

LAÍS PETRI

Plantas exóticas em uma Reserva de Floresta Atlântica urbana

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

SÃO PAULO

2017

LAÍS PETRI

Plantas exóticas em uma Reserva de Floresta Atlântica urbana

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

ORIENTADOR: DR. EDUARDO PEREIRA CABRAL GOMES

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

Petri, Laís
P495p Plantas exóticas em uma Reserva de Floresta Atlântica urbana / Laís Petri -- São Paulo, Instituto de Botânica, 2017.
134p. il.

Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2017.
Bibliografia.

1. Invasão biológica. 2. Jardim Botânico. 3. Pressão de propágulos. I. Título.

CDU: 58.006

*Ao conhecimento científico,
materializado em cada letra escrita
pelos estudantes deste país.*

À minha gata, Pantera.

Eu dedico

“As scientists we can only write middle words.”

Mark A. Davis

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, em especial:

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, do Instituto de Botânica por proporcionar as condições para realização do presente estudo, garantindo a gratuidade e a qualidade do ensino público. Ao Instituto de Botânica de São Paulo pelo suporte ao uso da estrutura de salas, equipamentos e laboratórios. À CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

Ao meu orientador Prof. Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes pelos ensinamentos, incentivos e apoio nestes últimos dois anos, por confiar em meu trabalho e entender os diversos momentos difíceis pelos quais passei. Obrigada.

À Pesquisadora Msc. Sonia Aragaki ao compartilhar suas experiências comigo, confiar em meu trabalho, apoiar-me e fazer-se presente. Agradeço as identificações, mas sobretudo à amizade que construímos.

À Pesquisadora Dra. Margarita Florencio Diaz, a qual há época foi professora da disciplina “Espécies Exóticas”, ministrada na UFG. Obrigada por dedicar seu tempo extraclasse em entender este trabalho e indicar os caminhos para que os dados fossem melhor aproveitados.

À Dra. Natália Macedo Ivanauskas, ao Dr. Eduardo Luis Martins Catharino e ao Dr. Ricardo José Francischetti Garcia pelas contribuições e participação na minha banca de qualificação. À Dra. Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo e à Dra. Rosangela Simão Bianchini por prontamente aceitarem serem suplentes da minha banca de qualificação.

À assistente de pesquisa Cibeles Boni de Toledo, que prontamente forneceu as informações necessárias para o resgate do histórico de espécies plantadas no JBSP, após seu profundo estudo de publicações tradicionais do Hoehne.

À Msc. Natália Alves Perigolo, que respondeu ao meu contato via email do Lattes, fornecendo preciosas explicações quanto aos procedimentos para obtenção e interpretação das fotografias hemisféricas.

À Regina Freitas, amiga incrível em aceitar até dar suporte para que eu organizasse minhas ideias para a qualificação.

A minha amiga Cássia e companheira de pesquisas. Agradeço nossa amizade, conversas, desabafos e discussões que tanto foram essenciais nestes anos. Espero a continuidade por muitos mais e presenciar todo seu sucesso profissional e pessoal. Conte comigo sempre, saiba que sentirei sua falta.

Aos tantos amigos que me acompanharam a campo. À Bárbara, por compartilharmos durante quase um ano o mesmo universo amostral, proporcionar-me sempre uma outra visão sobre a vida e tornar os dias mais leves. À Bruna, em que entre as tantas idas a campo, nos tornamos grandes amigas trilheiras. À Helena, por mostrar o outro lado do mundo ao dividir suas vivências sempre respondendo às minhas infinitas perguntas, gostar das refeições que levávamos a campo e cultivarmos uma grande amizade em meio a esse imenso oceano que nos separa. Ao Sérgio, pelo apoio essencial nos últimos meses de coleta, especialmente quanto às loucuras em encontrar alternativas para cada um dos imprevistos com os quais nos deparávamos quase que diariamente, sem medir esforços para terminarmos; e pela amizade que construímos transcendendo o Instituto. Ao Vilmar, pelo apoio e ajuda os quais, também, extrapolaram os muros desta instituição de pesquisa. Ao Giuliano e ao Lucas, por me acompanharem em campo durante boa parte do período de coleta. Ao Danilo e à Djéssica, por me acompanharem na obtenção das fotografias hemisféricas em uma das áreas de estudo.

À Mayara, por construirmos uma amizade tão bonita em tão poucos meses. Que daqui em diante só haja fortalecimento e conquistas em nossos caminhos, conte comigo. Ao Richard, por mostrar tamanha fidelidade e sinceridade em nossa recente amizade, que venham os planos futuros à solidificá-la. Ao Diego, por me incentivar, apoiar, atormentar e sempre tentar tirar um

sorriso do meu rosto, pela companhia e conversas horas a fio, pelas experiências compartilhadas e, especialmente, pela amizade que criamos. Guardo os três com grande carinho, espero que a distância dos próximos tempos sirva somente para aumentar a saudade e estreitar ainda mais nossos laços. Diego e Richard, obrigada por me receberem de braços abertos na “casa” de vocês e cuidarem de mim, jamais serei grata o suficiente. Sentirei muita falta de vocês.

Às quais chamo de meninas: Giovanna, Gisele, Débora, Vanessa, Marcela e Solange pelas horas de cafés da manhã recheadas de guloseimas, os cafezinhos ao final da tarde, os bares e as confraternizações.

Às assistentes de pesquisa: Dorinha, Amaríles e Marli, pelo suporte, conversas e cafezinhos.

Aos demais colegas da pós-graduação e da seção de Ecologia, agradeço as conversas e reflexões nestes anos de convívio.

À Msc. Bárbara Heliodora Soares do Prado, gestora da Estação Ecológica que mais tenho apreço. Obrigada por plantar em mim a semente da pesquisa sobre “invasão biológica” há alguns anos atrás, sempre confiando em meu trabalho e na minha capacidade.

Ao Alexadre Soares, por me incentivar e apoiar a voltar à carreira acadêmica.

Às minhas amigas Mariellen, Mariana, Vanessa, Fernanda, Camila e Juliana, por sustentarmos desde a graduação uma linda amizade, uma dando suporte à outra. Às amigas mais antigas: Juliana, Stephanie e Tamires, para as quais a distância nunca foi um problema.

Aos recém amigos de Goiás: Danira, Paola, Maracahipes e Luiza. Obrigada pela recepção, viagem, conversas, ajuda e sugestões. Logo voltarei.

Aos meus pais, Elaine e Joacir, e ao meu irmão, Junior, por serem a inspiração e a base uns dos outros. Sem o apoio de vocês, nada seria possível. Amo vocês. Mãe, obrigada, por além de tudo, ter ido a campo comigo!!

Aos que por algum motivo não foram aqui nomeados, contudo, participaram em algum momento, o meu muito obrigada!

RESUMO

A presença de espécies exóticas invasoras nas florestas tropicais é um sério problema ambiental, especialmente se a nova área de ocorrência suporta populações bem sucedidas e viáveis. Na paisagem urbana, a intensidade do manejo da composição, da abundância e da distribuição de plantas alteram o ambiente natural e remanescentes de vegetação nativa são diretamente afetados. Jardins Botânicos são fundamentais à conservação de espécies vegetais, à pesquisa científica e à educação ambiental, contudo, podem ser vetores de introdução de espécies exóticas potencialmente invasoras. Sendo assim, assumimos as hipóteses de que: i) há correlação negativa entre o nível de conservação do trecho de ocorrência e os parâmetros riqueza e abundância de espécies exóticas; ii) a proximidade do Jardim Botânico de São Paulo (JBSP) favorece a presença de exóticas na vegetação natural. Três trechos de vegetação nativa com diferentes níveis de perturbação foram amostrados quanto à presença de exóticas nos estratos do dossel e regenerante. Os indivíduos exóticos fonte para o cálculo das distâncias foram determinados por meio de bibliografia específica de registros de plantio no JBSP. Foram encontradas 10 espécies exóticas na vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), das quais 80% foram classificadas como invasoras segundo o arcabouço teórico considerado. O trecho de maior nível de conservação apresentou significativamente menos indivíduos exóticos por unidade de área. O fator que melhor explicou a invasão foi dado pelas distâncias entre os indivíduos considerados como fonte, ou os indivíduos adultos mais próximos, e os espécimes encontrados nas áreas estudadas. Esta medida indiretamente substituiu a quantificação da pressão de propágulos. A proximidade com o JBSP favoreceu a presença e a abundância de exóticas, sendo diagnosticado o início do processo de invasão nos trechos de vegetação do PEFI. Dessa maneira, reforça-se a necessidade do manejo anterior à ocorrência de homogeneização das comunidades devido à invasão biológica.

Palavras-chave: invasão biológica, Jardim Botânico, naturalização, perturbação, pressão de propágulos.

ABSTRACT

The presence of invasive exotic species in tropical forests is a serious environmental issue, mainly when the new area supports their successful and viable population. In an urban landscape, the intensive management of plant species composition, abundance and distribution change the natural environment and patches are directly affected. Botanical Gardens have an important role in plant species conservation, research and environmental education, nevertheless, they can be an important pathway of plant introduction, potentially invasive, into new areas. Therefore, we hypothesized that: i) there is a negative correlation between the level of disturbance of each area and exotic richness and abundance; ii) and the closeness from the São Paulo Botanical Garden (JBSP) promotes the presence of exotic plants in the natural forest. We surveyed the presence of exotic plants into canopy and understory of three native forest areas with different levels of disturbance. The originally exotic planted individuals considered as sources were defined through specific records from JBSP. We found ten exotic plant species in the natural remnants of Fontes do Ipiranga State Park (PEFI), with 80% classified as invasive following specific ecological definitions. The most preserved area had significantly less exotic individuals per area unit. The main factor to understand the invasion process was the distance between the source individuals or the closest adult individual and the exotic ones present inside the studied areas. This metric was used to indirectly quantify propagule pressure. The nearness to JBSP promoted the presence and abundance of exotic species, and an early invasion process was characterized by the forest of PEFI. The early invasion process means the high conservation value of it, allowing pointing priorities in management, thus promoting actions before the occurrence of community homogenization. Hence, the need for management prior to the occurrence of communities homogenization to biological invasion is reinforced.

Key words: Botanical Garden, disturbance, biological invasion, naturalization, propagule pressure.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema do processo de invasão baseado no modelo de barreiras definido por Richardson <i>et al.</i> (2000), redesenhado para apresentação nesta dissertação.....	19
Figura 2. Limite do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (em branco) em meio à matriz urbana, em São Paulo-SP.	24
Figura 3. Localização das parcelas distribuídas nas três áreas amostradas (Área 1 = menor grau de perturbação, Área 2 = grau intermediário de perturbação, Área 3 = maior grau de perturbação) na vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo-SP. JBSP = Jardim Botânico de São Paulo.....	26
Figura 4. Croqui da disposição das parcelas amostradas, destacadas em cinza, na Área 1 (menor grau de perturbação).....	28
Figura 5. Croqui da disposição em campo das parcelas da Área 2 (grau intermediário de perturbação). As distâncias entre as parcelas foram esquematizadas de maneira arbitrária, apenas para ilustração; as distâncias reais foram sorteadas acompanhando o desenho experimental de Tanus <i>et al.</i> (2012).....	29
Figura 6. Croqui da distribuição das parcelas na Área 3 (maior grau de perturbação). As distâncias entre as parcelas foram esquematizadas de maneira arbitrária, apenas para ilustração; as distâncias reais foram sorteadas considerando o comprimento total da vegetação passível de amostragem na Trilha da Terra Batida. Apenas uma linha de parcelas (.....) é destacada.....	29
Figura 7. Câmera fotográfica digital Nikon Coolpix 4.300 com lente hemisférica Nikon FC-E8 Fisheye acoplada, sobre um tripé a 1 m do solo no centro da parcela, exemplificando a metodologia de obtenção das fotografias hemisféricas.	33
Figura 8. Soma das abundâncias relativas (A-B) e média do logaritmo natural das abundâncias (C-D) de indivíduos exóticos nos estratos de dossel (preenchido) e regenerante (vazio), com as respectivas medidas de erro padrão. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.....	43

Figura 9. Curvas de rarefação individual executadas com 1.000 simulações, na presença (A) e na ausência (B) das espécies exóticas. As barras ao redor das médias centrais indicam os intervalos de confiança em 95%. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.....	44
Figura 10. Perfis de diversidade comparando as áreas estudadas no gradiente de perturbação na presença (A) e na ausência (B) das espécies exóticas. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.....	45
Figura 11. A ordenação das parcelas das três áreas no espaço das duas primeiras coordenadas principais (PCoA eixos I e II) da (A) comunidade total (com espécies exóticas) e da (B) comunidade nativa. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.	46
Figura 12. Boxplot da média da porcentagem de abertura de dossel obtida na área com grau intermediário de perturbação (Área 2) em três dias distintos, por meio do tratamento de fotografias hemisféricas (30 parcelas). Teste estatístico ANOVA 1-fator.....	50
Figura 13. Boxplot da média da porcentagem de abertura de dossel obtida para: Área 1 (menor nível de perturbação), Área 2 (nível intermediário de perturbação) e Área 3 (maior nível de perturbação), por meio do tratamento de fotografias hemisféricas. Teste estatístico ANOVA 1-fator.	51
Figura 14. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.	52
Figura 15. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais por unidade amostral (parcelas das áreas 1 – menor grau de perturbação –, 2 – grau intermediário de perturbação – e 3 – maior grau de perturbação –) do dossel florestal. Abreviações presentes na Tabela 9, acima.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista das famílias e espécies exóticas determinadas para buscas em campo durante a amostragem deste estudo e respectivas fontes de registros prévios no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.	31
Tabela 2. Categorias ordinais adotadas para equivalências das distâncias entre a fonte assumida de propágulos e o espécime exótico presente nas parcelas, em intervalos de escala geométrica definidos com base em Chapman <i>et al.</i> (2007).	35
Tabela 3. Descritores quantitativos do dossel florestal das áreas de menor nível de perturbação (Área 1), de nível intermediário de perturbação (Área 2) e de maior nível de perturbação (Área 3). Os valores representam a média + erro padrão. Teste estatístico ANOVA 1-fator.	41
Tabela 4. Densidade (indivíduos.hectare ⁻¹) das espécies exóticas dos estratos regenerante (altura > 1 m e dap <4,8 cm) e dossel (dap > 4,8 cm) da vegetação por área de estudo dentro do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação. Origem das espécies exóticas: Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. Teste estatístico de Mann-Whitney.	42
Tabela 5. Valores dissimilaridade média global resultantes da SIMPER e teste <i>t</i> entre as comunidades na ausência e na presença de espécies exóticas. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação. Medida de similaridade: Bray-Curtis.	47
Tabela 6. Contribuição total (%) fornecida pela SIMPER para a dissimilaridade entre as diferentes áreas estudadas: Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.	47
Tabela 7. Indval de cada espécie ($p < 0.05$), com 1.000 randomizações, da comunidade total (com espécies exóticas). Grupo sucessional: “espécies não-pioneiras” = ausência de símbolo, “espécies pioneiras” = *; “ausência de informação sobre o grupo sucessional” = ** (Barbosa	

2015). Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.....	49
Tabela 8. Espécies exóticas encontradas na vegetação inserida no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo - SP), as distâncias dos indivíduos fonte, os registros históricos anteriores a 1966 (Hoehne [193-], Hoehne <i>et al.</i> 1941, Livro Tombo da Comissão de Introdução de Plantas 1985) e as categorias no processo de invasão enquadradas segundo Richardson <i>et al.</i> (2000).	58
Tabela 9. Valores da correlação de Pearson (r) das variáveis ambientais dos eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais.....	59
Tabela 10. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 1 (menor nível de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI). DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.	117
Tabela 11. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 2 (nível intermediário de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI). DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.	120
Tabela 12. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 3 (maior nível de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI). DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.	124
Tabela 13. Contribuições das espécies para a dissimilaridade média global (87,8 %) entre as áreas estudadas fornecidas pelo teste multivariado SIMPER (medida de similaridade = Bray-Curtis). Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.....	127

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xii
1. Introdução.....	15
2. Objetivos	21
3. Material e Métodos.....	22
3.1. O Parque do Estado.....	22
3.2. Caracterização do PEFL.....	23
3.3. Áreas estudadas.....	25
3.4. Procedimentos de campo	27
3.5. Arcabouço conceitual.....	19
3.6. Análise de dados	36
4. Resultados	41
5. Discussão.....	60
6. Considerações finais.....	71
Considerações gerais para a Conservação da Diversidade Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
ANEXO I - Chave dicotômica de caracteres vegetativos para identificação das espécies pertencentes à lista guia.....	92
ANEXO II - Pranchas contendo imagens de características a fim de auxiliar na identificação das espécies exóticas pertencentes à lista guia	95
ANEXO III – Exemplos de fotografias hemisféricas e suas versões em preto e branco	113
ANEXO IV – <i>Script</i> elaborado para a elaboração automática de matriz de área por espécie e cálculo do Indval	114
ANEXO V – Parâmetros fitossociológicos	117
ANEXO VI – Dissimilaridade média global.....	127
ANEXO VII – Croquis dos espécimes exóticos encontrados nas áreas amostradas.....	132

1. Introdução

A riqueza mundial catalogada é de 1,2 milhões de espécies de todos os domínios da vida em 250 anos de classificação taxonômica, contudo, estima-se que 86% das espécies de ambiente terrestre e 91% das espécies de ambiente aquático ainda não foram descobertas e descritas (Mora *et al.* 2011). A América do Sul possui alta diversidade biológica em decorrência de abrigar cerca de 20% de toda a flora e a fauna do mundo (GISP 2005). O Brasil é considerado como o país de flora mais rica do mundo, que no recente inventário de plantas e fungos constatou-se um total de 32,109 espécies e, destas, 57,4% endêmicas (BFG 2015). Apesar destes números representarem até o momento aproximadamente um terço da riqueza de espécies esperada, a proporção de endemismo chega a 56%, a maior para a região Neotropical (Forzza *et al.* 2012). A invasão biológica por espécies exóticas tem se mostrado um dos principais fatores causadores da perda da biodiversidade existente (Kowarik 2011).

As espécies exóticas diferenciam-se das nativas por ocorrerem em regiões onde, originalmente, não estariam se não fosse pelo transporte intencional ou acidental do ser humano (Richardson *et al.* 2000). O grau de estabelecimento e sucesso de uma espécie exótica e, por conseguinte, de sua naturalização no novo ambiente abrange um gradiente no processo de invasão, por muitas vezes difícil de distinguir (Richardson *et al.* 2000). A espécie exótica invasora possui a capacidade de reprodução constante, de manutenção de uma população viável, de dispersão eficiente e, dessa maneira, promove a sua expansão além do local de introdução, ocupando novos ambientes (Richardson *et al.* 2000). Em decorrência dessas características, as espécies exóticas invasoras são consideradas um grave problema ambiental (Moro *et al.* 2012).

Recentemente, indicadores criados com a finalidade de mensurar a taxa de perda da biodiversidade corroboram tendências crescentes da pressão de espécies exóticas sobre a biodiversidade (Butchart *et al.* 2010). A Convenção sobre Diversidade Biológica é o mais abrangente acordo internacional, assinado por 180 países, que assegurou décadas atrás o comprometimento da realização de ações com a finalidade de evitar a perda de diversidade

biológica (CDB 1992). As espécies exóticas são citadas no artigo oitavo, no qual as partes signatárias se propõe a prevenir a introdução de exóticas que ameacem os ecossistemas, os habitats ou mesmo espécies, além de realizar seu controle e erradicação (CDB 1992). O guia +a prevenção da perda de biodiversidade causada por espécies exóticas invasoras elaborado pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) anos depois, salienta que o efeito dessas espécies é tão prejudicial para a biodiversidade quanto a perda e destruição de habitats, propondo como alternativas à sua contenção, os mesmos caminhos: o controle e a erradicação (IUCN 2000).

As possíveis consequências da presença das espécies exóticas invasoras podem variar quanto à escala estudada e às características locais (Ehrenfeld 2010). As definições mais tradicionais em relação às diferentes trajetórias do processo de invasão divergem ao incorporar (Davis *et al.* 2000) ou não (Richardson *et al.* 2000) os impactos das espécies exóticas na comunidade nativa ao categorizá-las como invasoras. Em que pese os impactos econômicos e ambientais, uma avaliação em escala local é indicada, uma vez que as espécies exóticas não são igualmente prejudiciais (Rejmanek 2014). Estima-se que entre 0,5 e 0,7% das árvores e arbustos descritos na literatura sejam atualmente invasoras (Pysek *et al.* 2004). Em uma meta-análise, Vilà *et al.* (2011) identificaram, por exemplo, o impacto das espécies de plantas exóticas sobre as comunidades vegetais havendo um incremento da biomassa e da produção primária líquida. Por outro lado, as demais variáveis de crescimento, abundância, diversidade e aptidão das plantas nativas são prejudicadas no processo de invasão (Vilà *et al.* 2011).

Estudos evidenciam a elevada modificação ocasionada pelo manejo humano na biodiversidade, em especial, no controle da composição, abundância e distribuição das espécies de plantas no ambiente urbano, em que os demais grupos taxonômicos (e.g. vertebrados, invertebrados e microorganismos presentes no solo) ficam sujeitos à nova composição e estrutura da comunidade vegetal nas cidades (Faeth *et al.* 2011). A profunda mudança do habitat no meio urbano confirma a associação documentada, por exemplo, entre o aumento da

densidade populacional humana e a diminuição da riqueza da comunidade nativa (Carboni *et al.* 2010), e a ampliação de áreas residenciais e a riqueza de plantas exóticas invasoras (Gavier-Pizarro *et al.* 2010). As alterações ambientais no meio urbano distorcem as características do ambiente e, por conseguinte, a distribuição espacial de espécies nativas e exóticas de plantas encontrada parece justificar-se por uma diferenciação de nichos e não somente pela disponibilidade de recursos (Ricotta *et al.* 2010). O ambiente urbano, portanto, condiciona a permanência e colonização de um conjunto específico de espécies exóticas e nativas (Kowarik 2011).

