawson, W.; Burslem, D.F.R.P.; Hulme, P. E. (2009) Factors explaining alien plant invasion success in a tropical ecosystem differ at each stage of invasion. *Journal of Ecology*, **97**, 657-665.

Dehnen-Schmutz, K. (2011) Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 1374-1380.

Fine, P. V. A. (2002) The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal Tropical Ecology*, **18**, 687-705.

Francis, J.K. & Liogier, H.A. (1991) *Naturalized exotic tree species in Puerto Rico*. New Orleans (LA): Southern Forest Experiment Station, USDA Forest Service. General Technical Report SO- 82.

Gordon, D.R., Riddle, B., Pheloung, P.C., Ansari, S., Buddenhagen, C., Chimera, C., Daehler, C.C., Dawson, W., Denslow, J.S., Tshidada, N.J., LaRosa, A., Nishida, T., Onderdonk, D.A., Panetta, F.D., Pysek, P., Randall, R.P., Richardson, D.M., Virtue, J.G. & Williams, P.A. (2010) Guidance for addressing the Australian weed risk assessment questions. *Plant Protection Quarterly*, **25**, 56-74.

Grotkopp, E., Erskine-Ogden, J. & Rejmánek, M. (2010) Assessing potential invasiveness of woody horticultural plant species using seedling growth rate traits. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 1320-1328.

Hamilton, M.A., Murray, B.R., Cadotte, M.W., Hose, G.C., Baker, A.C., Harris, C.J. & Licari, D. (2005) Life-history correlates of plant invasiveness at regional and continental scales. *Ecology Letters*, **8**, 1066-1074.

Hayes, K.R. & Barry, S.C. (2008) Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions*, **10**, 483-506.

Lloret, F., Medail, F., Brundu, G., Camarda, I., Moragues, E., Rita, J., Lambdon, P. & Hulme, P.E. (2005) Species attributes and invasion success by alien plants on Mediterranean islands. *Journal of Ecology*, **93**, 512-520.

Lowe, S., Browne, M. & Boudjelas, S. (2000) *100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the global invasive species database*. Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.

Lugo, A.E. (2004) The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**, 26-273.

Mason, R.A.B., Cooke, J., Moles, A.T. & Leishman, M.R. (2008) Reproductive output of invasive versus native plants. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 633-640. Mediterranean islands. *Journal of Ecology*, **93**, 512-520.

Moles, A.T., Gruber, M.A.M. & Bonser, S.P. (2008) A new framework for predicting invasive plant species. *Journal of Ecology*, **96**, 13-17.

Pemberton, R.W. & Liu, H. (2009) Marketing time predicts naturalization of horticultural plants. *Ecology*, **90**, 69–80.

Pheloung, P.C., Williams, P.A. & Halloy, S.R. (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, **57**, 239–251.

Pysek, P. & Richardson, D.M. (2007) Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? *Biological Invasions* (ed. W. Nentwig), pp. 97–125. Springer, New York.

R Development Core Team (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rejmánek, M. & Richardson, D.M. (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, **77**, 1655-1661.

Rejmanek, M., Richardson, D.M. & Pysek, P. (2005) Plant invasions and invasibility of plant communities. *Vegetation Ecology* (ed. By van der Maarel, E.), pp. 332–355, Blackwell Publishing, Oxford, UK

Ricciardi, A. & Simberloff, D. (2009) Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends Ecology and Evolution*, **24**, 248–253.

Richardson, D. M. & Rejmanek, M. (2011) Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distribution*, **17**, 788–809.

Richardson, D.M. (2004) Plant invasion ecology - dispatches from the front line. *Diversity and Distributions*, **10**, 315-319.

Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmánek, M.; Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93-107.

Simberloff, D. (2005) The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study. *Trends Ecology and Evolution*, **20**, 216-222.

Van Kleunen, M., Manning, J.C., Pasqualetto, V. & Johnson, S.D. (2008) Phylogenetically independent associations between autonomous self-fertilization and plant invasiveness. *The American Naturalist*, 171, 195–201.

Vieira, D.C.M., Socolowski, F.B. & Takaki, M.A. (2010) Seed germination and seedling emergence of the invasive exotic species, *Clausena excavata*. *Brazilian Journal of Biology*, **70** (4), 1015-1020.

Williamson, M.H. (1996) *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London, UK.

CONCLUSÕES

Ao longo dos últimos 50 anos de prática da restauração de matas ciliares as espécies nativas têm sido priorizadas nos projetos, estando presentes em maior número nos plantios. Espécies não-nativas foram utilizadas em grande extensão na restauração de matas ciliares em regiões de Mata Atlântica e, embora o seu uso tenha diminuído nos anos mais recentes, essas espécies ainda são freqüentes nos projetos. As políticas públicas voltadas à restauração e as restrições quanto ao uso de espécies não-nativas na legislação ambiental vigente nas últimas décadas podem ter contribuído para a diminuição do uso de exóticas, mas ainda não foram suficientes para impedir de fato a introdução de tais espécies. Por outro lado, a legislação estabelece que as florestas restauradas tenham alta riqueza de espécies e, em alguns casos, observamos que iniciativas para se alcançar esta meta têm levado à introdução de um número ainda maior de espécies não-nativas. A região de ocorrência ecológica natural também é pouco considerada na escolha das espécies, sendo registradas entre as não-nativas mais espécies de outras formações vegetacionais brasileiras do que espécies oriundas de outros países. Dessa forma, o foco das ações deve estar na capacitação e no treinamento de profissionais ligados diretamente à prática da restauração e, principalmente, na fiscalização dos viveiros que fornecem mudas para os projetos, para então alcançar o objetivo de impedir que espécies exóticas continuem a ser incluídas nos plantios.

Sob a perspectiva das comunidades em restauração, como regra geral, as espécies não-nativas introduzidas não representam ameaça e não comprometem a diversidade de espécies nativas nas áreas dos plantios. Em apenas quatro locais estudados a densidade relativa das espécies não-nativas foi maior entre os regenerantes do que entre as

árvores plantadas. A proporção de cada uma dessas espécies entre as plantas em regeneração, porém, é geralmente baixa e, dessa forma, as espécies não-nativas contribuem muito pouco para a estruturação das florestas que permanecerão no futuro. Além disso, grande parte das espécies não-nativas nem ao menos se reproduzem nas áreas em que foram introduzidas, podendo ser consideradas temporárias no sistema, tendendo a desaparecer com o tempo.

A tendência de redução gradativa na proporção de regenerantes não-nativos é reforçada especialmente pelo ingresso crescente de espécies nativas imigrantes (não plantadas), que fazem com que as comunidades tornem-se mais semelhantes à flora regional com o tempo. No entanto, ainda faltam estudos para estabelecer com segurança que limites de participação de espécies não-nativas nas comunidades seriam toleráveis a ponto que essas espécies não comprometam os processos ecológicos e a persistência das populações de espécies nativas.

Apesar de que a maioria das espécies arbóreas não-nativas utilizadas nos plantios não apresenta potencial para invasão biológica na região de Floresta Estacional Semidecidual, há um grupo que merece atenção. Com populações relativamente maiores entre os regenerantes do que entre as árvores plantadas, 17 espécies foram consideradas potencialmente invasoras. Para essas espécies, cabe o julgamento de que não deveriam mais ser cultivadas nos viveiros e nem introduzidas nos plantios de matas ciliares, sob o risco de se tornarem espécies-problema. Essas espécies já demonstraram que podem se estabelecer e não encontram barreiras ou filtros ecológicos que limitem a sua persistência, reprodução ou dispersão. Porém, neste estudo, não avaliamos o impacto efetivo das espécies potencialmente invasoras sobre as comunidades em que se encontram.

Entre todas as espécies não-nativas, somente duas, classificadas como de alto potencial de invasão (*Clausena excavata* e *Acacia tenuifolia*), estão ocasionando baixa diversidade nas comunidades em restauração, pois, mais que potencialmente invasoras, essas espécies apresentam elevada dominância, sendo este o passo que antecede o processo de invasão em novas áreas. A invasão por *Clausena excavata* foi registrada neste estudo, no plantio Ester53. Nesta área, a espécie não foi plantada, tendo sido capaz de chegar e se estabelecer no novo ambiente sem a intervenção humana. Assim, os resultados remetem a ações imediatas direcionadas somente a essas espécies, que oferecem ameaça real de dominância sobre as espécies nativas. Nestes casos, medidas de controle e experimentação de manejo ou erradicação de suas populações podem ser necessárias para que essas espécies não prejudiquem a trajetória sucessional das comunidades em que se encontram.