Ponderando o caráter global das espécies exóticas invasoras, estudos comparativos das floras podem elucidar a compreensão dos padrões gerais de invasões das plantas, promovendo um elo entre taxonomistas e ecólogos (Pysek *et al.* 2004). Entre os pesquisadores, a decisão não é unânime em incluir as espécies exóticas presentes nos estudos realizados ou até mesmo em destacá-las como tal, conforme esclarece Moro *et al.* (2012) quando o cenário é avaliado na situação nacional. Para estes autores, há a perda de informações úteis ao excluir as espécies naturalizadas e invasoras das listas publicadas (Moro *et al.* 2012). Ao revisar a flora do Brasil (Flora do Brasil 2020), Zenni (2015) diagnosticou presença das espécies não nativas em todos os domínios, em que o maior número de espécies naturalizadas esteve presente na Mata Atlântica. A presença humana e suas ações e atividades estiveram diretamente correlacionadas aos padrões de naturalização observados (Zenni 2015). Por meio de levantamento bibliográfico, identificou-se 177 espécies exóticas de plantas invasoras no Brasil, das quais apenas 30,5% possuem pelo menos um estudo qualitativo ou quantitativo em campo (Dias *et al.* 2013). Tais generalizações são fundamentais na identificação da situação atual da invasão.

As áreas protegidas são afetadas pelas espécies exóticas em suas diversas esferas: federal, estadual e municipal (Ziller 2006, Sampaio & Schmidt 2014, Ziller & De Sá Dechoum 2014). Em uma compilação de dados secundários a partir de listas de espécies para mais de 300 Unidades de Conservação (UC) Federais, Sampaio & Schmidt (2014) obtiveram um total de

144 espécies exóticas invasoras e, destas, 73,6% corresponderam a plantas vasculares. O levantamento inicial das espécies exóticas presentes nas Unidades de Conservação passa a ser, portanto, um fator primordial e ponto de partida das ações conservacionistas (Ziller 2009). Este panorama inicial acerca das invasões biológicas evidencia a necessidade do monitoramento e manejo (Sampaio & Schmidt 2014), especialmente com o objetivo de prevenir a entrada das espécies invasoras nas UC de modo a favorecer a viabilidade da conservação da biodiversidade (Ziller 2009).

Os Jardins Botânicos apresentam importante papel na introdução intencional de espécies vegetais com caráter econômico, medicinal, florestal e paisagístico, com objetivo conservacionista e ligado aos interesses antropocêntricos e, por isso, são considerados áreas fonte potenciais de espécies exóticas (Dawson *et al.* 2008, Hulme 2011, Heywood & Sharrock 2013). Dentre as 34 piores plantas invasoras no mundo, acredita-se que 19 tiveram sua introdução mediada pelo plantio em Jardins Botânicos (Hulme 2011). A conscientização deste efeito secundário promoveu a elaboração, por exemplo, de um “Código de Conduta em Espécies Exóticas Invasoras” (Heywood & Sharrock 2013) e de protocolos de risco (Dawson *et al.* 2008).

Considerando a atualidade e importância do tema, este trabalho mostra-se relevante por unir os principais fatores abordados: estudar a presença e o estágio de invasão por espécies exóticas de plantas num fragmento de vegetação pertencente à uma UC de Proteção Integral situada em meio à matriz urbana, onde a principal fonte de propágulos assumida é um Jardim Botânico. Ainda, acredita-se que os resultados obtidos por este trabalho possam subsidiar a elaboração das análises de risco (protocolo adaptado pelo Instituto Hórus) utilizadas pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

1.1. Arcabouço conceitual

A definição adotada para espécie exótica e categorização destas encontradas nos trechos estudados quanto ao estado de invasão seguiu o modelo de barreiras (Figura 7) e as definições adotadas por Richardson e colaboradores (2000).

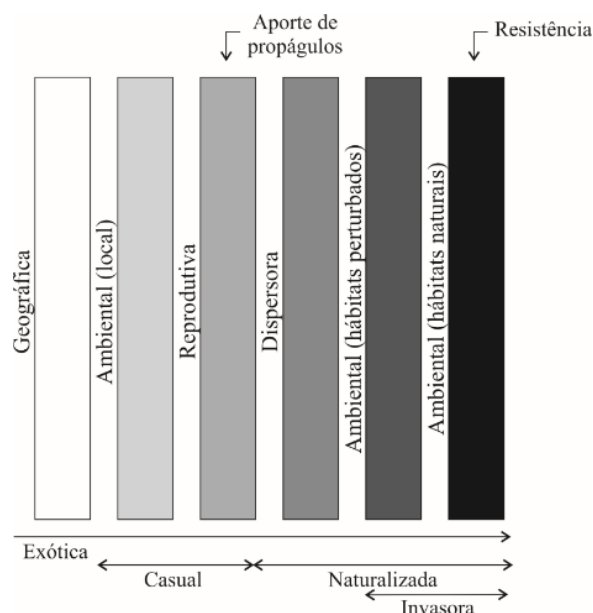


Figura 1. Esquema do processo de invasão baseado no modelo de barreiras definido por Richardson *et al.* (2000), redesenhado para apresentação nesta dissertação.

Segundo os autores, uma espécie é considerada exótica ao transpor uma barreira geográfica anteriormente limitante à expansão da sua área de ocorrência por meio do transporte pelo ser humano (Richardson *et al.* 2000). Os autores determinaram uma distância mínima entre a distribuição original e o novo local de ocorrência de pelo menos 100 km. Contudo, em revisões do modelo este parâmetro é retirado e uma área pré-definida em que a espécie naturalmente ocorre deve ser considerada (Pyšek *et al.* 2004, Richardson & Pysek 2006), contando com uma visão biogeográfica (Moro *et al.* 2012). No momento em que a espécie exótica é capaz de se reproduzir, mas ainda é dependente do aporte de propágulos fornecido pelo ser humano, é considerada como exótica casual. Esta categoria está associada à capacidade de sobrevivência no novo ambiente e ao início da transposição da barreira reprodutiva. Quando

a reprodução da espécie exótica é regular e capaz de manter uma população viável com baixa probabilidade de extinção, em que os juvenis se mantêm próximos às plantas parentais, a espécie pode ser considerada como exótica naturalizada (Richardson *et al.* 2000).

A próxima categoria é definida como exótica invasora para espécies com reprodução baseada em sementes e outros propágulos capazes de dispersá-los a mais de 100 m de distância da planta-mãe (fonte de inicial de propágulos) em um período inferior a 50 anos ao colonizar e sobreviver em ambientes naturais perturbados (Richardson *et al.* 2000). Finalmente, a última barreira a ser transposta é a do sucesso no estabelecimento em ambientes naturais não perturbados, sendo, então, consideradas como espécies invasoras de maior potencial (Richardson *et al.* 2000).

Outros três termos merecem destaque à interpretação do processo de invasão: ruderal, daninha e transformadora. Uma espécie ruderal pode ser nativa ou exótica do ponto de vista biogeográfico, o que a caracteriza é sua dominância em ambientes altamente perturbados. Diferentemente, a espécie daninha possui uma carga antropocêntrica conceitual, por conseguinte definida quando sua presença é indesejada pelo ser humano em determinado ambiente. Por fim, a espécie transformadora pode ser considerada como um subconjunto dentro das espécies exóticas invasoras, pois provoca mudanças profundas na comunidade vegetal (Richardson *et al.* 2000, Moro *et al.* 2012).

2. Objetivos

- Identificar as principais espécies vegetais arbóreas exóticas presentes nas áreas naturais do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga;
- Verificar como a presença e a abundância destas se relacionam com o grau de conservação do trecho de ocorrência;
- Definir quais espécies amostradas apresentam sinais de serem naturalizadas e quais de serem invasoras, com base na adaptação dos parâmetros definidos por Richardson *et al.* (2000).

Sendo assim, as hipóteses alternativas consideradas são:

- Há uma correlação negativa entre o grau de conservação do trecho estudado, a riqueza e a abundância de espécies vegetais exóticas;
- A proximidade das áreas naturais estudadas com o Jardim Botânico de São Paulo favorece a presença de espécies exóticas; em contrapartida, as espécies exóticas encontradas nas áreas estudadas mais distantes apresentam caráter invasor.

3. Material e Métodos

3.1. O Parque do Estado

O histórico de criação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) apresenta-se fortemente ligado à questão das águas. Objetivando-se a proteção da vegetação que recobria as nascentes dos riachos responsáveis pelo abastecimento de bairros no município de São Paulo (Rocha & Cavalheiro 2001), 12 lotes de sitiantes residentes no bairro da Água Funda foram desapropriados por meio do Decreto Estadual nº204 (São Paulo 1893), constituindo-se o Parque da Água Funda, há época com um total de 696,96 hectares (Barbosa *et al.* 2002). Contudo, detectou-se um baixo potencial para manancial na área, revertendo os cuidados do Parque para a então Seção de Botânica do Instituto Biológico (Rocha & Cavalheiro 2001).

O Parque da Água Funda passou a ser denominado Parque Estadual das Fontes do Ipiranga a partir da Lei nº10.353 (São Paulo 1969) e do Decreto nº52.281 (São Paulo 1969). Recentemente, seus limites foram alterados com a desafetação de parte da área ocupada pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo e de remanescentes de áreas seccionadas há época da construção da Rodovia dos Imigrantes visando regularização fundiária por meio da Lei nº14.944 (São Paulo 2013), nem todas com as quantidades específicas discriminadas. Nesta mesma Lei, 65.500 m² foram incorporados do espólio da família Burmaruf e houve permissão para concessão de uso para instalação de Centro de Exposições (São Paulo 2013). Dessa maneira, atualmente, acredita-se que a área total do PEFI seja em torno de 490 ha, a incerteza existe haja vista diferentes informações sobre os limites do parque dependendo da fonte consultada. Por conseguinte, apenas com um levantamento específico sobre os limites reais seria possível definir a área total exata desta Unidade de Conservação.

O PEFI está localizado entre os paralelos 23°38'08''S e 23°40'18''S e os meridianos 46°36'48''W e 46°38'00''W, com altitudes que variam entre 759 e 837 m (Barbosa *et al.* 2002, São Paulo 2006). Os limites do PEFI incorporam como unidades administrativas o Instituto de Botânica (IBt); o Jardim Botânico de São Paulo (JBSP); a Fundação Parque Zoológico; o Zôo

Safari; o Parque de Ciência e Tecnologia; o Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG) da Universidade de São Paulo; o Centro de Esporte, Cultura e Lazer (Centro Paraolímpico Brasileiro); o Centro de Atenção Integrada de Saúde Mental “Dr. David Capistrano da Costa Filho” (CAISM da Água Funda) (CONDEPEFI sd.) e a Polícia Militar.

O Jardim Botânico de São Paulo, que é administrado pelo Instituto de Botânica, teve início em 1928, quando o naturalista Frederico Carlos Hoehne foi convidado a implantar, a princípio, um horto botânico no PEFI (Rocha & Cavalleiro 2001). Fundado oficialmente em 1938, sua missão foi definida por Hoehne como a documentação da flora da capital de São Paulo contendo um “caráter genuinamente didático”, e, para isto, cerca de 36 ha foram destinados à visitação. Sob sua gestão e com o intuito de implantar uma coleção de palmeiras, desde 1933 passou a realizar intercâmbio de espécies desse grupo vegetal com instituições similares (Barbosa 2013). Considerando o histórico de criação do PEFI, o Jardim Botânico é o resultado da desapropriação de matas, capoeiras e pequenas chácaras, que isoladas de novas perturbações severas de bosqueamento forneceram condições para a regeneração natural de diversos trechos de vegetação.

A realização de ações de bosqueamento e introdução de espécies exóticas, de animais e de plantas, comuns na rotina de funcionamento especialmente das unidades administrativas Jardim Botânico de São Paulo, da Fundação Parque Zoológico e do Zôo Safari promovem alterações no seu interior, sobretudo na vegetação nativa utilizada como elemento paisagístico, proporcionando precedentes para possíveis invasões biológicas (São Paulo 2006).

3.2. Caracterização do PEFI

O fragmento de Mata Atlântica no PEFI sofreu uma redução de 27% de sua área original entre 1953 e 1994 devido à urbanização do entorno e no próprio parque (Pivello & Peccinini 2002). Inserido no Domínio Mata Atlântica, o PEFI contém espécies representativas de duas fitofisionomias distintas: a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecídua (Nastri *et al.* 1992, Barros *et al.* 2002). Em processo de recuperação há quase 100 anos (Barbosa

et al. 2002), é um dos poucos fragmentos que restaram de floresta atlântica de planalto (Pivello & Peccinini 2002) constituindo-se de uma ilha de vegetação em meio à malha urbana que está, portanto, sujeito a uma variedade de impactos. Apresenta mais de 1.500 espécies nativas somadas as floras fanerogâmica (Barros *et al.* 2002), a de briófitas (Visnadi 2015) e a de samambaias e licófitas (Hirai *et al.* 2016). Dentre as primeiras, mais de 40 enquadradas em alguma categoria de ameaça (Barros *et al.* 2002).

A matriz circundante aos limites do PEFI é composta por bairros residenciais e comerciais altamente urbanizados, onde as poucas árvores e palmeiras presentes estão isoladas e associadas ao paisagismo do calçamento ou internas a condomínios. A porção oeste da UC faz limite com a Rodovia dos Imigrantes (Figura 1). Após da aprovação do Plano de Manejo em 2008, as prefeituras do entorno do parque – São Paulo, Diadema e São Bernardo do Campo – remetem à análise do IBt os projetos paisagísticos das novas edificações implantadas em seu entorno de maneira a evitar a introdução de espécies exóticas invasoras ou com conhecido potencial de invasão. Cabe ressaltar que internamente tal procedimento também foi seguido quando da implantação do Centro Paralímpico.



Figura 2. Limite do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (em branco) em meio à matriz urbana, em São Paulo-SP.

Quanto à classificação de Köppen, o clima é temperado (Cwb), com temperatura média anual de 19,1 °C e precipitação média de 1.540 mm por ano (Santos & Funari 2002). Destaca-se que ao longo de oito décadas de monitoramento climatológico realizado pelo IAG, que conta com uma estação meteorológica interna à sua unidade administrativa no PEFI, alterações climáticas consideráveis foram registradas. O último relatório anual disponível apontou que a temperatura média e mínima anual referente ao ano de 2015 foram, respectivamente, 20,4°C e 16,3°C, ambas as maiores já registradas desde 1933, enquanto que a temperatura máxima média anual de 26,8°C foi a segunda maior do registro histórico. A precipitação pluviométrica aumentou em 30% quando comparada à média histórica (Camargo 2015).

O solo predominante no PEFI é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo com considerável acidez, possuindo pH entre 3,5 e 4,5 (Fernandes *et al.* 2002). O Plano de Manejo do PEFI aponta, também, a presença de argissolos e cambissolos (São Paulo 2006). A região de inserção desta Unidade de Conservação (UC) ocupa as Escarpas e Reversos da Serra do Mar e da Mantiqueira, dentro do Planalto Atlântico (Almeida 1958 *apud* São Paulo 2006), compreendido na bacia do Alto Rio Tietê, e incorporando as cabeceiras do Riacho do Ipiranga (justificativa para sua criação) (São Paulo 2006).

3.3. Áreas estudadas

Três diferentes trechos da vegetação nativa do PEFI foram amostrados: a área considerada como a de menor grau de perturbação é a mais distante do JBSP (Área 1); a de grau intermediário de perturbação (Área 2), apesar de limítrofe ao JBSP apresenta-se mais distante das coleções de palmeiras, árvores e arbustos exóticos quando comparada ao terceiro trecho, de maior grau de perturbação (Área 3) em decorrência desta ser lindante à área de visitação do JBSP (Figura 2). O Jardim Botânico é, neste estudo, considerado como a fonte principal e mais antiga de propágulos (sementes e frutos) de espécies exóticas vegetais de porte arbóreo e arbustivo.

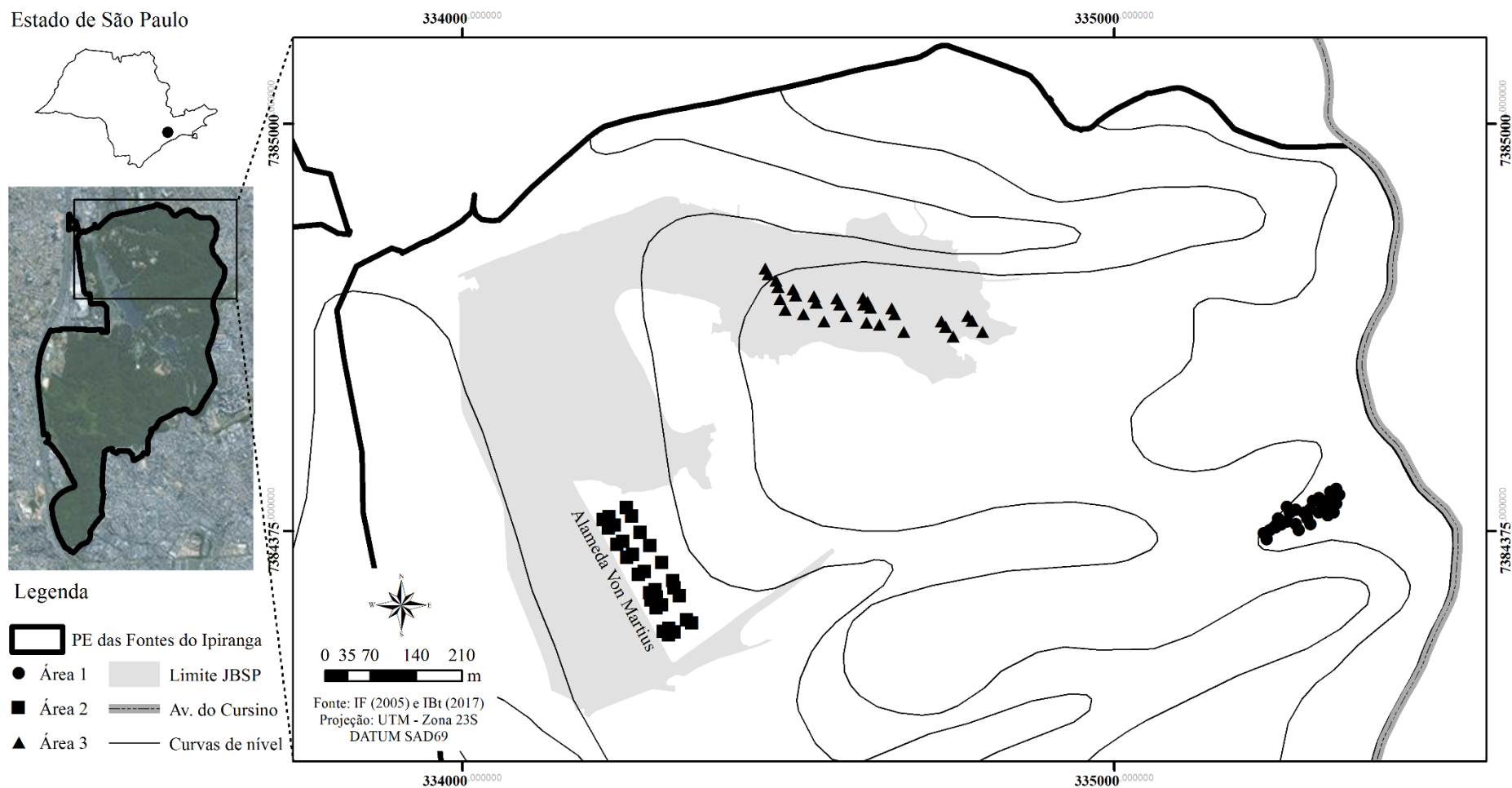


Figura 3. Localização das parcelas distribuídas nas três áreas amostradas (Área 1 = menor grau de perturbação, Área 2 = grau intermediário de perturbação, Área 3 = maior grau de perturbação) na vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo-SP. JBSP = Jardim Botânico de São Paulo.

Os níveis de perturbação considerados são corroborados pelo histórico de estudos de vegetação realizados nesta área protegida (De Vuono 1985, Nastri *et al.* 1992, Gomes & Mantovani 2000, Gomes *et al.* 2002, Pivello & Peccinni 2002, Peccinni & Pivello 2002, Gomes *et al.* 2003, Villagra & Romaniuc-Neto 2011, Hirata *et al.* 2010). Em um mapeamento do histórico do uso do solo desta Unidade de Conservação de 1953 a 1994 (Peccinini & Pivello 2002), o trecho da vegetação que contém a Área 1 manteve-se na mesma categoria como “floresta com dossel heterogêneo”, onde apenas o porte da vegetação se alterou ao longo do tempo. Como de 1994 à presente data este trecho não sofreu intervenções diretas como ocorrência de fogo, a derrubada de árvores ou o bosqueamento, encontra-se pelo menos há 64 anos sem alterações antrópicas severas. Ressalta-se que esta área dista cerca de 150 m do perímetro do Parque (limite leste com a Avenida Cursino). O estado de baixa perturbação tem sido corroborado por trabalhos recentes realizados sobre ciclagem de nutrientes (Moraes 2002, Dos Santos 2014, Bazi & Gomes 2015, Vieira 2015, Bazi & Gomes 2016) e dinâmica da comunidade vegetal (Davison 2006, Davison 2009, Carvalho *et al.* 2011, Kondrat 2014).