Os resultados deste estudo confirmam o que é mencionado na literatura, ou seja, que apenas uma pequena proporção das espécies introduzidas oferece ameaça real de invasão biológica. Assim, qualquer afirmativa de que espécies exóticas, indiscriminadamente, irão causar problemas nos ambientes em que foram introduzidas, seria precipitada e alarmista, podendo, inclusive, conduzir a políticas e ações equivocadas, resultando em desperdício de recursos e esforços para erradicar espécies que não oferecem ameaça. A classificação de uma espécie como invasora em região biogeográfica deveria ser precedida de um diagnóstico regional baseado em estudos ecológicos e não apenas em listas elaboradas a partir do conhecimento prévio sobre episódios de invasão por essas espécies em outras regiões do mundo.

APÊNDICE 1

Características edafoclimáticas das 25 matas ciliares em restauração estudadas. TMA = Temperatura Média Anual (°C); PA = Precipitação Anual (mm); P = precipitação (mm); T = temperatura (°C).

Área	Idade (anos)	Altitude (m)	TMA	PA	P (max)	P (min)	T (max)	T (min)	Tipo de solo
Baltazar	4	343	22,3	1478	188	44	30,8	11,3	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Porto de Areia	5	337	22,5	1480	192	39	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	6.5	467	21,5	1476	199	39	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Sítio Água do Lajeado	7	477	21,5	1475	198	36	29,9	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Barra do Garça (Faz. Alvorada)	7.5	336	22,6	1478	191	39	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Congonhas	8	410	21,9	1468	193	40	30,4	10,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Santa Cruz	8	344	22,4	1490	190	43	30,9	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Pesqueiro da Dona Maria	8.5	469	21,5	1476	198	39	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda São Domingos	10.5	265	23,4	1388	161	27	31,8	12,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE Porto Primavera – CESP	10.5	462	21,5	1490	206	40	30,0	10,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Ajuricaba	12	393	22,0	1464	194	40	30,4	10,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE Jupiá - CESP	13	289	24,1	1417	208	22	31,5	13,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	14	436	21,7	1474	198	39	30,2	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE-POLI-CESP e Duke-energy	16	289	22,8	1361	170	40	31,0	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE-POLI-CESP e Duke-energy	17	362	22,1	1460	192	41	30,7	11,1	ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS (PVA) <i>Podzólicos Vermelho-Amarelos</i>

Área	Idade (anos)	Altitude (m)	TMA	PA	P (max)	P (min)	T (max)	T (min)	Tipo de solo
Vasques	17	295	22,7	1365	170	40	31,0	11,4	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Novo Destino	18	442	21,7	1473	198	39	30,1	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Santa Agueda	21	361	22,2	1461	192	40	30,7	11,0	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Represa de Iracemópolis	22	607	20,5	1508	242	22	28,2	9,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UHE Rosana	23	268	23,0	1356	156	33	31,5	11,8	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
UNESP – Faz. Experimental	24	349	23,9	1572	243	21	31,5	13,1	NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS (RQ) <i>Arelevoas Quartzosas, Arelevoas Quartzosas Hidromórficas</i>
AES Tietê	27	402	22,6	1392	213	17	30,5	11,1	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Cananéia	28	458	21,6	1479	200	41	30,1	10,5	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Fazenda Cananéia	38	437	21,7	1477	199	41	30,2	10,6	LATOSSOLOS VERMELHOS (LV) <i>Latossolos Roxos + Latossolos Vermelho-Escuros</i>
Usina Ester	53	561	20,4	1522	237	24	28,1	9,6	GLEISSOLOS HÁPLICOS (GX) <i>Gleis Pouco Húmicos, Hidromórficos Cinzentos</i>

APÊNDICE 2

Lista geral das espécies amostradas em 25 plantios de restauração de matas ciliares na bacia do rio Paraná, classificadas segundo a origem. FES = nativa da Floresta Estacional Semidecidual; BRA = nativa de outra região fitogeográfica do Brasil; EX = exótica e frequência (%) de utilização nos plantios; N = número de locais em que a espécie foi amostrada; F = porcentagem de áreas em que a espécie foi utilizada.

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	BRA	1	4
	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	BRA	2	8
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	FES	9	36
	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	FES	2	8
	<i>Mangifera indica</i> L.	EX	6	24
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	FES	12	48
	<i>Schinus molle</i> L.	BRA	2	8
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	FES	19	76
	<i>Spondias mombin</i> L.	EX	3	12
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	FES	9	36	
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	FES	2	8
	<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	BRA	1	4
	<i>Annona muricata</i> L.	EX	1	4
	<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook.f	BRA	1	4
	<i>Rollinia rugulosa</i> Schltld.	FES	3	12
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Martius	FES	1	4
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	BRA	2	8
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	FES	4	16
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll. Arg.	FES	1	4
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	FES	2	8
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	FES	2	8
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	FES	20	80
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch.	FES	1	4
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	FES	1	4
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) O. Ktze	BRA	1	4
Arecaceae	<i>Acrocomia totai</i> Mart.	FES	1	4
	<i>Caryota urens</i> L.	EX	1	4
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	FES	3	12
	<i>Mauritia flexuosa</i> L. f.	BRA	2	8
	<i>Orbignya phalerata</i> Mart.	BRA	1	4
	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	EX	1	4
	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	FES	1	4
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	FES	9	36
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	FES	4	16
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	FES	5	20

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	BRA	1	4
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex A. DC.) Mattos	FES	4	16
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	FES	2	8
	<i>Handroanthus pentaphyllus</i> (L.) Mattos	FES	3	12
	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	FES	9	36
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	EX	9	36
	<i>Handroanthus vellosi</i> (Toledo) Mattos	FES	1	4
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	FES	4	16
	<i>Jacaranda mimosifolia</i> D. Don	EX	4	16
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	BRA	1	4
	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	EX	1	4
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth & Hook. f. ex S. Moore	BRA	1	4
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	FES	5	20
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	FES	1	4
	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	FES	1	4
	Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	BRA	3
Bombacaceae	<i>Bombacopsis glabra</i> (Pasq.) Robyns	BRA	4	16
	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	BRA	1	4
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	FES	5	20
	<i>Cordia abyssinica</i> R. Br.	EX	5	20
	<i>Cordia polycephala</i> (Lam.) I.M. Johnst.	FES	2	8
	<i>Cordia superba</i> Cham.	FES	6	24
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	FES	1	4
	<i>Patagonula americana</i> L.	FES	11	44
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	FES	2	8
Cactaceae	<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.	FES	1	4
Cannabaceae	<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	FES	1	4
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	FES	3	12
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	FES	14	56
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	EX	1	4
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	FES	4	16
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	FES	1	4
	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	FES	1	4
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	FES	1	4
	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	FES	1	4
	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	BRA	2	8

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	FES	1	4
	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	FES	2	8
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum gossypium</i> DC.	EX	1	4
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	FES	1	4
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	FES	1	4
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	FES	3	12
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	FES	1	4
	<i>Erythroxylum speciosum</i> O.E.Schulz	BRA	1	4
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	FES	9	36
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	FES	1	4
	<i>Aleurites moluccana</i> Willd.	EX	1	4
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	FES	15	60
	<i>Croton urucurana</i> Baill.	FES	15	60
	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg.	BRA	1	4
	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	BRA	2	8
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	FES	6	24
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	FES	1	4
	<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	FES	3	12
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	FES	6	24
	<i>Sapium haematospermum</i> Müll. Arg.	FES	8	32
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	FES	1	4
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	EX	1	4
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	FES	12	48
	<i>Acacia tenuifolia</i> (L.) Willd.	BRA	4	16
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	FES	9	36
	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	FES	5	20
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	FES	13	52
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	FES	2	8
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	FES	2	8
	<i>Caesalpinia echinata</i> Lam.	BRA	1	4
	<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart.	BRA	3	12
	<i>Caesalpinia peltophoroides</i> Benth.	BRA	1	4
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	FES	1	4
	<i>Cassia ferruginea</i> (SCHRADER) Schrader ex DC.	FES	1	4
	<i>Centrobium tomentosum</i> Guillemain ex Benth.	FES	6	24
	<i>Chamaecrista compitalis</i> (H.S. Irwin & Barneby) H.S. Irwin & Barneby	FES	1	4
	<i>Chloroleucon tortum</i> (Mart.) Pittier ex Barneby & J.W. Grimes	BRA	1	4
	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	EX	1	4
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	FES	6	24