A Área 2 é limítrofe à Alameda Von Martius pertencente ao JBSP. Considerada como de perturbação intermediária, apresentou uma composição florística e estrutural compatíveis com ambientes perturbados ao ser estudada da borda ao interior da floresta por Tanus *et al.* (2012).

O terceiro trecho de estudo (Área 3) está inserido na vegetação pertencente ao JBSP adjacente à Trilha da Terra Batida, onde é utilizada diariamente para visitação e ações de Educação Ambiental. Esta porção da floresta foi amostrada quanto aos seus padrões florísticos por Hirata *et al.* (2010), que indicou influencia das trilhas presentes no estabelecimento de espécies na vegetação.

3.4. Procedimentos de campo

A Área 1 tem sido estudada desde 2005 (Processo IBt 01.19/2005) por meio da implantação de transectos distribuídos em uma área 60 x 180 m (Davison 2006, Kondrat 2014)

que, posteriormente, foi subdividida em 108 parcelas de 10 x 10 m (Figura 3). Destas, 30 foram sorteadas para amostragem dos trabalhos de ciclagem de nutrientes e são as mesmas utilizadas no presente estudo.

91	92	93	94	95	96	97	98	99	26	101	102	103	104	105	106	107	108
86	85	76	75	5	6	15	17	25	27	34	36	45	47	54	56	64	67
87	84	77	74	3	8	13	18	23	100	35	38	43	46	53	58	63	68
88	83	78	73	2	7	14	16	24	28	33	39	44	49	52	59	62	66
89	82	79	72	4	9	12	19	22	29	32	40	42	48	51	60	65	69
90	81	80	71	1	10	11	20	21	30	31	37	41	50	55	57	61	70

10 m

Figura 4. Croqui da disposição das parcelas amostradas, destacadas em cinza, na Área 1 (menor grau de perturbação).

As parcelas estudadas na vegetação com perturbação intermediária (Área 2) correspondem de maneira ampliada às amostradas por Tanus *et al.* (2012). Assim, 30 parcelas quadradas de 100 m² foram montadas parcialmente sobrepostas às parcelas circulares de 3,99 m de raio (50 m²) aproveitando-se as identificações botânicas já disponíveis. As distâncias do centro da parcela de 05, 15 e 45 m a partir da borda do fragmento da floresta foram mantidas (Figura 4).

Na área com maior grau de perturbação (Área 3), dez linhas contendo 3 parcelas de 10 x 10 m cada foram aleatoriamente implantadas em um trecho pré-definido da vegetação ao redor da Trilha da Terra Batida para a amostragem. Em cada linha instalou-se duas parcelas contíguas a norte da Trilha, mais próximas à área de visitação, e uma parcela ao sul (Figura 5).

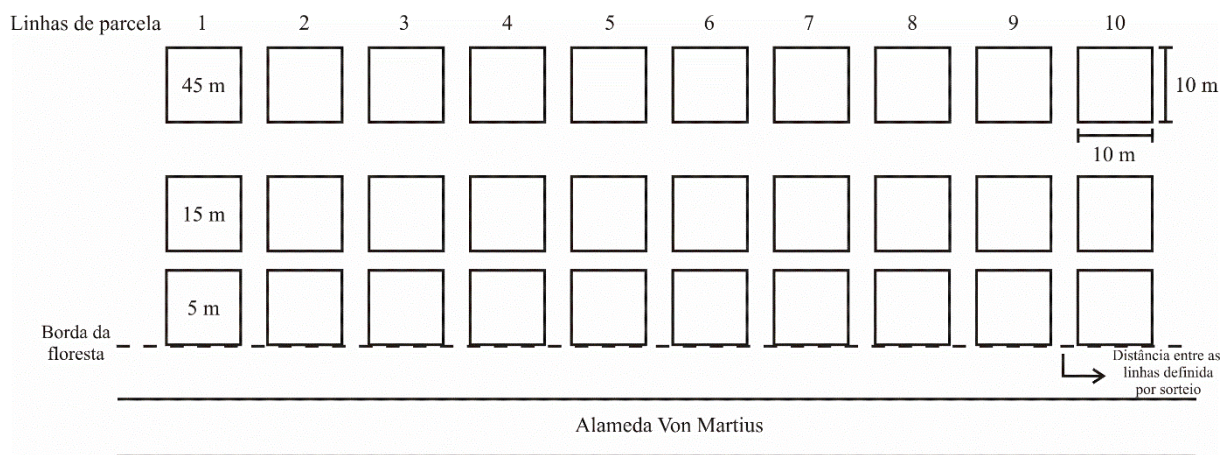


Figura 5. Croqui da disposição em campo das parcelas da Área 2 (grau intermediário de perturbação). As distâncias entre as parcelas foram esquematizadas de maneira arbitrária, apenas para ilustração; as distâncias reais foram sorteadas acompanhando o desenho experimental de Tanus *et al.* (2012).

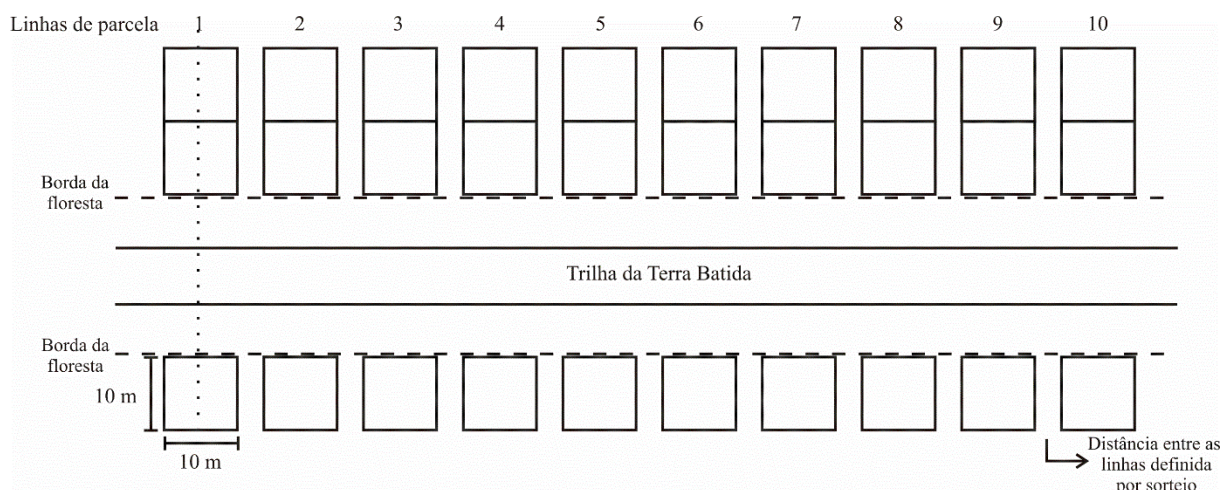


Figura 6. Croqui da distribuição das parcelas na Área 3 (maior grau de perturbação). As distâncias entre as parcelas foram esquematizadas de maneira arbitrária, apenas para ilustração; as distâncias reais foram sorteadas considerando o comprimento total da vegetação passível de amostragem na Trilha da Terra Batida. Apenas uma linha de parcelas (.....) é destacada.

O universo amostral em cada trecho de vegetação natural estudado foi equivalente. Na Área 1 realizou-se o sorteio dentre 10.800 m² de floresta; o sorteio das distâncias entre as linhas da Área 2, realizadas por Tanus e colaboradores (2012) foi feito em um trecho de floresta de

200 m por 50 m, portanto, 10.000 m². Na Área 3 as linhas das parcelas foram implantadas ao longo de 326 m de trilha por, aproximadamente, 40 m (somando-se as larguras das parcelas e a média da largura da Trilha), portanto, com um universo amostral de 13.040 m². Cada área estudada possuiu 30 parcelas de 10 x 10 m, totalizando 9.000 m² (0,9 ha) amostrados.

O primeiro estudo de estrutura da vegetação realizado no PEFI por De Vuono (1985) já indicou a presença de espécies arbóreas exóticas na vegetação nativa. Outros 11 trabalhos de florística, fitossociologia e dinâmica populacional (Da Costa & Mantovani 1992, Gomes 1992, Nastri *et al.* 1992, Knobel 1995, Gomes 1998; Pivello & Peccinini 2002, Davison 2006, Davison 2009, Hirata *et al.* 2010, Tanus *et al.* 2012, Kondrat, 2014) desde então foram realizados em diferentes trechos da UC (mais de 10.000 indivíduos registrados) e, sempre que encontradas, as espécies exóticas foram discriminadas. Ainda, em manuscrito específico, Catharino & Silva (2007) indicaram as principais espécies invasoras presentes no Parque. Os registros anteriores, somados às indicações de espécies exóticas com potencial de invasão documentados na literatura para outras UC (Ziller 2006, Sampaio & Schmidt 2014) e previamente identificadas por observação pessoal do Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes em diferentes locais do PEFI compuseram uma lista guia (Tabela 1), a partir da qual foram buscados os indivíduos com altura ≥ 1 m. Destaca-se que eventuais espécies exóticas encontradas no momento da identificação taxonômica foram incluídas.

Tabela 1. Lista das famílias e espécies exóticas determinadas para buscas em campo durante a amostragem deste estudo e respectivas fontes de registros prévios no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.

Família	Espécies exóticas	Referência
Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> H.Wendl. & Drude	Catharino & Silva (2007), Hirata <i>et al.</i> (2010), Tanus <i>et al.</i> (2012)
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	Catharino & Silva (2007), Kondrat (2014)
Asparagaceae	<i>Dracaena fragans</i> (L.) Ker Gawl.	Davison (2009) - <i>Dracaena</i> sp.
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Catharino & Silva (2007), Tanus <i>et al.</i> (2012)
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Catharino & Silva (2007)
Arecaceae	<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. ex Mart.	Catharino & Silva (2007)
Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav.	Observação pessoal
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Observação pessoal
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	Observação pessoal
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	Observação pessoal
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	Observação pessoal
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	De-Vuono (1985), Nastri <i>et al.</i> (1992), Catharino & Silva (2007)
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Peccinini & Pivello (2002)
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Observação pessoal
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Observação pessoal

A amostragem compreendeu duas classes de tamanho: o regenerante e o dossel florestal. No estrato regenerante, aqui considerados os indivíduos com altura ≥ 1 m e diâmetro a altura do peito (dap) $< 4,8$ cm, foram mensurados, para os exóticos, os parâmetros de altura, dap (quando houve), maior e menor diâmetro da copa e localização do exemplar na parcela; e para os nativos, a densidade. No estrato do dossel todos os indivíduos (exceto trepadeiras e epífitas) com dap $\geq 4,8$ cm (correspondente à perímetro à altura do peito $\geq 15,0$ cm, geralmente utilizado

em outros trabalhos) foram amostrados mantendo-se os mesmos parâmetros para os indivíduos exóticos, e para os nativos, medidas de dap e coleta de material botânico foram acrescidas. A determinação em campo dos exemplares exóticos foi auxiliada por meio da elaboração de chave dicotômica contendo caracteres vegetativos das espécies adotadas (Anexo I) e de fichas contendo fotos das espécies em diversos estágios do seu desenvolvimento, juntamente ao diagnóstico das características importantes na distinção entre espécies similares taxonomicamente (Anexo II). Todo o material botânico coletado foi herborizado utilizando-se a estrutura do Núcleo de Ecologia do Instituto de Botânica e identificado até nível específico, sempre que possível, contando com a parceria da Pesquisadora Ms. Sônia Aragaki pertencente ao Núcleo de Pesquisa Curadoria do Herbário do Instituto de Botânica.

A cobertura de cada espécie exótica por parcela foi estimada aproximando-se a área da copa de cada indivíduo à elipse, dividindo-se por quatro a multiplicação de π pelo menor diâmetro da copa e pelo maior diâmetro da copa.

A abertura de dossel foi estimada por fotografias hemisféricas com o objetivo de determinar as variações de luminosidade entre as áreas. Uma lente hemisférica Nikon FC-E8 Fisheye foi acoplada a uma câmera fotográfica digital Nikon Coolpix 4.300 a fim de proporcionar um ângulo de visão de 183°. O conjunto foi alocado sobre um tripé ajustável nivelado horizontalmente no centro de cada parcela a 1,0 m do solo (Figura 6), com foco no infinito (Perigolo 2014) e ajustada em modo automático. As fotografias foram obtidas em dias nublados, evitando-se regiões brilhantes na imagem (Promis *et al.* 2011) e no período da manhã até as 10h ou ao final do dia, após as 15h (Nascimento *et al.* 2007).

O procedimento para obtenção das fotografias consistiu na captura de três imagens em dias distintos nas diferentes áreas, obtendo-se o valor médio e respectivo erro padrão. Na área com maior grau de perturbação, a obtenção iniciou-se em 23 agosto de 2016 com término em 09 setembro de 2016 coletando-se um total de 180 fotos, três pseudo-réplicas em cada um dos dois dias nas 30 parcelas. O período de amostragem nas parcelas pertencentes ao trecho com

perturbação intermediária estendeu-se de 01 junho a 23 agosto de 2016, totalizando 270 fotografias, três pseudo-réplicas em três dias distintos nas 30 parcelas. Finalmente, amostrou-se um total de 102 fotos na área com menor grau de perturbação no período de 02 a 09 setembro de 2016 (três pseudo-réplicas em cada uma das 30 parcelas, e em 4 destas, as réplicas foram tiradas em dois dias distintos).



Figura 7. Câmera fotográfica digital Nikon Coolpix 4.300 com lente hemisférica Nikon FC-E8 Fishey acoplada, sobre um tripé a 1 m do solo no centro da parcela, exemplificando a metodologia de obtenção das fotografias hemisféricas.

O cálculo da porcentagem de abertura de dossel de cada parcela foi obtido por meio do tratamento das fotografias hemisféricas no programa ImageJ versão 1.49 (Schneider *et al.* 2012). As fotografias foram deixadas em preto e branco, com a correção automática do balanço da conversão dos pixels coloridos em pretos e brancos, minimizando as regiões em que houve refração de luz em troncos e folhas (Anexo III). A proporção da quantidade de pixels brancos

(= abertura do dossel) em relação ao círculo central da lente foi calculada na planilha eletrônica MS-Excel.

Neste presente trabalho, visando a categorização das espécies exóticas amostradas no processo de invasão definido por Richardson e colaboradores (2000), levou-se em consideração o tempo de plantio das coleções do Jardim Botânico (momento de introdução da espécie no novo ambiente) na determinação da potencial fonte inicial de propágulos. Para tanto, as informações foram confrontadas entre os Relatórios anuais do PEFI anteriores a 1966, o registro das plantas do Jardim Botânico de São Paulo (Hoehne [193-]), Hoehne *et al.* (1941) e o Livro Tombo da Comissão de Introdução de Plantas (1985). A fim de se determinar a distância entre estes e os indivíduos exóticos internos às parcelas amostradas, aproveitou-se o cadastro arbóreo existente do JBSP. As localizações dos indivíduos ausentes no cadastro foram obtidas por meio do uso de GPS Garmim modelo etrex 30x. Os indivíduos adultos exóticos presentes nas proximidades dos trechos de estudo, externos ao limite de visitação do JBSP, mas internos ao PEFI, foram adicionalmente mapeados por serem potenciais fontes de propágulos.

As coordenadas foram plotadas e a partir destas foram gerados mapas utilizando-se o programa ArcGIS versão 10.0 (Esri 2011) com suporte do Google Earth. A partir dos pontos importados geraram-se camadas editáveis, e as distâncias entre o indivíduo adulto exótico mais antigo e mais próximo ao existente no interior das parcelas foram mensuradas elaborando-se matrizes de distância por meio do programa livre Quantum GIS v. 2.18.3 (Quantum Gis Development Team 2016).

As distâncias entre o indivíduo adulto destacado como provável fonte de propágulos e os espécimes exóticos presentes no interior das parcelas foram transformadas para uma escala ordinal, uma vez que distâncias muito grandes distorciam a ordenação dos dados nas análises exploratórias previamente realizadas. Atribuiu-se maior valor para os pares de indivíduos mais distantes entre si, ou seja, amplificando a importância da dispersão de propágulos das espécies

exóticas nos intervalos de escala geométrica definidos com base em Chapman *et al.* (2007) (Tabela 2).

Tabela 2. Categorias ordinais adotadas para equivalências das distâncias entre a fonte assumida de propágulos e o espécime exótico presente nas parcelas, em intervalos de escala geométrica definidos com base em Chapman *et al.* (2007).

Distância (m)	Categoria
até 100	1
101 - 300	2
301 - 700	3
701 - 1500	4
> 1500	5

3.5. Análise de dados

Adotou-se o sistema *Angiosperm Phylogeny Group III* (Bremer *et al.* 2009) para a nomenclatura final das famílias identificadas, aproveitando-se dos recursos de atualização integrada de consulta ao banco de dados dos Jardins Botânicos Royal, Kew e Missouri (The Plant List 2013) por meio do *Taxonomic Resolution Service* (Boyle *et al.* 2013). As famílias Asteraceae e Fabaceae, ausentes de atualização nomenclatural neste banco de dados, foram consultadas individualmente na Flora do Brasil (Flora do Brasil 2020). A categorização das espécies exóticas foi realizada com o uso da base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil (Instituto Hórus 2017), uma vez que outras responsáveis pelo registro de ocorrências de espécies, e.g. Trópicos, Kew e Gbif, documentam as inserções dessas espécies nas coleções botânicas ao redor do mundo, não deixando prontamente clara o quão real é a sua origem biogeográfica. Dessa maneira, optou-se pela consulta na base nacional, mesmo que ainda não seja a oficial, contribuindo para o seu fortalecimento.

Para a realização das análises estatísticas, elaborou-se a matriz de espécies por áreas por parcelas indexadas por área utilizando-se a função “*cast*” pertencente ao pacote “*reshape*” (Wickham 2007) por meio do programa estatístico R (R Core Team 2016). O respectivo *script* está disponível no Anexo IV.

Os parâmetros usuais (abundâncias absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância relativa, índice de valor de importância e índice de valor de cobertura) de estrutura da vegetação foram calculados por meio do uso do programa FITOPAC 2.1.2.85 (Shepherd 2010), obtendo-se também a matriz de dados de área basal por parcela de cada área. A partir dessas informações e com o objetivo de verificar se há diferenças entre as densidades de espécimes exóticos das áreas estudadas, a análise de variância de um fator (ANOVA 1-fator) para múltiplas amostras foi aplicada. Os testes usuais de normalidade do conjunto de dados (Shapiro-Wilk) e de homogeneidade das variâncias (Levene) foram realizados *a priori*, e em caso violação de alguma destas premissas, a análise não paramétrica equivalente foi adotada

(Kruskal-Wallis). Havendo diferença significativa, análises *post hoc* foram realizadas por meio do teste de Tukey-Kramer (paramétrico) ou por comparações estatísticas par-a-par pelo teste de Mann-Whitney (não paramétrico), buscando identificar as diferenças significativas entre os pares de comparação. Estas análises foram executadas no programa PAST v.3.14 (Hammer *et al.* 2001). Gráficos exploratórios da abundância relativa e do logaritmo natural da abundância de exóticas nas diferentes áreas, com as respectivas medidas de erro padrão, foram elaborados com o objetivo de comparar as duas classes de tamanho.

Para a comparação das riquezas de espécies encontradas entre os conjuntos de amostragem (Áreas 1, 2 e 3) realizou-se a rarefação por indivíduos (total de 1.000 simulações) na presença e na ausência das espécies exóticas da comunidade, buscando controlar as diferenças do esforço amostral individual (Krebs 1989). A diversidade entre as três áreas de estudo foi avaliada por meio do perfil de diversidade (*Diversity profile*) o qual permite que a riqueza e a abundância relativa de cada espécie, as quais apresentam diferentes pesos em diferentes índices de diversidade, sejam analisadas simultaneamente. O perfil parte da fórmula geral de Renyi, o Renyi *index* (Tothmeresz 1995), cuja equação geral depende de um parâmetro alfa. Para $\alpha = 0$, a função fornece o número total de espécies, ou seja, a riqueza. Para $\alpha = 1$ o índice é proporcional ao índice de Shannon, enquanto para $\alpha = 2$ retorna um índice que se comporta como o índice de Simpson, atribuindo maior peso à abundância relativa das espécies. O perfil é representado em um gráfico alfa vs. valores, ao qual é ajustada uma curva para cada área, permitindo a visualização simultânea dos índices. As estimativas de rarefação e os perfis de diversidade foram obtidos por meio do programa estatístico PAST v.3.14 (Hammer *et al.* 2001), na presença e na ausência de espécies exóticas.

A avaliação conjunta das três áreas foi realizada de maneira exploratória e descritiva por meio de Análise de Coordenadas Principais (PCoA) utilizando-se a matriz de abundâncias previamente descrita, mas excluindo-se as raras (consideradas aqui como espécies que apresentaram apenas um indivíduo). A PCoA foi realizada na presença e na ausência dos

indivíduos exóticos existentes no estrato do dossel, buscando-se avaliar a contribuição das exóticas para a comunidade nativa. O índice utilizado para a construção da matriz foi de distância de corda (Orloci 1967). A distância de corda calcula novos valores para a matriz de abundância considerando as proporções de indivíduos entre as amostras (parcelas), sendo insensível a duplos zeros (Buttigieg & Ramette 2014). Esta distância pode ser obtida a partir da transformação da matriz bruta (espécies por sítios amostrais) em uma matriz padronizada por linha e, então, da realização do cálculo da distância Euclidiana (Legendre e Gallagher 2001). O valor máximo da distância de corda é atribuído a amostras completamente diferentes (Legendre & Legendre 2012).

Com o objetivo de determinar se a presença das espécies exóticas proporciona a homogeneização taxonômica das comunidades, os testes multivariados de similaridade ANOSIM e SIMPER foram aplicados aos conjuntos de amostragem entre as áreas com e sem espécies exóticas e, então, comparados. O teste não-paramétrico de análise de similaridade de um fator (ANOSIM) proporciona a verificação do quão única é a estrutura da matriz de dados, neste caso, das espécies encontradas em cada uma das áreas, por meio da conversão das abundâncias em medidas de similaridade, retornando o valor de R e o nível de significância (p). O valor de R da ANOSIM compara as dissimilaridades entre os níveis adotados, i.e. entre as áreas amostradas, às dissimilaridades encontradas dentro dos níveis, ranqueando-as (Buttigieg & Ramette 2014). Este valor, que varia de -1 a 1, proporciona uma visão sobre a distinção das comunidades; quanto mais próximo de 1, maior é a separação entre os níveis adotados (Buttigieg & Ramette 2014). A ANOSIM pode ser considerada como uma análise complementar à visualização do conjunto de dados proporcionada pelo escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), já que é capaz de testar hipóteses estatísticas (obtenção do valor de p) (Buttigieg & Ramette 2014). Neste estudo, a ANOSIM está sendo aplicada de maneira complementar à PCoA, acima descrita. A porcentagem de similaridade (SIMPER), por sua vez, retorna a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média global entre as

comunidades (fatores) como ferramenta para suportar os resultados obtidos na ANOSIM. A medida de similaridade utilizada para a ANOSIM foi a distância de corda e para a SIMPER foi Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957 *apud* Hammer *et al.* 2001). Os testes estatísticos foram realizados no programa PAST v.3.14 (Hammer *et al.* 2001).

Buscando definir as espécies e assembleias de espécies indicadoras com base na comparação de ocorrência e abundância das mesmas que caracterizassem grupos de áreas (Legendre & Legendre 2012), a análise de espécies indicadoras de agrupamento (INDVAL) foi calculada para as comunidades totais e nas consideradas sem as espécies exóticas. O valor do INDVAL para cada espécie e os respectivos níveis de significância foram obtidos utilizando-se a função “*indval*” (Dufrene & Legendre 1997) pertencente ao pacote “*labdsv*” (Roberts 2016), com 1.000 randomizações, por meio do programa estatístico R (R Core Team 2016). O *script* disponível no Anexo IV, seleciona como resultado final apenas as espécies em que houve significância. O valor indicador de cada espécie foi multiplicado, *a posteriori*, por 100 conforme Dufrene e Legendre (1997).

Utilizou-se o teste univariado de correlação linear r (Pearson) para determinar o grau de correlação entre: i) a distância do indivíduo fonte mais antigo nos limites do JBSP e o número de indivíduos exóticos nas parcelas; ii) a distância mínima da fonte de propágulos e a abundância de espécimes exóticos nas parcelas amostradas. Nos casos em que mais de uma espécie exótica esteve presente na mesma parcela, o valor médio das distâncias foi apresentado. Os testes usuais de normalidade do conjunto de dados (Shapiro-Wilk) e de homogeneidade das variâncias (Levene) foram obtidos *a priori*, e em caso violação de alguma destas premissas, a análise não paramétrica equivalente foi adotada (Spearman). Estas análises foram realizadas no programa PAST v.3.14 (Hammer *et al.* 2001).

O nível de significância aplicado a todas as análises, independentemente do programa estatístico utilizado, foi $p < 0,05$. Com o objetivo de evitar possíveis redundâncias das espécies,

os espécimes em que não foi possível a identificação a nível específico foram excluídos das análises.

Uma Análise dos Componentes Principais (PCA) foi aplicada para a avaliação integrada entre as áreas das seguintes variáveis: área basal por parcela, porcentagem da abertura do dossel, cobertura das exóticas, distâncias categorizadas entre o indivíduo adulto fonte mais antigo e o exótico na parcela, distâncias categorizadas entre o indivíduo fonte mais próximo e o exótico na parcela, e abundância de regenerantes exóticos. Os valores das variáveis foram normalizados por meio da operação matemática $[(x - \text{média}) / \text{desvio padrão}]$.

Por fim, os dados presentes nos Relatórios Anuais do PEFI, juntamente às demais bibliografias consultadas, e as distâncias mensuradas foram confrontados. Nos casos em que nas buscas bibliográficas não foi possível a determinação do(s) indivíduo(s) fonte mais antigo(s) presente(s) no JBSP, adotou-se a distância mínima entre o adulto exótico externo à parcela e o exótico amostrado na categorização das espécies como invasoras ou naturalizadas conforme as premissas apontadas por Richardson *et al.* (2000), em escala local.

4. Resultados

Ao considerar o estrato do dossel na presença das exóticas, a área com menor intensidade de perturbação (Área 1) apresentou 476 indivíduos distribuídos em 39 famílias e 103 espécies. Na área de nível intermediário de perturbação (Área 2) obteve-se 41 famílias e 130 espécies a partir de uma amostragem com 587 indivíduos; e, por fim, na considerada como de maior perturbação (Área 3) houve a identificação de 521 indivíduos, divididos em 40 famílias e 105 espécies. A área basal não diferiu entre os locais (ANOVA 1-fator, $F = 0,08213$, $p > 0,05$, Tabela 3, Anexo V), assim como as densidades dos indivíduos de dossel (ANOVA 1-fator, $F = 2,48$, $p > 0,05$, Tabela 3, Anexo V).

Tabela 3. Descritores quantitativos do dossel florestal das áreas de menor nível de perturbação (Área 1), de nível intermediário de perturbação (Área 2) e de maior nível de perturbação (Área 3). Os valores representam a média \pm erro padrão. Teste estatístico ANOVA 1-fator.

	Área 1	Área 2	Área 3
Área basal ($m^2.ha^{-1}$)	32,076 \pm 0,03 ^a	32,043 \pm 0,02 ^a	32,851 \pm 0,02 ^a
Densidade absoluta (indiv.ha ⁻¹)	1586,67 \pm 91,06 ^a	1956,67 \pm 131,89 ^a	1736,67 \pm 99,71 ^a

Quando considerados apenas os indivíduos exóticos, a Área 1 apresentou densidade de 43 indivíduos por hectare, que foi significativamente menor (Kruskal-Wallis, $H=7,874$ $p < 0,05$) do que as Áreas 2 e 3 (Tabela 4). As espécies exóticas *Coffea arabica* L. e *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. foram as únicas presentes na Área 1, e tiveram ocorrência também nas Áreas 2 e 3 contando com, respectivamente, 20 e 50 indiv.ha⁻¹, e 10 e 57 indiv.ha⁻¹. A área com menor grau de perturbação apresentou apenas exemplares de espécies exóticas no estrato regenerante.

A Área 3 apresentou a maior riqueza de espécies exóticas (sete espécies). Com exceção das espécies exóticas comuns às três áreas, *C. arabica* e *L. chinensis*, apenas *Syzygium jambos* (L.) Alston está presente em ambas as áreas de maior perturbação, sendo mais abundante na Área 2 que na Área 3.

Considerando a distribuição original das espécies, determinada através da Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil, o continente asiático é fornecedor de quatro espécies, seguido pelo Australiano e o Africano, com duas espécies cada, e a América Central e a do Norte, com uma espécie cada (Tabela 4).

Tabela 4. Densidade (indivíduos.hectare⁻¹) das espécies exóticas dos estratos regenerante (altura ≥ 1 m e dap $<4,8$ cm) e dossel (dap $\geq 4,8$ cm) da vegetação por área de estudo dentro do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação. Origem das espécies exóticas: Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. Teste estatístico de Mann-Whitney.

Família	Espécies Exóticas	Origem	Densidade (indiv.ha ⁻¹)		
			Área1	Área2	Área3
Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude	Austrália	-	-	36,7
Arecaceae	<i>Caryota urens</i> L.	Ásia	-	-	10,0
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	África	36,7	20,0	50,0
Asparagaceae	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	África	-	-	13,3
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ásia	-	3,3	-
Arecaceae	<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. ex Mart.	Ásia	6,7	10,0	56,7
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	América Central	-	26,7	-
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp.	América do Norte	-	3,3	-
Pittosporaceae	<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	Austrália	-	-	20,0
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Ásia	-	96,7	26,7
Total			43,3 ^a	160,0 ^b	213,3 ^b

No estrato regenerante, a Área 1 apresentou 1.429 indivíduos (nativos e exóticos). Na Área 2, por sua vez, foram encontrados 3.070 indivíduos e na Área 3, 1.804 indivíduos. No estrato regenerante, os exemplares das espécies exóticas na Áreas 1, 2 e 3 representaram, respectivamente, 0,90% \pm 0,01% (erro padrão), 1,36% \pm 0,02% e 2,68% \pm 0,03%. As espécies

exóticas no dossel florestal representaram, respectivamente, $1,30\% \pm 0,009\%$ e $2,77\% \pm 0,02\%$ nas Áreas 2 e 3 (Figura 8).

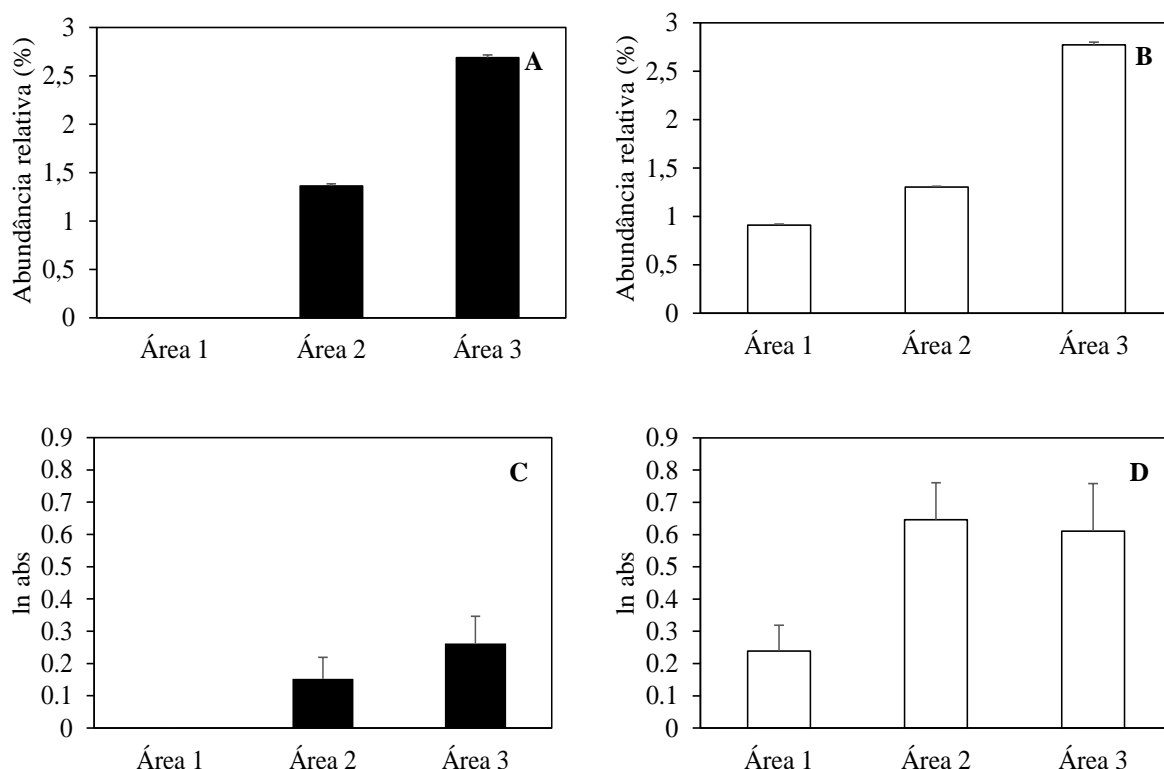


Figura 8. Soma das abundâncias relativas (A-B) e média do logaritmo natural das abundâncias (C-D) de indivíduos exóticos nos estratos de dossel (preenchido) e regenerante (vazio), com as respectivas medidas de erro padrão. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

A comparação entre as diferentes maneiras de representar os dados de abundâncias das espécies exóticas (Figura 8), mostra tanto em valores absolutos como proporcionais um padrão similar para o estrato de dossel, em que a área mais perturbada apresenta uma tendência de conter, proporcionalmente, maior quantidade de indivíduos exóticos. Nesse estrato, Área 1 é significativamente distinta da Área 2 (Kruskal-Wallis, $H=5,855$ $p < 0,05$), sendo que os demais pares de comparações não diferem no dossel florestal. Contudo, a abundância de exóticas da Área 2 é equivalente à da Área 3 (Mann-Whitney, $z = -0,97586$, $p > 0,05$). A abundância de exóticas da Área 1, mesmo quando logaritmizada, continua sendo a menor.

Com o número de indivíduos fixado, as curvas de rarefação, na presença (Figura 9-A) e na ausência (Figura 9-B) de espécies exóticas, mostram que não há diferença nas riquezas de cada uma das áreas devido à sobreposição dos intervalos de confiança gerados. Contudo, observa-se que para a Área 2 há um ponto a partir do qual a quantidade de espécimes amostrada pode proporcionar diferença significativa da riqueza observada em relação aos demais trechos, e este ponto é antecipado na presença de espécies exóticas. A comunidade nativa da Área 2 possui riqueza significativamente distinta das demais aos 400 espécimes, já com a adição das exóticas, a quantidade de espécimes necessária à diferenciação significativa da riqueza da Área 2 passa a ser 350 indivíduos. De maneira geral, quando sobrepostas, a maior inclinação das curvas para a comunidade com espécies exóticas indica maior taxa de acúmulo de espécies.

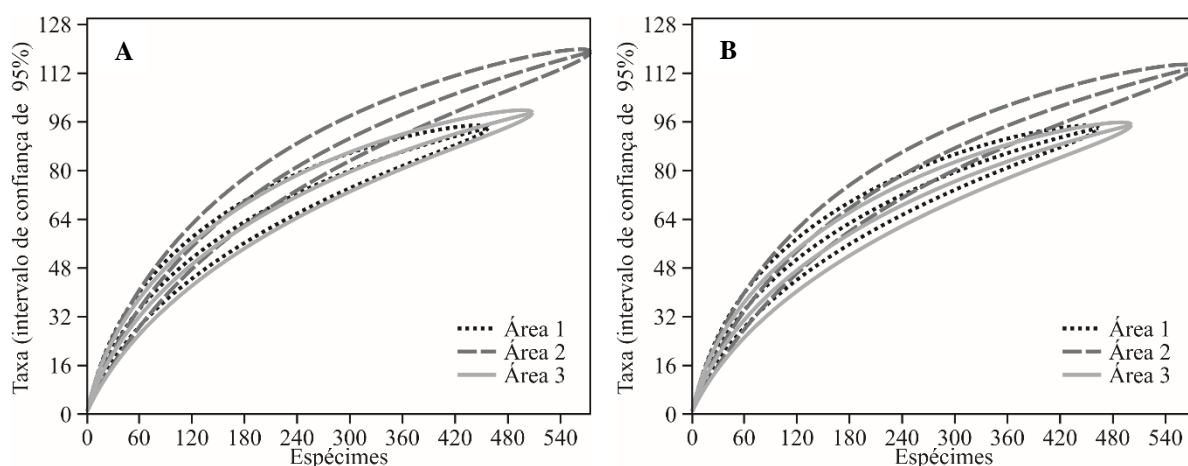


Figura 9. Curvas de rarefação individual executadas com 1.000 simulações, na presença (A) e na ausência (B) das espécies exóticas. As barras ao redor das médias centrais indicam os intervalos de confiança em 95%. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

O perfil de diversidade (Figura 10) mostra que quando o componente da equabilidade não é considerado, a Área 2 sempre é a mais rica. A presença das espécies exóticas proporciona maior riqueza à Área 3 quando comparada à Área 1. Ao ser adicionada a equabilidade, ou seja, a abundância relativa das espécies, por meio da aplicação dos índices equivalentes aos de Shannon e de Simpson, há o cruzamento dos perfis de diversidade e a Área 1 pode ser considerada como a de maior diversidade, independentemente dos cenários estudados. A

ausência das espécies exóticas nas comunidades, desloca o encontro dos perfis das Áreas 1 e 2. Ainda, a área possuindo menor nível de perturbação apresenta diversidade superior à área próxima ao JBSP, com maior nível de perturbação.

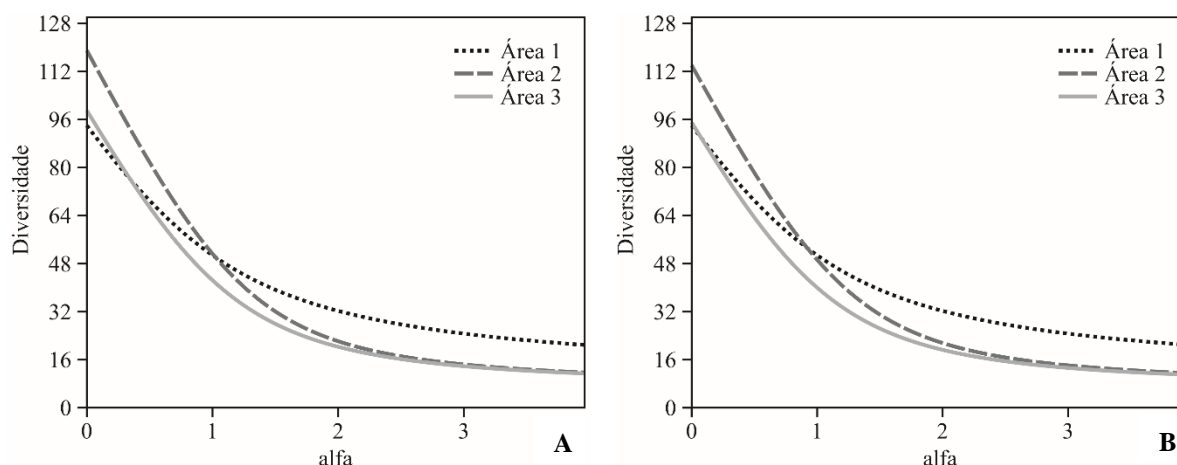


Figura 10. Perfis de diversidade comparando as áreas estudadas no gradiente de perturbação na presença (A) e na ausência (B) das espécies exóticas. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

A análise de coordenadas principais resumiu na presença e na ausência de exóticas, respectivamente, em 22,37 % (Figura 11-A) e 22,74 % (Figura 11-B) da variação dos dados nos dois primeiros eixos. Independentemente do cenário (na ausência e na presença de espécies exóticas), o primeiro eixo separou a Área 1 das Áreas 2 e 3. O eixo 2 foi capaz de separar as Áreas 2 e 3. A presença das espécies exóticas alternou a disposição da distinção das áreas para o segundo eixo.

A distinção das áreas visualizada na PCoA foi corroborada estatisticamente por meio dos resultados da ANOSIM 1-fator, uma vez que houve diferença significativa ($p = 0,0001$). As espécies exóticas levaram a uma ligeira diminuição do valor de R de 0,4858 para 0,4845 com e sem as exóticas, respectivamente. Os valores de R próximos de 0,5 tendem ao extremo indicador de maior separação para o teste estatístico (variação de -1 a 1) sugerindo forte separação entre os trechos de estudo.

A SIMPER corroborou os resultados obtidos tanto pelo INDVAL como pela ANOSIM, uma vez que houve alta dissimilaridade entre as áreas (Tabela 5). As dissimilaridades das

comunidades com a inserção das espécies exóticas não foram estatisticamente diferentes (Mann-Whitney, $U = 20969$, $p > 0,05$). Houve tendência da diminuição da dissimilaridade entre os trechos estudados com o aumento do nível de perturbação.