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Fabaceae	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	BRA	4	16
	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	BRA	3	12
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	FES	13	52
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	BRA	1	4
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	FES	1	4
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	FES	9	36
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	BRA	2	8
	<i>Inga edulis</i> Mart.	BRA	1	4
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	BRA	9	36
	<i>Inga striata</i> Benth.	FES	2	8
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	FES	17	68
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	EX	5	20
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W. Grimes	BRA	1	4
	<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	FES	1	4
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	FES	8	32
	<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	FES	12	48
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	FES	5	20
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	BRA	1	4
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	FES	1	4
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	FES	2	8
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	FES	3	12
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	FES	10	40
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	BRA	1	4
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	FES	1	4
	<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	FES	11	44
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	FES	19	76
	<i>Parkia pendula</i> Benth	BRA	1	4
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	FES	23	92
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	FES	4	16
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	FES	2	8
	<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	FES	7	28
	<i>Pterocarpus violaceus</i> Vogel	FES	1	4
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	FES	8	32
	<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & Grimes	BRA	1	4
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	BRA	4	16
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	FES	1	4
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	FES	4	16
	<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby	FES	4	16
	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	EX	5	20
	Flacourtiaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	FES	7
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler		FES	1	4
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		FES	14	56

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Icacinaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard	FES	1	4
Lacistemaceae	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	FES	4	16
Lamiaceae	<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	FES	5	20
Lauraceae	<i>Cinnamomum burmannii</i> (Nees & T. Nees) Blume	EX	1	4
	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J. Presl	EX	2	8
	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	FES	1	4
	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	FES	3	12
	<i>Nectandra falcifolia</i> (Nees) J.A. Castigl. ex Mart. Crov. & Piccinini	FES	4	16
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	FES	2	8
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	FES	15	60
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	FES	1	4
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	FES	3	12
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	FES	3	12
	<i>Ocotea indecora</i> Schott ex Meisn.	FES	1	4
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	FES	8	32
	<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	FES	5	20
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	FES	1	4
	<i>Persea americana</i> Mill.	EX	2	8
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	FES	2	8
Laxmanniaceae	<i>Cordyline spectabilis</i> Kunth & C.D. Bouché	FES	1	4
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (raddi) Kuntze	FES	11	44
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	FES	5	20
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	BRA	1	4
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	EX	1	4
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	EX	3	12
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	FES	4	16
	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	BRA	2	8
	<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	FES	12	48
	<i>Gossypium hirsutum</i> L.	FES	1	4
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	FES	17	68
	<i>Helicteres lhotzkyana</i> (Schott & Endl.) K. Schum.	FES	1	4
	<i>Luehea candicans</i> Mart.	FES	12	48
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	FES	6	24
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	FES	1	4
	<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) H.Karst.	BRA	2	8
	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	FES	6	24
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	FES	2	8

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	FES	10	40
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	FES	6	24
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	FES	9	36
	<i>Melia azedarach</i> L.	EX	5	20
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	FES	2	8
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	FES	3	12
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	FES	4	16
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	FES	8	32
Miristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	FES	1	4
Monimiaceae	<i>Mollinedia micrantha</i> Perkins	FES	2	8
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	FES	2	8
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	EX	1	4
	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	BRA	1	4
	<i>Ficus benamina</i> L.	EX	1	4
	<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Mart.	FES	1	4
	<i>Ficus gardneriana</i> (Miq.) Miq.	FES	1	4
	<i>Ficus glabra</i> Vell.	FES	2	8
	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D. Bouché	FES	1	4
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	FES	7	28
	<i>Ficus insipida</i> Willd.	FES	2	8
	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth	FES	1	4
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	FES	14	56
	<i>Morus nigra</i> L.	EX	2	8
	Myrsinaceae	<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	FES	4
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.		FES	5	20
Myrtaceae	<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	FES	1	4
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	FES	3	12
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	FES	2	8
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	FES	2	8
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	BRA	1	4
	<i>Eugenia florida</i> DC.	FES	5	20
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	FES	1	4
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	FES	2	8
	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	FES	4	16
	<i>Eugenia tomentosa</i> Aubl.	BRA	1	4
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	FES	18	72
	<i>Eugenia uvalha</i> Cambess.	FES	2	8
	<i>Gomidesia palustris</i> (DC.) Legr.	FES	1	4
	<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D. Legrand	FES	5	20
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	FES	2	8
<i>Myrcia guianensis</i> Cambess.	FES	1	4	