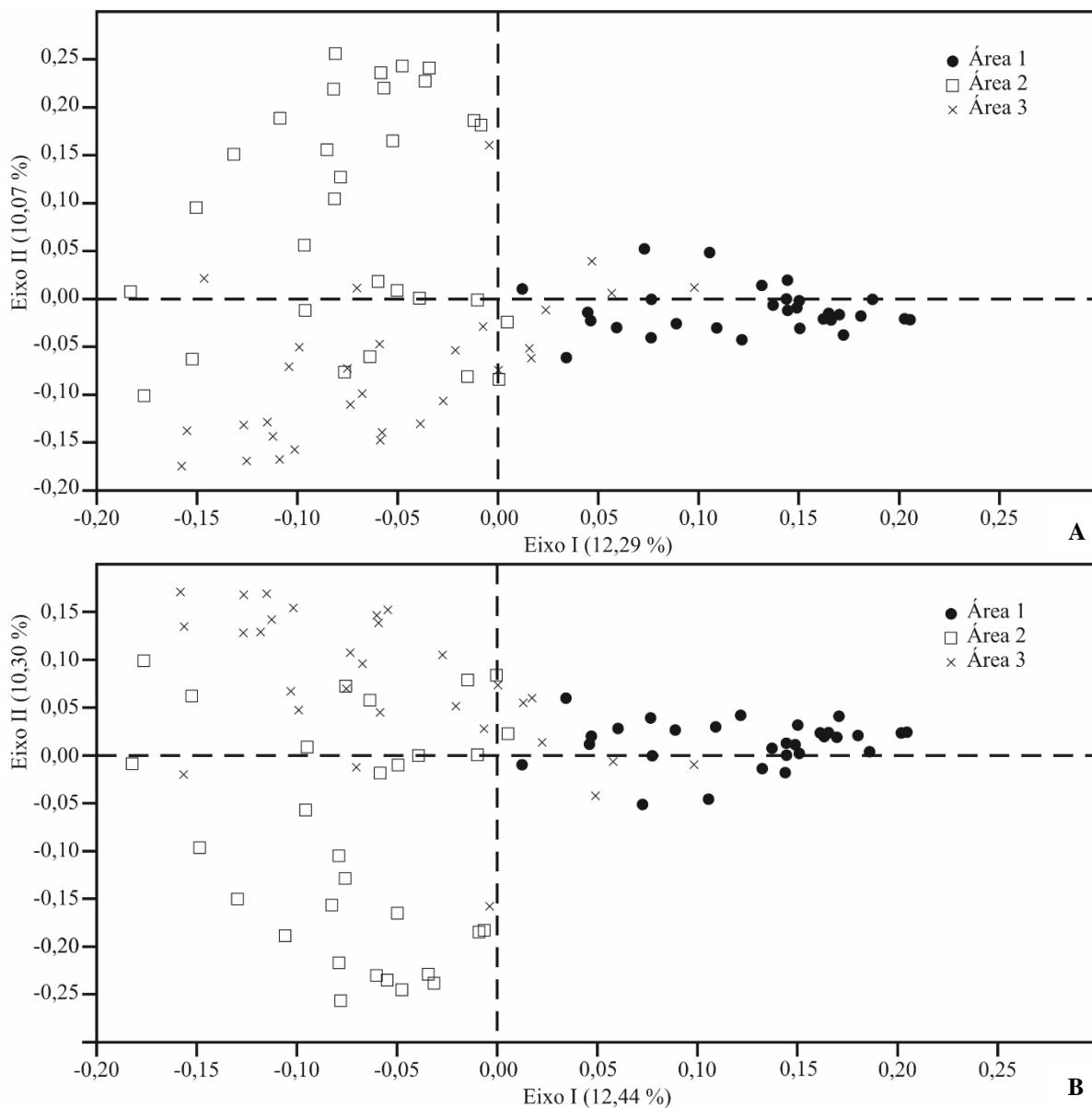


Figura 11. A ordenação das parcelas das três áreas no espaço das duas primeiras coordenadas principais (PCoA eixos I e II) da (A) comunidade total (com espécies exóticas) e da (B) comunidade nativa. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

Tabela 5. Valores dissimilaridade média global resultantes da SIMPER e teste *t* entre as comunidades na ausência e na presença de espécies exóticas. Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação. Medida de similaridade: Bray-Curtis.

	Sem exóticas	Com exóticas
Área 1-2	91,36	91,39
Área 1-3	88,58	88,75
Área 2-3	83,47	83,75
Média	87.80 ^a	87.96 ^a

Evidenciou-se uma tendência ao aumento da contribuição das espécies exóticas para a dissimilaridade dos pares de comparação Área 1 – 2, Área 1 – 3 e Área 2 – 3 com a elevação do grau de perturbação (Tabela 6). O Anexo VI contém as contribuições das espécies para a dissimilaridade média global entre as áreas comparadas.

Tabela 6. Contribuição total (%) fornecida pela SIMPER para a dissimilaridade entre as diferentes áreas estudadas: Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

Espécies exóticas	Área 1 - 2	Área 1 - 3	Área 2 - 3
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	-	0,706	0,677
<i>Caryota urens</i>	-	0,205	0,199
<i>Coffea arabica</i>	0,133	0,238	0,357
<i>Eriobotrya japonica</i>	0,092	-	0,097
<i>Persea americana</i>	0,25	-	0,264
<i>Pinus</i> sp.	0,081	-	0,086
<i>Pittosporum undulatum</i>	-	0,449	0,432
<i>Syzygium jambos</i>	0,231	-	0,241
Contribuição total (%)	0,787	1,598	2,353

O conjunto de espécies indicadoras de agrupamento ($p \leq 0,05$) diferiu totalmente entre as áreas estudadas indicando, portanto, uma definição clara e distinta destas em cada trecho estudado (Tabela 7). A Área 1 apresentou apenas espécies pertencentes ao grupo sucessional das não pioneiras, diferentemente das Áreas 2 e 3 que, respetivamente, incluíram 30,8 % e 50,0

% de espécies pioneiras. Os resultados obtidos a partir da matriz incluindo as espécies exóticas foram idênticos para a Área 1. Em contrapartida, a presença das exóticas promoveu a inclusão de *Myrsine umbellata* Mart. e de *Croton floribundus* Spreng., respectivamente, para o conjunto de espécies indicadoras de agrupamento das Áreas 2 e 3. Independentemente do local de estudo, não houve qualquer espécie exótica com significativa especificidade e fidelidade.

A correlação de Spearman entre as distâncias mínimas e a abundância de exóticas nas parcelas foi significativamente negativa ($D = 11700$ $p < 0,05$). Do mesmo modo, houve correlação significativa negativa ($D = 11625$ $p < 0,05$) entre as distâncias aos indivíduos fonte, ou distância média dos indivíduos fonte nas parcelas as quais apresentaram mais que uma espécie exótica, e o número de espécimes exóticos dentro das áreas.

Na tentativa de destacar uma variável ambiental para quantificação da perturbação, medidas da abertura do dossel foram realizadas. Apenas na Área 2 foi possível obter o total de fotografias hemisféricas proposto, ou seja, três pseudo-réplicas em três dias distintos. Dessa maneira, o teste não-paramétrico aplicado, a princípio, apenas para esta área determinou que não houve diferença significativa entre as médias diárias das aberturas de dossel ($F = 1,166$ $p > 0,05$) (Figura 12). Assim, consideramos que os dados obtidos nas demais áreas puderam ser comparáveis do ponto de vista estatístico mesmo sem as réplicas diárias. A porcentagem da abertura de dossel diferiu significativamente entre áreas (ANOVA 1-fator, $F = 3,602$, $p < 0,05$, Figura 13), e aos pares, as Áreas 1 e 2 foram significativamente distintas (Tukey, $Q = 3,6$, $p < 0,05$).

Tabela 7. Indval de cada espécie ($p \leq 0.05$), com 1.000 randomizações, da comunidade total (com espécies exóticas). Grupo sucessional: “espécies não-pioneiras” = ausência de símbolo, “espécies pioneiras” = *; “ausência de informação sobre o grupo sucessional” = ** (Barbosa 2015). Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

	Espécie	Área 1	Área 2	Área 3
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	42,80	0	0
	<i>Trichilia silvatica</i> C. DC.	40,00	0	0
	<i>Pouteria reticulata</i> ** (Engl.) Eyma	36,70	0	0
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	34,20	0	0
	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	33,30	0	0
	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	33,30	0	0
	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	30,20	0	0
	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	28,90	0	0
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	26,70	0	0
	<i>Faramea montevidensis</i> ** (Cham. & Schltdl.) DC.	20,40	0	0
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	20,00	0	0
	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	20,00	0	0
	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	18,70	0	0
	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	17,10	0	0
	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	16,70	0	0
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	16,70	0	0
	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	16,70	0	0
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	13,90	0	0
	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	13,30	0	0
	<i>Alchornea sidifolia</i> * Müll.Arg.	0	76,20	0
	<i>Casearia sylvestris</i> * Sw.	0	43,20	0
	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	0	23,30	0
	<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	0	22,50	0
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	0	20,00	0
	<i>Miconia latecrenata</i> * (DC.) Naudin	0	18,00	0
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	0	16,70	0
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	0	16,70	0
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	0	15,60	0
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0	14,10	0
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0	13,30	0
	<i>Tibouchina mutabilis</i> * (Vell.) Cogn.	0	13,30	0
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	0	10,40	0
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0	0	55,20
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	0	0	35,00

continua

Tabela 7 (continuação)

	Espécie	Área 1	Área 2	Área 3
<i>Machaerium nycitans</i> *	(Vell.) Benth.	0	0	31,00
<i>Coccoloba warmingii</i> *	Meisn.	0	0	28,80
<i>Jacaratia heptaphylla</i>	(Vell.) A. DC.	0	0	26,00
<i>Annona sylvatica</i> *	A.St.-Hil.	0	0	16,70
<i>Luehea grandiflora</i>	Mart.	0	0	16,70
<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	0	0	15,60
<i>Andira fraxinifolia</i>	Benth.	0	0	13,30
<i>Ocotea corymbosa</i>	(Meisn.) Mez	0	0	13,30

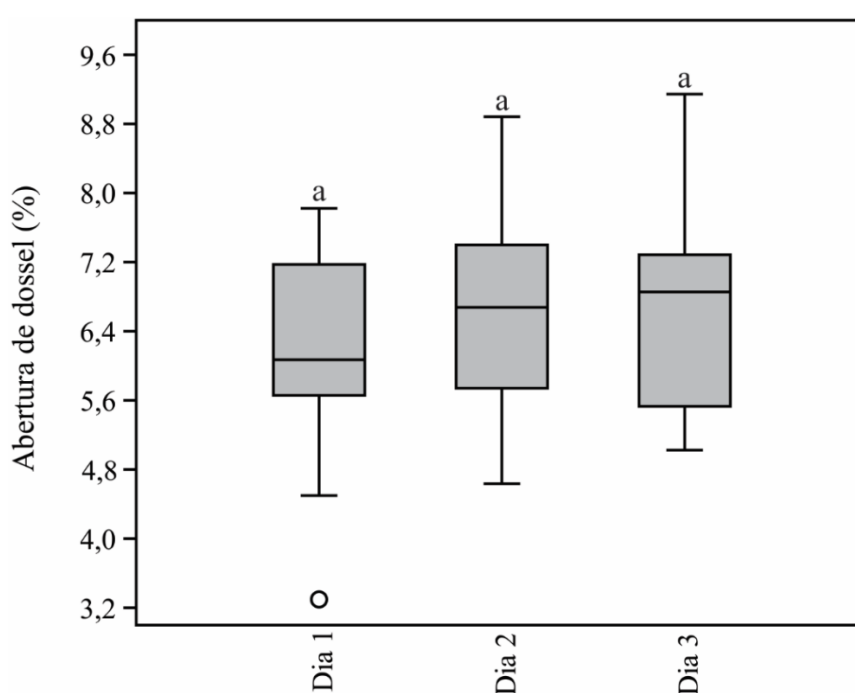


Figura 12. Boxplot da média da porcentagem de abertura de dossel obtida na área com grau intermediário de perturbação (Área 2) em três dias distintos, por meio do tratamento de fotografias hemisféricas (30 parcelas). Teste estatístico ANOVA 1-fator.

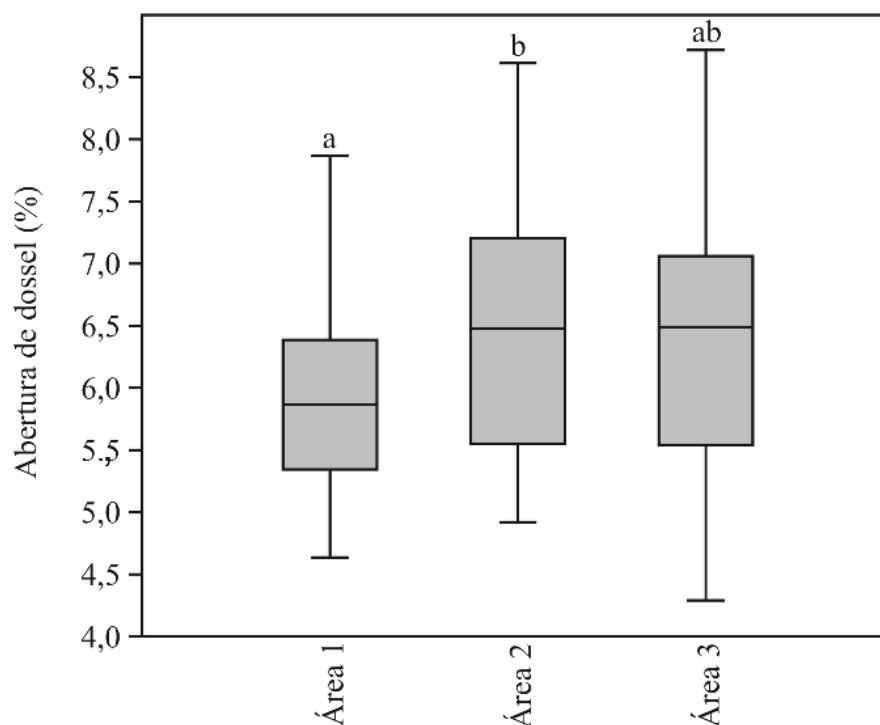


Figura 13. Boxplot da média da porcentagem de abertura de dossel obtida para: Área 1 (menor nível de perturbação), Área 2 (nível intermediário de perturbação) e Área 3 (maior nível de perturbação), por meio do tratamento de fotografias hemisféricas. Teste estatístico ANOVA 1-fator.

Os mapas das espécies exóticas encontradas nas parcelas e de todos os indivíduos adultos potenciais fontes auxiliaram na determinação visual da influência do Jardim Botânico como fonte da dispersão de propágulos (Figura 14). A única espécie em que não foi possível determinar a presença de indivíduos adultos no JBSP foi *P. americana*, exclusivamente encontrada na Área 2.

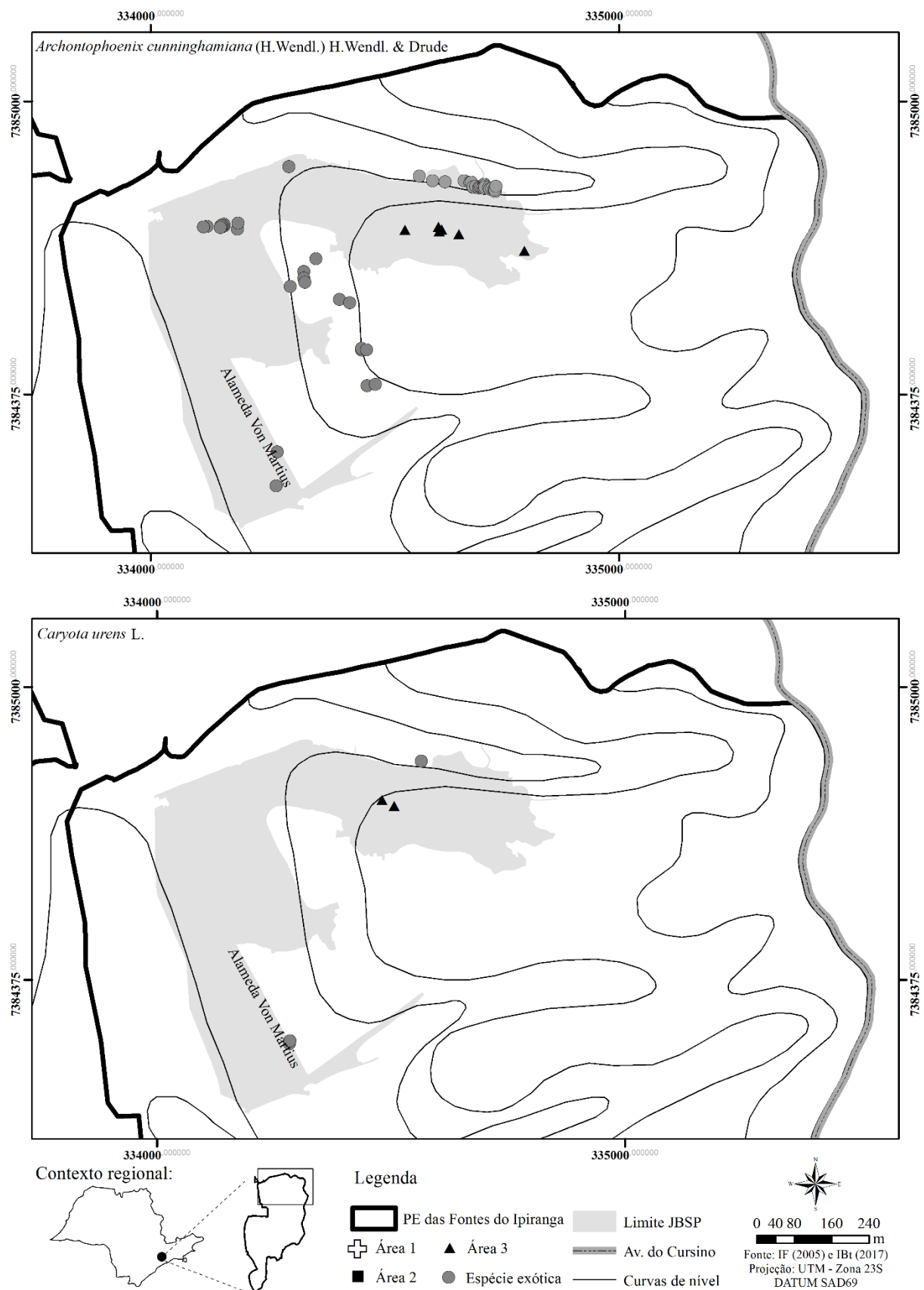


Figura 14. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.



Figura 14-continuação. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.



Figura 14-continuação. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.



Figura 14-continuação. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.

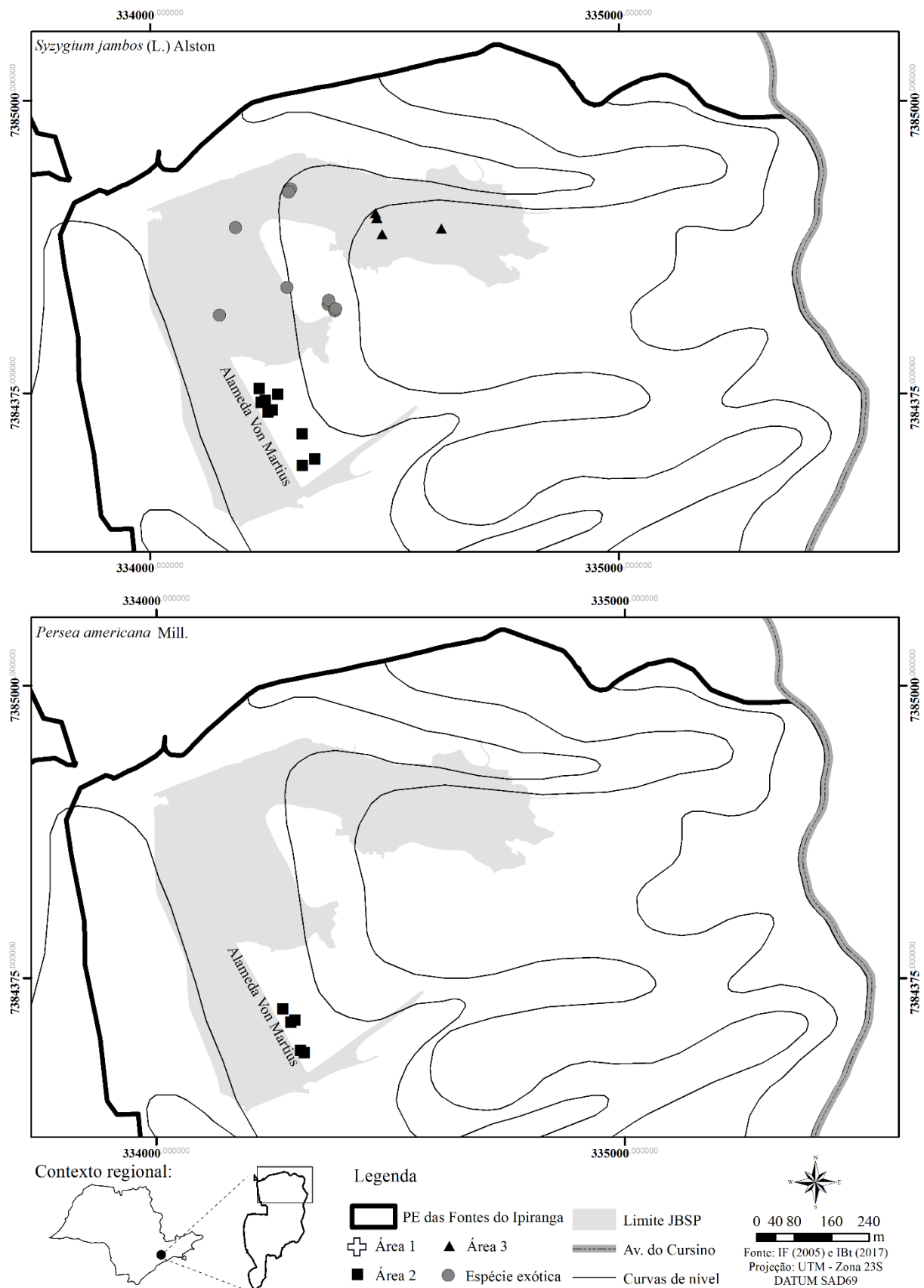


Figura 14-continuação. Mapas de localização dos indivíduos fonte (presumidos) do Jardim Botânico de São Paulo e da localização da parcela contendo a espécie exótica amostrada, inseridos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.

Cerca de 55% das espécies exóticas tiveram seu indivíduo fonte determinado por meio dos registros históricos. Para as espécies *C. urens*, *C. arabica* e *S. jambos* foram encontrados registros históricos específicos da localização dos indivíduos plantados no JBSP e, portanto, os indivíduos fonte foram determinados. As espécies *A. cunninghamiana* e *L. chinensis* são mencionadas como cultivadas no Jardim na publicação de Hoehne, Kuhlmann e Handro (1941) sem posição específica. Portanto, foram considerados os indivíduos de maiores alturas como provedores mais antigos de propágulos. Determinou-se a fonte do *Pinus* sp., não identificado a nível específico, como o indivíduo deste mesmo gênero presente no arboreto mais próximo ao único exemplar encontrado na Área 2. O indivíduo mais antigo de *P. undulatum* foi retirado há alguns anos segundo os relatos da assistente de pesquisa Cibele Boni de Toledo, pois sua reprodução era constante e sabia-se do potencial invasor da espécie. Quanto às demais espécies, *D. fragans* e *E. japonica*, não foram encontrados registros de plantio no JBSP nas fontes consultadas. Sendo assim, o indivíduo fonte adotado para essas três espécies foi o mais próximo do espécime interno à parcela (Tabela 8).

Tabela 8. Espécies exóticas encontradas na vegetação inserida no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo - SP), as distâncias dos indivíduos fonte, os registros históricos anteriores a 1966 (Hoehne [193-], Hoehne *et al.* 1941, Livro Tombo da Comissão de Introdução de Plantas 1985) e as categorias no processo de invasão enquadradas segundo Richardson *et al.* (2000).

Espécie	Distância (m)	Registros históricos	Categoria
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	226,9	sim (imprecisos)	Invasora
<i>Caryota urens</i>	117,7	sim (precisos)	Invasora
<i>Coffea arabica</i>	1341,0	sim (precisos)	Invasora
<i>Dracaena fragrans</i>	149,8	não	Invasora
<i>Eriobotrya japonica</i>	148,8	não	Invasora
<i>Livistona chinensis</i>	1318,5	sim (imprecisos)	Invasora
<i>Pinus</i>	299,6	sim (imprecisos)	Invasora
<i>Pittosporum undulatum</i>	69,0	não	Naturalizada
<i>Syzygium jambos</i>	591,0	sim (precisos)	Invasora

Das dez espécies exóticas encontradas, 80% foram enquadradas como invasoras segundo as definições determinadas por Richardson e colaboradores (2000) (item 3.5 desta dissertação). *P. undulatum* foi considerada naturalizada, uma vez que se encontra a menos de 100 m da fonte considerada e não há registros históricos do momento de sua introdução no JBSP, mesmo que imprecisos. *P. americana* não foi considerada na classificação por não haver indivíduos fonte no JBSP.

A ordenação das áreas a partir dos dados não bióticos pela PCA resumiu 57,28% da variabilidade nos dois principais eixos (Figura 15). O eixo 1 separou, de maneira geral, as unidades amostrais sem espécies exóticas daquelas contendo estas, em que apenas duas parcelas da Área 2 e uma da Área 3 apresentaram-se fora deste grupo. No eixo 2 não foi observado um padrão claro quanto a separação das unidades amostrais. As variáveis abertura de dossel, cobertura de exóticas e área basal contribuíram pouco para a explicação da invasão por espécies exóticas. Em contrapartida, as distâncias da fonte e mínima (medidas indiretas de pressão de

propágulos) e os indivíduos exóticos regenerantes foram as variáveis que mais contribuíram para tal explicação (Tabela 9).

Tabela 9. Valores da correlação de Pearson (r) das variáveis ambientais dos eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais.

Variáveis ambientais	Abreviação	Eixo 1	Eixo 2
Abertura de dossel (%)	C.O.	0.063	0.527
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	A.B.	0.089	0.453
Cobertura de exóticas (m ²)	C.E.	0.204	0.650
Indivíduos exóticos regenerantes (indv.parcela ⁻¹)	Reg	0.480	0.084
Distância mínima (ordinal – Tabela 2)	Dist_min	0.580	-0.234
Distância da(s) fonte(s) (ordinal – Tabela 2)	Dist_fonte	0.616	-0.179

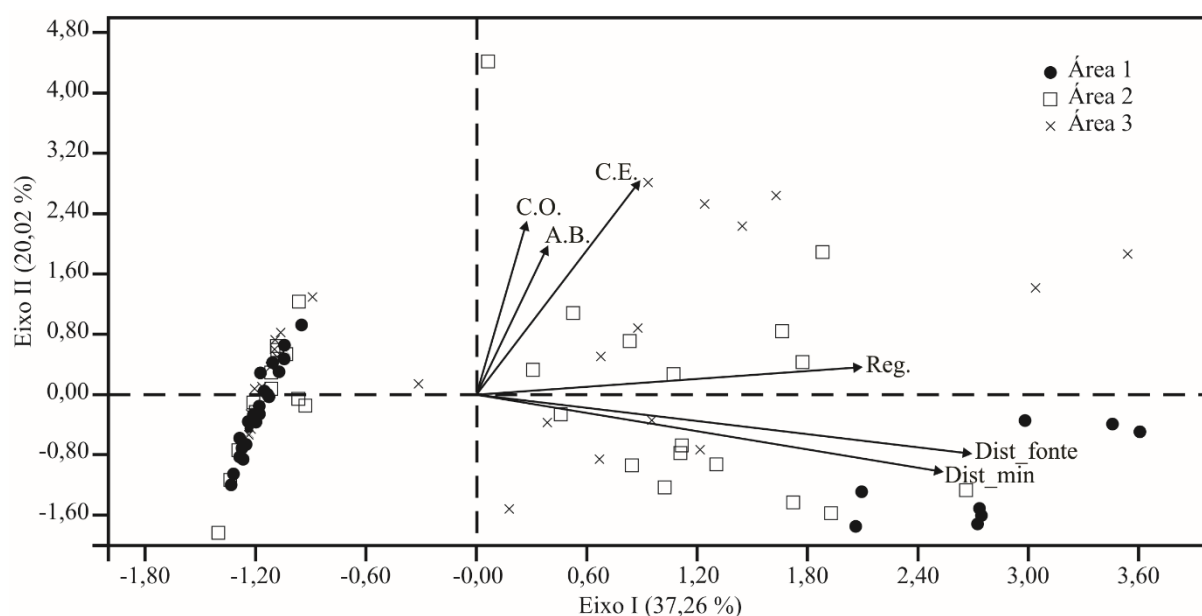


Figura 15. Biplot da Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais por unidade amostral (parcelas das áreas 1 – menor grau de perturbação –, 2 – grau intermediário de perturbação – e 3 – maior grau de perturbação –) do dossel florestal. Abreviações presentes na Tabela 9, acima.

5. Discussão

O estudo da vegetação em três trechos no PEFI evidenciou o aumento da riqueza e da abundância de espécies exóticas no gradiente de perturbação considerado, em que a área mais conservada foi significativamente distinta das demais. Independentemente do trecho estudado, a proporção de espécies nativas foi bem superior a de exóticas. A perturbação possui forte influência no processo de invasão pelas espécies exóticas (Lake & Leishman 2004), se presente em seu regime típico é considerada um fator que pode diminuir a propensão à invasão de determinado ambiente (Alpert *et al.* 2000), mas se atípica, é determinante no sucesso das espécies não nativas e no impacto destas sobre a comunidade de plantas nativas (Lake & Leishman 2004). Jauni *et al.* (2015), por meio de meta análise, destacaram que a diversidade e abundância de plantas exóticas em locais perturbados é significativamente superior quando comparada a ambientes não perturbados, dependendo especialmente do tipo de perturbação avaliado. No ambiente temperado, Kowarik e colaboradores (2013) evidenciaram que a escala de estudo influenciou na percepção da dominância das exóticas em área urbana: em escala local para todos os habitats estudados (incluindo florestas) com exceção dos pântanos, houve maior frequência de espécies nativas quando comparada à escala da paisagem. Apenas no nível de paisagem, as áreas verdes, os terrenos baldios e as áreas residenciais obtiveram porcentagem significativamente superior de exóticas que nas florestas e pântanos (Kowarik *et al.* 2013). Em florestas temperadas, a frequência das espécies exóticas diminui significativamente com a distância da fonte de distúrbios (Hansen & Clevenger 2005). Resguardadas as comparações entre as florestas presentes nos climas temperado e tropical, o presente estudo mostrou menor nível de invasão das florestas com o decréscimo da perturbação.

A invasão de espécies exóticas tem sido correlacionada à diversidade de espécies nativas desde a principal publicação sobre a ecologia da invasão. A expectativa detalhada por Elton prevê que espécies exóticas preferencialmente invadam locais menos diversos (Elton 1958 *apud* Davis 2009). A relação gerada entre a propensão do ambiente à invasão e sua diversidade

baseia-se na teoria de nicho e na disponibilidade de recursos, em que ambientes altamente diversos apresentam poucos nichos disponíveis devido à complementaridade, logo, a utilização dos recursos de maneira eficiente e variada restringe os recursos disponíveis aos indivíduos recém chegados (Elton 1958 *apud* Davis 2009). O conceito de diversidade incorpora dois componentes: a riqueza e a equabilidade, respectivamente, o número de espécies encontradas e a proporção em que estão distribuídas na comunidade amostrada (Pielou 1975). As respostas da comunidade à invasão são dependentes da espécie exótica protagonista do processo, e quando comparados sítios de amostragem não invadidos e invadidos, nestes a riqueza de espécies, a diversidade e a equabilidade são reduzidos (Hejda *et al.* 2009). A alta diversidade é, portanto, um componente importante na diminuição da invasibilidade de habitats (Alpert *et al.* 2000, Gallien & Carboni 2017). Evidenciou-se no presente estudo que a área mais conservada pôde ser considerada a mais diversa e a menos invadida, corroborando os dados e conceitos apresentados na literatura.

As regiões geográficas de origem mais frequentes diagnosticadas neste estudo para as espécies exóticas são compatíveis com a literatura. A Ásia pode ser considerada como a principal região fonte de espécies exóticas arbóreas para o restante do mundo, seguida da Austrália; a África e as Américas Central e do Norte são, também caracterizadas como fontes importantes de espécies não-nativas (Rejmanek 2014). A América do Norte e a Europa são os continentes que mais fornecem espécies da família Pinaceae (Rejmanek 2014), na qual inclui-se o gênero *Pinus*. Considerando uma revisão global de árvores e arbustos invasores, este gênero é documentado como invasor em 11 regiões geográficas distintas definidas por Richardson & Rejmanek (2011), dentre as quais a América do Sul está incluída. O continente asiático, região de origem para *Caryota urens* L. e *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart., é neste trabalho a maior fonte de espécies de Arecaceae (Rejmanek 2014).

Dentre as espécies exóticas invasoras mais difundidas ao redor do mundo, *Pittosporum undulatum* Vent. e *Syzygium jambos* (L.) Alston. encontram-se em pelo menos seis das regiões

estudadas pelos autores, ambas com ocorrência de invasão para o continente sul americano (Richardson & Rejmanek 2011). Ainda, podem ter sido introduzidas em novas regiões do mundo por meio do plantio na composição de Jardins Botânicos: *P. undulatum* no Jardim Botânico de Cinchona (Jamaica) em 1883 (Binggelli 1998 *apud* Dawson *et al.* 2008, Bellingham *et al.* 2005 *apud* Dawson *et al.* 2008), e *S. jambos* no Jardim Botânico de Pamplemousses (Ilhas Maurício) por volta de 1810 (Lorence & Sussman 1986 *apud* Dawson *et al.* 2008).

O pau-incenso, *P. undulatum*, espécie australiana presente na faixa costeira e nas montanhas do continente (Souza *et al.* 2016), é considerada invasora em escala mundial, por exemplo, na Jamaica (Bellingham *et al.* 2005), na África do Sul (Alston & Richardson 2006) e nas ilhas de Açores (Portugal) (Gil *et al.* 2014). No estados brasileiros, possui característica invasora nas florestas do Paraná (Blum *et al.* 2005, Mielke *et al.* 2015), e em São Paulo, é subespontânea no Parque Santo Dias (Garcia & Pirani 2001), exótica no bosque do Parque da Independência (Almeida *et al.* 2010), indicada com potencial invasor no Parque Municipal Alfredo Volpi (Silva *et al.* 2011) e no Parque Estadual Alberto Löfgren é invasora dominante (Souza *et al.* 2016) onde, também, foi comprovada sua interação de dispersão por aves frugívoras (Campagnoli *et al.* 2016).

O jambo-amarelo, *S. jambos*, é considerado como invasor dominante em 27 de 30 grupos de ilhas oceânicas estudadas por Kueffer *et al.* (2010), apresentando-se em maciços, por exemplo, no arquipélago de Galápagos (Watson *et al.* 2010) e nas Ilhas de Pitcarin, território britânico na Polinésia, onde introduzida há dois séculos atrás substituiu florestas de altitude e de planícies (Kingston & Waldren 2003). Possui, ainda, ocorrência como invasora para Ilhas do Pacífico (Meyer 2000), Costa Rica (Avalos *et al.* 2006, Morales 2015), Porto Rico (Thompson *et al.* 2007), Havaí (Mascaro *et al.* 2008) e China (Leung *et al.* 2009). No Brasil, a espécie foi identificada com alto valor de importância tanto no estrato regenerante (Santiago *et al.* 2014) como no dossel de fragmento florestal urbano em Juiz de Fora (Minas Gerais) (Da

Fonseca & Carvalho 2012) e, no município de São Paulo (São Paulo), é exótica no bosque do Parque da Independência (Almeida *et al.* 2010) e exótica não dominante no Parque Estadual Alberto Löfgren (Souza *et al.* 2016).

A palmeira-australiana, *Archontophoenix cunninghamiana* (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude, é considerada como um risco futuro de invasão do ambiente florestal na Nova Zelândia devido às mudanças climáticas (Sheppard *et al.* 2016). No Brasil, sua invasão e dominância são bem documentadas no fragmento florestal da Cidade Universitária “Armando Salles de Oliveira” – CUASO – (Dislich *et al.* 2002, Christianini 2006, Mengardo *et al.* 2012, Mengardo & Pivello 2014), no Parque Estadual Alberto Löfgren (Souza *et al.* 2016), sendo ainda, registrada no Parque Municipal Alfredo Volpi (Nascimento *et al.* 2011) e classificada como subespontânea no Parque Santo Dias (Garcia & Pirani 2001). Outra espécie de palmeira identificada no presente estudo, *Caryota urens* L., foi classificada como invasora em Manipur (Índia) (Singh *et al.* 2015) e como ornamental sem evidências de naturalização na África do Sul (Foxcroft *et al.* 2008). Por fim, *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. é avaliada como uma das palmeiras invasoras mais documentadas (Meyer *et al.* 2008). A espécie está presente por exemplo, nas Bermudas (Kairo *et al.* 2003) onde há evidências da redução da regeneração de espécies nativas devido ao sombreamento (GISD 2017), nas Ilhas Maurício (Meyer *et al.* 2008), no Havaí (Mascaro *et al.* 2008), nas Ilhas de Fiji, de Guam, de Kiribati, de Mariana do Norte, de Nauru, da Nova Caledônia, de Wallis e Futuna, de Palau, da Polinésia Francesa e nos Estados Unidos (GISD 2017).

O café, *Coffea arabica* L., pode ser considerado como invasor nas Ilhas do Pacífico (Meyer 2000), no Havaí (Mascaro *et al.* 2008) e exótica ornamental sem sinais de naturalização na África do Sul (Foxcroft *et al.* 2008). Ainda, está presente em floresta tropical na Índia (Joshi *et al.* 2009) e em floresta subtropical úmida em Porto Rico (Thompson *et al.* 2007). Foi encontrado em baixa densidade no estrato regenerante em Floresta Estacional Semidecídua em Juiz de Fora (Minas Gerais) (Santiago *et al.* 2014), e em Parques paulistas foi diagnosticada

com potencial invasor (Silva *et al.* 2011) e como planta invasora dominante (Souza *et al.* 2016). Assim como no Rio de Janeiro, local de origem da introdução da espécie em meados do século XVIII, a cultura do café foi difundida por meio do plantio em chácaras e quintais em São Paulo (Silva 2006), muitas vezes presentes nas regiões mais afastadas dos pequenos centros urbanos há época. Informação esta corroborada pelo Artigo 3º, da Lei 2020 (Brasil 1924 *apud* Silva 2006), promulgada com o objetivo do rápido diagnóstico de umas das principais pragas da cafeicultura, que enfatiza a presença de monoculturas ou plantações isoladas em “propriedades agrícolas, fazendas, sítios, chácaras, pomares, quintais, hortas ou jardins” (Silva 2006). Dessa maneira, acredita-se que a presença da espécie no PEFI é até mesmo anterior a sua criação e instalação do JBSP, haja vista o histórico de sua fundação a partir da desapropriação de sítios (Barbosa *et al.* 2002).

A dispersão e presença do abacateiro, *Persea americana* Mill., pode ser associada às atividades (Souza *et al.* 2016) e estruturas antrópicas (Alston & Richardson 2006). Esta espécie foi considerada como invasora no Havaí (Mascaro *et al.* 2008) e possivelmente naturalizada na África do Sul (Alston & Richardson 2006; Foxcroft *et al.* 2008). Especificamente em São Paulo, ocorre nas áreas de vegetação estudadas no Parque Estadual Alberto Löfgren (Souza *et al.* 2016), Parque Santo Dias (Garcia & Pirani 2001) e Parque da Independência (Almeida *et al.* 2010). Da mesma maneira, *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. possui vias antrópicas de dispersão (Souza *et al.* 2016) e na África do Sul pode ser considerada como a espécie invasora mais utilizada para fins medicinais (Maema *et al.* 2016). Há registros como invasora para o estado do Paraná (Brasil) (Blum *et al.* 2005), e em São Paulo foi amostrada no Parque Santo Dias (Garcia & Pirani 2001), nas florestas da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia) (Catharino *et al.* 2006), no Parque da Independência (Almeida *et al.* 2010) e no Parque Estadual Alberto Löfgren (Souza *et al.* 2016).

A dracena, *Dracaena fragrans* (L.) Ker Gawl., é considerada espécie exótica de fins ornamentais, não apresenta evidências de naturalização no Parque Nacional de Kruger (África

do Sul) (Foxcroft *et al.* 2008), em contrapartida, é considerada invasora na Costa Rica (Morales 2015) e ao longo de trilhas no Parque Nacional Monte Halimun-Salak (Indonésia) (Kudo *et al.* 2014). No Brasil, no Parque Nacional da Tijuca é considerada invasora competitiva e agressiva (Ribeiro 2006) e foi identificada no fragmento florestal no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (Minas Gerais) (Da Fonseca & Carvalho 2012).

O gênero *Pinus* esteve presente na amostragem com apenas um indivíduo, contudo, é comumente encontrado em UCs das regiões Sul e Sudeste, em que a invasão nessas unidades é, em geral, auxiliada pela presença de talhões de reflorestamento adjacentes às áreas de vegetação nativa como na Estação Ecológica de Itirapina (Zanchetta & Diniz 2006), Estação Ecológica de Itapeva (Almeida *et al.* 2010), Parque Estadual Serra do Mar, Núcleo Curucutu (Garcia & Pirani 2005) e da Estação Ecológica de Angatuba (Monteiro *et al.* 2009). Da mesma maneira, a provável fonte de propágulos deste indivíduo no PEFI é o arboreto, o qual é adjacente à vegetação com grau intermediário de perturbação. Contudo, a ausência de determinação da espécie encontrada no PEFI dificultou a busca por ocorrências de invasão em outros locais para uma comparação mais profunda.

Todas as espécies exóticas de ocorrência nas florestas do PEFI identificadas no presente levantamento, com exceção do jambo-amarelo, *S. jambos*, foram diagnosticadas em outras Unidades de Conservação distribuídas pelo país (Ziller & De Sá Dechoum 2014). Contudo, o jambo-amarelo pode ser considerado com alto poder de invasão e regeneração em ambientes perturbados e sombreados (Dawson *et al.* 2008), haja vista seu histórico invasor ao redor do mundo discriminado na literatura acima citada. Por conseguinte, caracteriza-se como espécie de risco potencial às florestas brasileiras. Destaca-se que as buscas por evidências de ocorrência e/ou invasão presentes na literatura ao redor do mundo e no Brasil não foram esgotadas nesta discussão. Os registros foram apresentados de maneira exemplificativa, por meio de esforço de busca similar.

As espécies exóticas diagnosticadas na vegetação do PEFI não estiveram presentes dentre as de maior índice de valor de importância (VI) em nenhuma das áreas estudadas, e contribuíram, em seu valor máximo, com apenas cerca de 3% para a dissimilaridade dos trechos de maior nível de perturbação. Desse modo, são espécies não dominantes na estrutura das comunidades até o momento. Diferentemente, em um trecho de sucessão secundária de Floresta Estacional Semidecídua, Moreira e Carvalho (2013) diagnosticaram dentre as cinco espécies de maior VI, o *Pinus elliottii* Engelm., presente devido à pressão de propágulos, e o *S. jambos*, classificada como oportunista em locais com perturbação antrópica. Ambas foram encontradas no presente trabalho (para a espécie de Pinaceae, a identificação deteve-se ao gênero). Em um estudo no Parque Estadual Alberto Löfgren, UC paulista que historicamente foi implantada a partir de um Jardim Botânico, com exceção de *C. urens*, todas as demais espécies exóticas foram encontradas no PEFI (Souza *et al.* 2016). Ainda, cerca de 29% da riqueza encontrada nesse Parque pertence à categoria das exóticas, e destas, *P. undulatum*, o gênero *Pinus* e a palmeira-australiana *Archontophoenix* spp. estão entre as 12 de maior VI (Souza *et al.* 2016). A uva-do-japão, *Hovenia dulcis* Thunb. esteve, de maneira similar, dentre as mais importantes (Souza *et al.* 2016), contudo, apesar de estar na lista guia do presente estudo, não foi encontrada no interior da vegetação do PEFI. Quando comparado a estudos fitossociológicos anteriormente realizados no PEFI, *A. cunninghamiana* é a de maior abundância, contando com um total de 45 indivíduos (Hirata *et al.* 2010, Tanus *et al.* 2012), seguida de *P. undulatum* com 8 indivíduos (De Vuono 1985, Nastri *et al.* 1992), *Dracaena* sp. com 5 indivíduos (Davison 2009), *Coffea arabica* L. com 3 indivíduos (Kondrat 2014) e *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. com 1 indivíduo (Tanus *et al.* 2012).