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Myrtaceae	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	FES	1	4
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	FES	1	4
	<i>Plinia cauliflora</i> (DC.) Kausel	FES	8	32
	<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	FES	4	16
	<i>Plinia trunciflora</i> (O. Berg) Kausel	FES	1	4
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	BRA	3	12
	<i>Psidium guajava</i> L.	EX	15	60
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels.	EX	10	40
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	EX	4	16
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	FES	1	4
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	FES	1	4
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	FES	1	4
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L. f.	FES	1	4
	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	FES	10	40
	<i>Phytolacca dioica</i> L.	FES	3	12
	<i>Seguiera floribunda</i> Benth.	FES	1	4
Picramniaceae	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	FES	1	4
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	FES	12	48
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	FES	4	16
	<i>Piper cuyabanum</i> C. DC.	FES	1	4
	<i>Piper diospyrifolium</i> Kunth	FES	2	8
	<i>Piper glabratum</i> Kunth	FES	5	20
	<i>Piper molicomum</i> Kunth	FES	10	40
	<i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq.	FES	1	4
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	EX	2	8
Poaceae	<i>Phyllostachys aurea</i> Carrière ex Rivière & C. Rivière	EX	2	8
	<i>Phyllostachys nigra</i> (Lodd. ex Lindl.) Munro	EX	1	4
Polygalaceae	<i>Polygala klotzschii</i> Chodat	FES	1	4
	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	FES	1	4
	<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	FES	1	4
	<i>Triplaris americana</i> L.	FES	10	40
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	EX	1	4
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	FES	5	20
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	EX	4	16
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	FES	2	8
	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	BRA	2	8

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	EX	6	24
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	FES	5	20
	<i>Prunus salicina</i> Lindl.	EX	2	8
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	FES	1	4
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	FES	1	4
	<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hook. f. ex K. Schum.	BRA	1	4
	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schldtl.	FES	1	4
	<i>Coffea arabica</i> L.	EX	1	4
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	FES	1	4
	<i>Faramea tetragona</i> Müll. Arg.	FES	1	4
	<i>Genipa americana</i> L.	FES	13	52
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	FES	10	40
	<i>Randia calycina</i> Cham.	FES	2	8
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	FES	11	44
	<i>Citrus limonum</i> Risso	EX	4	16
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	EX	3	12
	<i>Clausena excavata</i> Burm.f.	EX	2	8
	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.H.L. Juss.	FES	1	4
	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	FES	2	8
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	FES	1	4
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	FES	3	12
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	EX	1	4
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.	FES	1	4
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	FES	3	12
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	FES	1	4
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	FES	1	4
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	FES	9	36
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	FES	1	4
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	FES	1	4
	<i>Xylosma venosa</i> N.E. Br.	FES	3	12
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	FES	8	32
	<i>Allophylus guaraniticus</i> Radlk.	FES	3	12
	<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	FES	1	4
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	FES	7	28
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	FES	1	4
	<i>Koelreuteria bipinnata</i> Franch.	EX	1	4
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	FES	10	40
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	FES	8	32
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	FES	5	20

Família	Espécie	Origem	N	Freq. (%)
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	FES	3	12
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	FES	1	4
	<i>Cestrum sendtnerianum</i> Mart.	FES	10	40
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i> Ruiz & Pav.	FES	18	72
	<i>Solanum argenteum</i> Dunal	FES	1	4
	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.	FES	1	4
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	FES	1	4
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	FES	5	20
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	FES	5	20
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	FES	2	8
	Styracaceae	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl	FES	1
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	FES	19	76
	<i>Cecropia glaziovi</i> Snethl.	FES	1	4
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	FES	2	8
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	FES	20	80
Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	BRA	7	28