No ambiente florestal, a luz é considerada um recurso limitante dependente das espécies presentes nos estratos superiores, assim como da densidade das sucessivas camadas acima do sub-bosque (Whatley & Whatley 1982). Acredita-se que o sucesso da invasão por espécies exóticas na comunidade nativa está positivamente correlacionado à maior disponibilidade de

recursos limitantes, a partir da redução da competição pela luz, água ou nutrientes, por exemplo (Davis *et al.* 2000). O estresse atua de maneira inversa, ou seja, a manutenção de níveis de estresse típicos quanto ao fornecimento de tais recursos proporciona a diminuição da invasibilidade dos habitats (Alpert *et al.* 2000). No presente estudo, as diferenças entre as aberturas de dossel não seguiram esta relação. A possível heterogeneidade intrínseca da área de nível intermediário de perturbação devido à amostragem no gradiente borda-interior da floresta pode ter promovido sua diferenciação das demais áreas, as quais se mantiveram estatisticamente idênticas.

Dois outros parâmetros foram adotados no presente estudo a fim de explicar a presença de exóticas: a área basal e a cobertura de exóticas. As teorias clássicas (Corlett 1994, Clark 1996), corroboradas por meio de revisões e estudos específicos (Guariguata & Ostertag 2001, Peña-Claro 2003, Chazdon *et al.* 2007), indicam uma relação de incremento da área basal com o avanço das florestas neotropicais no processo de sucessão ecológica. Por conseguinte, esperava-se que a presença de exóticas, se associadas a ambientes com maior perturbação, estaria relacionada a menor área basal. A cobertura de exóticas, sendo o reflexo da abundância de indivíduos exóticos que de maneira geral foi baixa, pouco influenciou para distinguir as parcelas com e sem espécies não-nativas. Dessa maneira, nenhum desses parâmetros contribuiu adequadamente para tal propósito.

A distância mínima aos indivíduos considerados como fonte, no presente estudo, foi o fator mais importante, ao relacionar-se à abundância de exóticos, o qual é traduzido ecologicamente numa medida indireta de pressão de propágulos. Quando analisada por meio de modelo, a pressão de propágulos pode potencialmente implicar na explicação de boa parte da variação existente na riqueza de exóticas (Lonsdale 1999). Em determinadas escalas, é considerada como uma das melhores preditoras da presença de exóticas que demais fatores ambientais presentes no processo de invasão (Rouget *et al.* 2003). A pressão de propágulos é, tradicionalmente, composta por dois elementos: a quantidade de novos propágulos que chegam

a determinado ambiente de uma única vez e a quantidade de vezes que esse evento ocorre (Lockwood *et al.* 2005), os quais na prática são difíceis de mensurar. A abordagem utilizando a distância entre a fonte de propágulos e os indivíduos invasores tem sido utilizada com resultados satisfatórios (Alston & Richardson 2006, Dawson *et al.* 2008). Alston e Richardson (2006) em um estudo da invasão no Parque Nacional de Table Mountain, na África do Sul, correlacionaram a redução da riqueza de exóticas com a distância das fontes pré-determinadas (presumidas) no hábitat contendo predominantemente pinheiros e um incremento da riqueza de exóticas com a perturbação no ambiente florestal. Ainda, diferentemente do presente estudo, identificaram alta importância tanto da porcentagem de cobertura de sub-bosque como do dossel no processo de invasão (Alston & Richardson 2006). Dawson e colaboradores (2008) utilizaram dados históricos e o mapeamento dos indivíduos e respectivas espécies presentes no Jardim Botânico de Amani, na Tanzânia, para a caracterização das espécies quanto ao estado de invasão, utilizando o mesmo arcabouço conceitual ecológico das referências adotadas neste trabalho, ou seja, a classificação baseada no potencial dispersor das espécies e não no impacto gerado (Richardson *et al.* 2000). Os autores determinaram que 5 % das espécies originalmente introduzidas estão naturalizadas nas florestas adjacentes, dentre as quais, destacam-se o *S. jambos* (uma vez que é tolerante à sombra) e a *L. chinensis* (por estar em processo de ascensão populacional) (Alston & Richardson 2006).

Comparações entre as comunidades de plantas nativas encontradas na presença e na ausência das espécies exóticas não indicaram um processo comumente diagnosticado na literatura, especialmente no ambiente urbano: a homogeneização (Mckinney 2006, Mckinney & La Sorte 2007, Kueffer *et al.* 2010, Kowarik 2011, Lososová *et al.* 2012). A homogeneização é um fenômeno caracterizado pela perda de espécies nativas com o incremento de espécies exóticas em determinado ambiente, tornando-o similar a outras regiões previamente distintas (Mckinney & Lockwood 1999). Isto posto, pode-se perceber que o processo de invasão diagnosticado nas florestas do PEFI se encontra em estágio inicial, sem que haja a dominância

de espécies exóticas ou de determinada espécie. As ações de manejo visando o controle e a prevenção das espécies exóticas são em geral caras e evitadas pelos gestores quando não há informações que embasem prioridades no manejo, uma vez que não é possível financeiramente combater a todas as exóticas (Perrings *et al.* 2010). Contudo, estas ações são necessárias a fim de reduzir possíveis decréscimos nas populações nativas, especialmente, em habitats tropicais altamente diversos (Perrings *et al.* 2010). Idealmente, as ações de manejo devem ser direcionadas a espécies invasoras alvo, uma vez que seus efeitos na comunidade nativa são dependentes da espécie (Hejda *et al.* 2009). Partindo do pressuposto da prevenção (Perrings *et al.* 2010), não é necessário que a vegetação esteja dominada por tais espécies para que o manejo seja realizado, controlar no momento inicial levaria a um menor impacto às espécies nativas, sejam elas de plantas ou animais.

O valor conservacionista das florestas e ecossistemas existentes ao redor dos Jardins Botânicos não pode ser ignorado, para isso, de maneira complementar, torna-se necessária a realização de avaliações de risco, já existentes em Jardins Botânicos no clima temperado, mas ainda incipientes para os de clima tropical (Dawson *et al.* 2008) a fim de se evitar e prevenir que a invasão biológica possua como fonte de propágulos, em sua essência, conservacionistas e fundamentalmente destinados à Educação Ambiental. Portanto, a detecção, no caso do PEFI, do início do processo de invasão das florestas circundantes ao JBSP convalida o objetivo conservacionista deste estudo, auxiliando na tomada de decisão pelos gestores desta Unidade de Conservação.

A utilização dos parâmetros sugeridos por Richardson e colaboradores (2000) foi norteadora para se entender o panorama de invasão atualmente presente no PEFI. Contudo, os 50 anos recomendados pelos autores podem ser excessivos para a categorização de uma espécie exótica como invasora. Por exemplo, *S. jambos* que apesar de documentado seu plantio na década de 1930 por Hoehne nos jardins do JBSP, não havia sido registrado em nenhum dos 14 levantamentos de vegetação realizados nos últimos 30 anos no PEFI, sendo, neste estudo, a

espécie exótica mais abundante. Quanto à distância de 100 m indicada pelos autores, parece não ser necessária a definição de uma quantidade, desde que os indivíduos exóticos consigam se estabelecer (i.e. sobreviver) nas florestas adjacentes às fontes de propágulos. A medida de distância é fundamental a fim de mensurar o potencial de invasão da espécie, seja por autocoria ou zoocoria: quanto mais distante conseguir estabelecer-se, maior será este potencial. Entende-se que a definição de parâmetros é fundamental na criação de ferramentas e base para uma gestão responsável das Unidades de Conservação e, por conseguinte, da biodiversidade. A utilização destes parâmetros é norteadora, mas o aprimoramento deve ser realizado dependendo das características das espécies exóticas, do local e do aumento populacional observado.

6. Considerações finais

O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga apresentou, nos trechos de floresta estudados, dez espécies exóticas de plantas pertencentes a oito famílias botânicas. São elas ordenadas da maior para a menor abundância: *Syzygium jambos* (L.) Alston, *Coffea arabica* L., *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart., *Archontophoenix cunninghamiana* (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude, *Persea americana* Mill., *Pittosporum undulatum* Vent., *Dracaena fragrans* (L.) Ker Gawl., *Caryota urens* L., *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. e *Pinus* sp. A vegetação nos três trechos não diferiu significativamente quanto aos principais parâmetros de estrutura, contudo a composição das espécies indicadoras de cada uma foi totalmente diferente. Não foi possível detectar significativa homogeneização entre as áreas estudadas quando adicionadas as espécies exóticas amostradas. A medida que o nível de perturbação aumentou, o efeito das espécies exóticas incrementou as dissimilaridades entre trechos estudados. Os níveis de perturbação adotados puderam ser associados à presença das exóticas, em que o trecho de menor nível de perturbação apresentou significativamente menos indivíduos exóticos por hectare que as demais áreas estudadas.

A maior contribuição na determinação do processo de invasão das plantas exóticas observado nos trechos de vegetação amostrados se deu pela distância mínima e pela distância da fonte, as quais traduzem uma medida indireta de pressão de propágulos. A proximidade ao JBSP favoreceu a presença, riqueza e abundância de exóticas na floresta.

Apenas *P. undulatum* foi considerada como uma espécie naturalizada para o PEFI, as demais foram classificadas como invasoras seguindo-se os conceitos sugeridos por Richardson e colaboradores (2000). *P. americana* não foi classificada por não apresentar indivíduos adultos no JBSP.

Novas sugestões de pesquisa com a finalidade de investigar o processo de invasão no PEFI surgiram por meio da execução deste trabalho, como por exemplo: registrar os principais dispersores das espécies exóticas evidenciadas com maior abundância na vegetação; verificar

se há diferenças na disponibilidade de nutrientes entre as áreas estudadas e, caso existentes, se podem ser correlacionadas à presença das espécies exóticas; e testar novas alturas para a tomada das medidas de abertura de dossel por meio de fotografias hemisféricas buscando tomar uma medida adequada para estimativa da entrada de luz também em florestas tropicais.

Quanto ao aspecto educativo da pesquisa, acredita-se que a abordagem do tópico espécies exóticas invasoras no conteúdo discutido pelos monitores ambientais juntamente aos visitantes, se possível, enriqueceria as ações de educação ambiental. Ainda, a confecção de placas informativas para o público que frequenta esta UC, com informações sobre quais espécies arbóreas exóticas são invasoras no PEFI favoreceria a conscientização sobre a invasão biológica.

Considerações gerais para a Conservação da Diversidade Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

O crescimento populacional de plantas exóticas pode ser considerado como exponencial. Locais onde as abundâncias diferiram em 10 vezes não representam 10 vezes menos em quantidade real de impacto e ocupação dos ninhos, e sim apenas um pouco menos. Dessa maneira, a presença de uma pequena abundância não pode ser ignorada, mesmo que dificulte, ou até impossibilite, a aplicação de análises estatísticas profundas. A presença de exóticas em quantidade que facilite a exploração matemática dos dados pode representar um cenário tardio para a conservação da diversidade biológica. O estágio inicial da invasão das florestas do PEFI deve ser abordado de maneira responsável e em tempo a fim de possibilitar a manutenção da integridade deste importante fragmento de Mata Atlântica de Planalto imerso na matriz urbana.

Com o panorama da invasão apresentado neste trabalho, mesmo sabendo-se da necessidade de estudos mais profundos, acredita-se que possam ser indicadas espécies exóticas invasoras prioritárias para o manejo, com o objetivo de auxiliar na tomada de decisão e destinação dos recursos financeiros para tal, quando houver. O grupo de espécies de maior preocupação, indicadas ao manejo neste estágio inicial de invasão, é composto por: *Syzygium jambos*, *Livistona chinensis* e *Archontophoenix cunninghamiana*.

O pau-incenso, *Pittosporum undulatum*, foi neste estudo categorizada como uma espécie naturalizada, contudo, conforme a revisão bibliográfica apresentada é considerada invasora em diversas partes do mundo. No PEFI, indica-se a necessidade de realização de um estudo populacional específico para esta espécie visando confirmar a categoria aqui encontrada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, R.D., Sordi, S.D. & Garcia, R.** 2010. Aspectos florísticos, históricos e ecológicos do componente arbóreo do Parque da Independência, São Paulo, SP. *REVSBAU* 5: 18-41.
- Almeida, R.S., Cielo-Filho, R., Souza, S.C.P.M., Aguiar, O.T., Baitello, J.B., Pastore, J.A., Kanashiro, M.M., Mattos, I.F.A., Franco, G.A.D.C. & Lima, C.R.** 2010. Campo sujo úmido: fisionomia de Cerrado ameaçada pela contaminação de *Pinus elliottii* Engelm. na Estação Ecológica de Itapeva, Estado de São Paulo. *Revista do Instituto Florestal* 22: 71-91.
- Alpert, P., Bone, E. & Holzapfel, C.** 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 3: 52-66.
- Alston, K.P. & Richardson, D.M.** 2006. The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation* 132: 183-198.
- Avalos, G., Hoell, K. Gardner, J., Anderson, S. & Lee, C.** 2006. Impact of the invasive plant *Syzigium jambos* (Myrtaceae) on patterns of understory seedling abundance in a Tropical Premontane Forest, Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical* 54: 415-421.
- Barbosa, L.M. (org.).** 2013. Jardim Botânico de São Paulo: 21 anos de inovações. São Paulo: Instituto de Botânica. 184 p.
- Barbosa, L.M. (org.).** 2015. Restauração ecológica: novos rumos e perspectivas. VI Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo. 436 p.
- Barbosa, L.M., Potomati, A. & Peccinini, A.A.** 2002. O PEFI: histórico e legislação. *In:* Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 15-28.

- Barros, F., Mamede, M.C.H., Melo, M.M.R.F., Lopes, E.A., Jung-Mendacoli, S.L., Kirizawa, M., Makino-Watanabe, H., Chiea, S.A.C. & Melhem, T.S.** 2002. A flora fanerogâmica do PEFI: composição, afinidades e conservação. *In*: Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 93-110.
- Bazi, C. A. & Gomes, E. P. C.** 2015. Produção de serapilheira no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga – PEFI (2014-2015). *In*: 22 Reunião Anual do Instituto de Botânica, São Paulo.
- Bazi, C. A. & Gomes, E. P. C.** 2016. Produção de serapilheira no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga - PEFI – (2015-2016). *In*: 23 Reunião Anual do Instituto de Botânica, São Paulo.
- Bellingham, P. J., Tanner, E.V.J. & Healey, J.R.** 2005. Hurricane disturbance accelerates invasion by the alien tree *Pittosporum undulatum* in Jamaican montane rain forests. *Journal of Vegetation Science* 16: 675-684.
- Blum, C.T., Posonski, M., Hoffmann, P.M. & Borgo, M.** 2005. Espécies vegetais invasoras em comunidades florestais nativas nas margens da Represa do Vossoroca, APA de Guaratuba, Paraná, Brasil. Sociedade Chauá, 14 p.
- Boyle, B., Hopkins, N., Lu, K., Garay, J.A.R., Mozzherin, D., Rees, T., Matasci, N., Narro, M.L., Piel, Mckay, S., Lowry, S., Freeland, C., Peet, R.K. & Enquist, B.** The taxonomic name resolution service: an online tool for automated standardization of plant names. *BMC Bioinformatics* 14:16.
- Bremer, B., Bremer, K., Chase, M., Fay, M., Reveal, J., Soltis, D., Soltis, P. & Stevens, P.** 2009 An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- BFG.** 2015. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia* 66(4): 1085-1113.

- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J.-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vie, J.-C. & Watson, R.** 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168.
- Buttigieg, P.L. & Ramette, A.** 2014. A guide to statistical analysis in microbial ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. *FEMS Microbiology Ecology* 90: 543-550.
- Camargo, R.** (Coord.). 2015. Boletim Climatológico Anual da Estação Meteorológica do IAG-USP - Seção Técnica do Serviço Meteorológico, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, 18: 1-76.
- Campagnoli, M.L., Santos, S.R.G., Silva, S.D.S.R. & Antunes, A.Z.** 2016. O papel das aves na dispersão e germinação de sementes do pau-incenso (*Pittosporum undulatum* Vent.) em um remanescente de Mata Atlântica. *Revista do Instituto Florestal* 28: 59-67.
- Carboni, M., Thuiller, W., Izzì, F. & Acosta, A.** 2010. Disentangling the relative effects of environmental versus human factors on the abundance of native and alien plant species in Mediterranean sandy shores. *Diversity and Distributions* 16: 537-546.
- Carvalho, P. G., Mellis, J.van, Ascensão, B.M., Cestari, F.M., Alves, L.F. & Grombone-Guaratini, M.T.** 2011. Abundância e biomassa de lianas em um fragmento de floresta Atlântica. *Hoehnea* 38: 307-314.

- Catharino, E.L.M., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Durigan, G. & Metzger, J.P.** 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: 1-28.
- Catharino, E.L.M. & Silva, V.D.S.** 2007. Análise preliminar da contaminação biológica para manejo e conservação de três Unidades de Conservação da região metropolitana de São Paulo. *In*: Barbosa, L.M. e Santos JR., N. (Ed.). *A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas ambientais*. São Paulo, Imprensa Oficial do Estado, pp.400-417.
- CDB.** 1992. Convention on Biological Diversity. United Nations, 28 p.
- Chapman, D.S., Dytham, C. & Oxford, G.S.** 2007. Modelling population redistribution in a leaf beetle: an evaluation of alternative dispersal functions. *Journal of Animal Ecology* 76: 36-44.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B.** 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 273-289.
- Christianini, A.V.** 2006. Fecundidade, dispersão e predação de sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. *Brazilian Journal of Botany* 29: 587-594.
- Clark, D.B.** 1996. Abolishing virginity. *Journal of Tropical Ecology* 12: 735-739.
- Condepefi.** sd. Instituições do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. Available at http://www.condepefi.sp.gov.br/instituicoes/instituicoes_fontes_ipiranga.htm (access in 31-XII-2016).
- Corlett, R.T.** 1994. What is secondary forest? *Journal of Tropical Ecology* 10: 445-447.
- Da Costa, M. & Mantovani, W.** 1992. Composição e estrutura de clareiras em mata mesófica na Bacia de São Paulo, SP. *Revista do Instituto Florestal* 4: 178-183.

- Da Fonseca, C.R. & Carvalho, F.A.** 2012. Floristic and phytosociological aspects of the tree community in an urban atlantic forest fragment (Juiz de Fora, state of Minas Gerais, Brazil). *Bioscience Journal* 28: 820-832.
- Davis, M.A.** 2009. *Invasion biology*. Oxford University Press Oxford, 244 p.
- Davis, M.A., Grime, J.P. & Thompson, K.** 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.
- Davison, C.P.** 2006. Estrutura e composição da vegetação de sub-bosque em dois trechos de floresta do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo-SP. 72p. Trabalho de Conclusão de Curso, Faculdade de Ciências Biológicas, Exatas e Experimentais, Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo.
- Davison, C.P.** 2009. Estrutura de clareiras e a presença de bambus em um fragmento de Floresta Atlântica, SP, Brasil. 97p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- Dawson, W. Mndolwa, A.S., Burslem, D.F.R.P. & Hulme, P.** 2008. Assessing the risks of plant invasions arising from collections in tropical botanical gardens. *Biodiversity and Conservation* 17: 1979-1995.
- De Vuono, Y.** 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da reserva biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). 213p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Dias, J., da Fonte, M., Baptista, R., Mantoani, M.C., Holdefer, D.R. & Torezan, J.M.D.** 2013. Invasive Alien Plants In Brazil: A Nonrestrictive Revision of Academic Works. *Natureza & Conservação* 11: 31-35.
- Dislich, R., Kisser, N. & Pivello, V.R.** 2002. The invasion of a forest fragment in São Paulo (SP) by the Australian palm *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. *Brazilian Journal of Botany* 25: 55-64.

- Dos Santos, A.R.** 2014. Produção, estoque e nutrientes da serapilheira em Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, Brasil. 102p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- Dufrene, M. & Legendre, P.** 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Ehrenfeld, J. G.** 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 59-80, 2010.
- Esri, R.** 2011. ArcGIS desktop: release 10. Environmental Systems Research Institute, CA.
- Faeth, S.H., Bang, C. & Saari, S.** 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Year in Ecology and Conservation Biology* 1223: 69-81.
- Fernandes, A.J., Reis, L.A.M. & Carvalho, A.** 2002. Caracterização do meio físico *In*: Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 49-62.
- Flora Do Brasil.** 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at <http://floradobrasil.jbrj.gov.br> (access in 02-I-2017).
- Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Canhos, D.A.L., Carvalho, A.A., Jr. Nadruz Coelho, M.A., Costa, A.F., Costa, D.P., Hopkins, M.G., Leitman, P.M., Lohmann, L.G., Lughadha, E.N., Maia, L.C., Martinelli, G., Menezes, M., Morim, M.P., Peixoto, A.L., Pirani, J.R., Prado, J., Queiroz, L.P., Souza, S., Souza, V.C., Stehmann, J.R., Sylvestre, L.S., Walter, B.M.T. & Zappi, D.C.** 2012. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *Bioscience* 62: 39-45.
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M. & Wilson, J.R.U.** 2008. Ornamental Plants as Invasive Aliens: Problems and Solutions in Kruger National Park, South Africa. *Environmental Management* 41: 32-51.

- Gallien, L. & Carboni, M.** 2017. The community ecology of invasive species: where are we and what's next? *Ecography* 40: 335-352.
- Garcia, R.J.F. & Pirani, J.R.** 2001. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 19: 15-42.
- Garcia, R.J.F. & Pirani, J.R.** 2005. Análise florística, ecológica e fitogeográfica do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (São Paulo, SP), com ênfase nos campos junto à crista da Serra do Mar. *Hoehnea* 32: 49.
- Gavier-Pizarro, G.I., Radeloff, V.C., Stewart, S.I., Huebner, C.D. & Keuler, N.S.** 2010. Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England, USA. *Ecological Applications* 20: 1913-1925.
- Gil, A., Yu, Q., Abadi, M. & Calado, H.** 2014. Using aster multispectral imagery for mapping woody invasive species in Pico da Vara Natural Reserve (Azores Islands, Portugal). *Revista Árvore* 38: 391-401.
- Global Invasive Species Database.** 2017. Species profile: *Livistona chinensis*. 2017. Available at <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1645> (access in 03-I-2017).
- Global Invasive Species Programme - GISP.** 2005. A América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. GISP. 80 p.
- Gomes, E.** 1992. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. 143p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Gomes, E.** 1998. Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. 285p. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R.** 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

- Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P.** 2001. Paleontological Statistics Software: Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1-9.
- Hansen, M.J. & Clevenger, A.P.** 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation* 125: 249-259.
- Hejda, M., Pysek, P. & Jarosik, V.** 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393-403.
- Heywood, V.H. & Sharrock, S.** 2013. European code of conduct for botanic gardens on invasive alien species. Strasbourg: Richmond Council of Europe Publishing, Richmond, 62 p.
- Hirai, R.Y., Gissi, D.S. & Prado, J.** 2016. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. Pteridophyta: 22. Thelypteridaceae e lista atualizada dos táxons. *Hoehnea* 43: 39-56.
- Hirata, J., Melo, M. & Eisenlohr, P.** 2010. Padrões florísticos do componente arbóreo sob interferência de trilhas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Transição em São Paulo, SP, Brasil. *Hoehnea* 37: 555-570.
- Hoehne, F.C.** Registro das plantas do Jardim Botânico de São Paulo. São Paulo, [s.n.], [193-], 399f.
- Hoehne, F.C., Kuhlmann, M. & Handro, O.** 1941. O Jardim Botânico de São Paulo. Departamento de Botânica do Estado, São Paulo, 656 p.
- Hulme, P.E.** 2011. Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 168-174.
- Instituto Hórus.** 2017. Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras I3N Brasil. Florianópolis-SC. Available at <http://i3n.institutohorus.org.br/www> (access in 05-I-2017).
- Jauni, M., Gripenberg, S. & Ramula, S.** 2015. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos* 124: 122-129.

- Joshi, A.A., Mudappa, D. & Raman, T.R.S.** 2009. Brewing trouble: coffee invasion in relation to edges and forest structure in tropical rainforest fragments of the Western Ghats, India. *Biological Invasions* 11: 2387-2400.
- Kairo, M., Ali, B., Cheesman, O., Haysom, K. & Murphy, S.** 2003. Invasive species threats in the Caribbean region. Report to the Nature Conservancy, p.122.
- Kingston, N. & Waldren, S.** 2003. The plant communities and environmental gradients of Pitcairn Island: The significance of invasive species and the need for conservation management. *Annals of Botany* 92: 31-40.
- Knobel, M.G.** 1995. Aspectos da regeneração natural do componente arbóreo-arbustivo de trecho da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica em São Paulo, SP. 128p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Kondrat, H.** 2014. Dinâmica da Comunidade Vegetal de Remanescente de Mata Atlântica na Região Metropolitana de São Paulo. 88p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- Kowarik, I.** 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974-1983.
- Kowarik, I., Von Der Lippe, M. & Cierjacks, A.** 2013. Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia* 85: 113-132.
- Krebs, C.J.** 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York.
- Kudo, Y., Mutaqien, Z., Simbolon, H. & Suzuki, E.** 2014. Spread of invasive plants along trails in two national parks in West Java, Indonesia. *Tropics* 23: 99-110.
- Kueffer, C., Daehler, C.C., Torres-Santana, C.W., Lavergne, C., Meyer, J. Y., Otto, R. & Silva, L.** 2010. A global comparison of plant invasions on oceanic islands. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 12: 145-161.

- Lake, J.C. & Leishman, M.R.** 2004. Invasion success of exotic in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117: 215-226.
- Legendre, P. & Gallagher, E.D.** 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Legendre, P. & Legendre, L.F.** 2012. Numerical ecology. Elsevier. 1006 p.
- Leung, G.P.C., Hau, B.C.H. & Corlett, R.T.** 2009. Exotic plant invasion in the highly degraded upland landscape of Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation* 18: 191-202.
- Lockwood, J.L., Cassey, P. & Blackburn, T.** 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 223-228.
- Lonsdale, W.M.** 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 522-536.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z. & Řehořek, V.** 2012. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145: 179-184.
- Maema, L.P., Potgieter, M. & Mahlo, S.M.** 2016. Invasive alien plant species used for the treatment of various diseases in Limpopo province, South Africa. *African Journal of Traditional Complementary and Alternative Medicines* 13: 223-231.
- Mascaro, J., Becklund, K.K., Hughes, R.F. & Schnitzer, S.A.** 2008. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. *Forest Ecology and Management* 256: 593-606.
- Mckinney, M.L.** 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.

- Mckinney, M.L. & La Sorte, F.A.** 2007. Invasiveness and homogenization: synergism of wide dispersal and high local abundance. *Global Ecology and Biogeography* 16: 394-400.
- Mckinney, M.L. & Lockwood, J.L.** 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 450-453.
- Mengardo, A.L.T., Figueiredo, C.L., Tambosi, L.R. & Pivello, V.R.** 2012. Comparing the establishment of an invasive and an endemic palm species in the Atlantic rainforest. *Plant Ecology & Diversity* 5: 345-354.
- Mengardo, A.L.T. & Pivello, V.R.** 2014. The effects of an exotic palm on a native palm during the first demographic stages: contributions to ecological management. *Acta Botanica Brasilica* 28: 552-558.
- Meyer, J.-Y.** 2000. Preliminary review of the invasive plants in the Pacific islands (SPREP Member Countries). *In: Sherley, G. (ed.) Invasive species in the Pacific: A technical review and draft regional strategy.* Apia, Samoa, p. 85-115.
- Meyer, J.Y., Lavergne, C. & Hodel, D.R.** 2008. Time bombs in gardens: invasive ornamental palms in tropical islands, with emphasis on French Polynesia (Pacific Ocean) and the Mascarenes (Indian Ocean). *Palms, Lawrence* 52: 71-83.
- Mielke, E.C., Negrelle, R.R.B., Cuquel, F.L. & Lima, W.P.** 2015. Espécies exóticas invasoras arbóreas no Parque da Barreirinha em Curitiba: registro e implicações. *Ciência Florestal* 25: 327-336.
- Monteiro, C., Prado, B. & Dias, A.** 2009. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Angatuba. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, p. 239.
- Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B. & Worm, B.** 2011. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? *PLOS Biology* 9: 1-8.
- Moraes, R.M.** 2002. Ciclagem de nutrientes na floresta do PEFI: Produção e decomposição da serapilheira. *In: Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das*

- Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 133-142.
- Morales, C.O.** 2015. Floristic and structural characterization of three secondary forest fragments in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 57: 69-82.
- Moreira, B. & Carvalho, F.A.** 2013. A comunidade arbórea de um fragmento urbano de Floresta Atlântica após 40 anos de sucessão secundária (Juiz de Fora, Minas Gerais). *Biotemas* 26: 59-70.
- Moro, M.F., Souza, V.C., de Oliveira-Filho, A.T., Queiroz, L.P., Fraga, C.N., Rodal, M.J.N., Araujo, F.S. & Martins, F.R.** 2012. Aliens in the room: what to do with exotic species in taxonomic, floristic and phytosociological studies? *Acta Botanica Brasilica* 26: 991-999.
- Nascimento, A.R.T., Fagg, J.M.F. & Fagg, C.W.** 2007. Canopy openness and LAI estimates in two seasonally deciduous forests on limestone outcrops in central Brazil using hemispherical photographs. *Revista Árvore* 31: 167-176.
- Nascimento, F.D.S., Aragaki, S. & Silva, F.H.D.** 2011. Avaliação populacional de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drud no “P.M. Alfredo Volpi” (São Paulo, SP). In: 18 Reunião Anual do Instituto de Botânica, São Paulo.
- Nastri, V., Catharino, E.L.M., Rossi, L., Barbosa, L.M., Pirré, E., Bedinelli, C., Asperti, L.M., Dorta, R.O. & Costa, M.P.** 1992. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programas de educação ambiental. *Revista do Instituto Florestal* 4: 219-225.
- Orloci, L.** 1967. An agglomerative method for classification of plant communities. *Journal of Ecology* 55: 193-206.
- Perigolo, N.A.** 2014. Caracterização dos tipos vegetacionais do médio Rio Madeira, Rondônia. 67p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Brasília.

- Perrings, C., Mooney, H. & Williamson, M.** 2010. Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management, and policy. Oxford University Press, Estados Unidos.
- Peña-Claros, M.** 2003. Changes in Forest Structure and Species Composition during Secondary Forest Succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica* 35: 450-461.
- Pielou, E.** 1975. Ecological diversity. Wiley, Nova York.
- Pivello, V. & Peccinini, A.** 2002. A vegetação do PEFI. *In:* Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 75-92.
- Promis, A., Gärtner, S., Butler-Manning, D. Durán-Rangel, C., Reif, A., Cruz, G. & Hernández, L.** 2011. Comparison of four different programs for the analysis of hemispherical photographs using parameters of canopy structure and solar radiation transmittance. *Sierra* 519:19-33.
- Pysek, P., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Webster, G.L., Williamson, M. & Kirschner, J.** 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.
- Quantum GIS Development Team.** 2016. Quantum GIS geographic information system v.2.18.3: Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team.** 2016. R: A language and environment for statistical computing. Viena, Austria. Available at <https://www.r-project.org/> (access in 31-XII-2016).
- Rejmanek, M.** 2014. Invasive trees and shrubs: where do they come from and what we should expect in the future? *Biological Invasions* 16: 483-498.
- Ribeiro, M.D.O.** 2006. Levantamento populacional e manejo da espécie exótica invasora *Dracaena fragrans* Ker-Gawl (Angiospermae–Liliaceae), em um trecho de Floresta Atlântica sob efeitos de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, Brasil. 96p. Trabalho de

conclusão de curso, Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Richardson, D.M. & Pysek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409-431.

Richardson, D. M. Pysek, P., Rejmanek, 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.

Richardson, D.M. & Rejmanek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions* 17: 788-809.

Ricotta, C., Godefroid, S. & Rocchini, D. 2010. Invasiveness of alien plants in Brussels is related to their phylogenetic similarity to native species. *Diversity and Distributions* 16: 655-662.

Rocha, Y.T. & Cavaleiro, F. 2001. Aspectos históricos do jardim botânico de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 577-586.

Rouget, M. & Richardson, D. 2003. Inferring Process from Pattern in Plant Invasions: A Semimechanistic Model Incorporating Propagule Pressure and Environmental Factors. *The American Naturalist* 162: 713-724.

Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2014. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2: 32-49.

Santiago, D.S., Fonseca, C. & Carvalho, F.A. 2014. Fitossociologia da regeneração natural de um fragmento urbano de Floresta Estacional Semidecidual (Juiz de Fora, MG). *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 9: 117-123.

Santos, P. & Funari, F. 2002. Clima local. *In*: Bicudo, D.C., Forti, M.C., Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, p. 27-46.

- São Paulo.** 1893. Decreto nº204, de 12-IX-1893. Declara de utilidade publica, para desapropriação, os terrenos da bacia do ribeirão do Ypiranga, necessarios para o serviço de desenvolvimento do abastecimento de agua da capital. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 15-IX-1893.
- São Paulo.** 1969. Decreto nº 52.281, de 12/08/1969. Cria o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 12-VIII-1969.
- São Paulo.** 1969. Lei nº 10.353, de 17/01/1969. Dispõe sobre preservação dos bosques e matas que constituem o Parque da Água Funda, situado nesta Capital. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 18-I-1969, pp. 2.
- São Paulo.** 2006. Os elementos naturais e as interferências urbanas. *In:* Santos, R.F. (cord.). Estudos sócio-econômico-ecológico e legislativo para caracterização, zoneamento e implantação do Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga e do seu programa de eco-desenvolvimento: diagnóstico. Laboratório de Planejamento Ambiental - LAPLA/Planejamento Engenharia Agrícola – PLANTEC, Campinas, p. 257.
- São Paulo.** 2013. Lei nº 14.944, de 9-I-2013. Autoriza a Fazenda do Estado a desafetar as áreas que especifica, integrantes do "Parque Estadual das Fontes do Ipiranga", e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 10-I-2013, Seção I, pp. 3.
- Schneider, C.A., Rasband, W.S. & Eliceiri, K.W.** 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods* 9: 671-675.
- Shepherd, G.** 2010. Fitopac 2.1. 2.85. Manual do usuário. Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Sheppard, C.S., Burns, B.R. & Stanley, M.C.** 2016. Future-proofing weed management for the effects of climate change: is New Zealand underestimating the risk of increased plant invasions? *New Zealand Journal of Ecology* 40: 398-405.

- Silva, A.F.C.D.** 2006. Ciência nos cafezais: a campanha contra a broca do café em São Paulo (1924-1929). 2006. 235p. Dissertação de Mestrado, Casa de Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- Silva, F.H.D., Aragaki, S. & Nascimento, F.** 2011. *Coffea arabica* L. e *Pittosporum undulatum* Vent: estudos populacionais e propostas de manejo. In: 18 Reunião Anual do Instituto de Botânica, São Paulo.
- Singh, T.B., Das, A. K. & Singh, P.** 2015. Study of Alien and Invasive Flora of Valley District of Manipur and Their Control. IJIRST –International Journal for Innovative Research in Science & Technology 1: 616-626.
- Souza, S.C.P.M.D., Silva, A.G., Franco, G.A.D.C. & Ivanauskas, N.M.** 2016. A vegetação secundária em um fragmento florestal urbano influência de exóticas invasoras na comunidade vegetal. Revista do Instituto Florestal 28: , n. 1, p. 7-35.
- Tanus, M.R., Pastore, M., Bianchini, R.S. & Gomes, E.P.C.** 2012. Estrutura e composição de um trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. Hoehnea 39: 157-168.
- The Plant List.** 2013. The plant list: A working list of all plant species Version 1.1. 2013. Available at <http://www.theplantlist.org/> (access in 31-XII-2016).
- Thompson, J., Lugo, A.E. & Thomlinson, J.** 2007. Land use history, hurricane disturbance, and the fate of introduced species in a subtropical wet forest in Puerto Rico. Plant Ecology 192: 289-301.
- Tothmeresz, B.** 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. Journal of Vegetation Science 2: 283-290.
- Vieira, M.O.** 2015. Decomposição da serapilheira em dois trechos de Floresta Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, um deles sob influência do bambu *Aulonemia aristulata* (Döll) -MacClure. 103p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.

- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarosik, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pysek, P.** 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702-708.
- Villagra, B.L.P., Romaniuc-Neto, S.** 2011. Plantas trepadeiras do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo, Brasil). *Hoehnea* 38: 325-384.
- Visnadi, S.R.** 2015. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação importante para a proteção da brioflora da Mata Atlântica na cidade de São Paulo, Brasil. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais* 10: 437-469.
- Watson, J., Trueman, M., Tufet, M., Henderson, S. & Atkinson, R.** 2010. Mapping terrestrial anthropogenic degradation on the inhabited islands of the Galapagos Archipelago. *Oryx* 44: 79-82.
- Whatley, J.M., Whatley, F.R.** 1982. A luz e a vida das plantas. v. 30. EDUSP, São Paulo, p. 101.
- Wickham, H.** 2007. Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software* 21: 1-20.
- Zanchetta, D., Diniz, F.V.** 2006. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). *Revista do Instituto Florestal* 18: 1-14.
- Zenni, R.D.** 2015. The naturalized flora of Brazil: a step towards identifying future invasive non-native species. *Rodriguésia* 66: 1137-1144.
- Ziller, S. R.** 2006. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. *In:* Campos, J.B., Tossulino, M.G.P., Müller, C.R.C. (org.) Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, p. 34-52.
- Ziller, S.R.** 2009. Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual. *In:* Cadernos da Mata Ciliar: Espécies exóticas invasoras.

Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, p. 12-16.

Ziller, S.R., De Sá Dechoum, M. 2014. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2: 4-31.

ANEXO I - Chave dicotômica de caracteres vegetativos e férteis para identificação das espécies pertencentes à lista guia

1 . Folhas diretamente inseridas no eixo principal da planta.....	2
1'. Presença de ramos laterais.....	5
2 . Palmeira.....	3
2'. Arbusto, base foliar com bainha.....	<i>Dracaena fragans</i>
3 . Folhas pinadas ou bipinadas.....	4
3'. Folhas palmadas (similar a um leque).....	<i>Livistona chinensis</i>
4 . Folha pinadas, folíolos opostos e dísticos (conferir prancha para diferenciar de <i>Euterpe edulis</i>).....	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>
4'. Folha bipinadas, folíolos alternos, dísticos e em formato de cauda de peixe	<i>Caryota urens</i>
5 . Folhas compostas.....	6
5'. Folhas simples.....	7
6 . Folhas pinadas, opostas, discolores, folíolos opostos, peciólulo ausente, borda serreada, tricomas ausentes, inflorescência terminal.....	<i>Tecoma stans</i>
6'. Folhas bipinadas, alternas, folíolos opostos, pecíolo expandido na base, foliólulos opostos, peciolados, borda denteada, tricomas no ápice dos ramos, inflorescência lateral.....	<i>Melia azedarach</i>
7 . Folha com limbo foliar não reduzido.....	8
7'. Folha acicular.....	<i>Pinus</i> sp.
8 . Folhas opostas ou verticiladas.....	9
8'. Folhas alternas.....	13
9 . Folhas opostas.....	10

- 9'. Folhas verticiladas, 3 a 4 por verticilo, face adaxial com nervuras principal de cor clara e secundárias pouco evidentes, face abaxial com nervuras principal evidente e secundárias reticuladas, limbo foliar avançando sobre o pecíolo, borda com aspecto ondulado, discolores.....*Pittosporum undulatum*
- 10 . Estípula interpeciolar ausente, pontuações translúcidas presentes..... 11
- 10'. Estípula interpeciolar presente, folhas dísticas, limbo lustroso na face adaxial (quando jovens), nervuras principal e secundárias impressas na face adaxial e proeminentes na face abaxial, domáceas presentes entre as nervuras principal e secundárias na face abaxial.....*Coffea arabica*
- 11 . Folhas lanceoladas..... 12
- 11'. Folhas oblongas, face adaxial glabra ou glabrescente, nervuras principal e secundárias impressas na face adaxial e proeminentes na face abaxial, nervuras secundárias terminando em arco, base do limbo cordada a arredondada, flores solitárias laterais, completas e polistêmones, tricomas presentes no ápice dos ramos, concolores.....*Psidium guajava*
- 12 . Folhas glabras, face adaxial com nervuras principal em cor clara e secundárias paralelas entre si (próximas e em quantidade), face abaxial com nervuras principal e secundárias pouco evidentes, nervura coletora próxima à borda do limbo, inflorescências laterais, discolores, casca esbranquiçada.....*Syzygium cumini*
- 12'. Folhas glabras, face adaxial com nervuras principal impressa e secundárias pouco evidentes (em quantidade menor que *S. cumini* e espaçadas entre si), face abaxial com nervuras principal e secundárias proeminentes, nervura coletora distante da borda foliar (quando comparada a *S. cumini*), inflorescência terminal, concolores, casca escura.....*Syzygium jambos*
- 13 . Nervura actinódroma, estípulas interpeciolares presentes..... 14
- 13'. Nervura peninérvia, estípulas ausentes..... 16

- 14 . Estípulas persistentes, pecíolo não canaliculado, nervuras principal e secundárias impressas na face adaxial e proeminentes na face abaxial, nervuras secundárias direcionadas à borda foliar, flor solitária lateral.....*Malvaviscus arboreus*
- 14'. Estípulas caducas, pecíolo canaliculado..... 15
- 15 . Planta sem látex leitoso, pecíolo em 2-3 cm, nervuras secundárias proeminentes (direcionadas à borda foliar) e terciárias pouco evidentes na face abaxial, borda delicadamente serreada.....*Hovenia dulcis*
- 15'. Planta com látex leitoso, pecíolo superior a 3 cm, nervuras principal e secundárias impressas na face adaxial e proeminentes na face abaxial formando arcos, borda largamente serreada, base do limbo truncada a arredondada.....*Morus nigra*
- 16 . Ápice dos ramos glabro..... 17
- 16'. Ápice dos ramos com tricomas, gema apical em cor clara, folhas glabrescentes na face adaxial e densamente pilosas na face abaxial, borda denteada.....*Eriobotrya japonica*
- 17 . Base do pecíolo entumecida, nervuras primária e secundária evidentes em ambas as faces, inflorescência terminal, aromática (manga verde), planta com látex transparente.....*Mangifera indica*
- 17'. Face adaxial lustrosa, nervuras secundárias pouco evidentes na face adaxial e proeminentes na face abaxial, inflorescência lateral.....*Persea americana*

ANEXO II - Pranchas contendo imagens de características das espécies exóticas pertencentes à lista guia a fim de auxiliar na identificação

Archontophoenix cunninghamiana

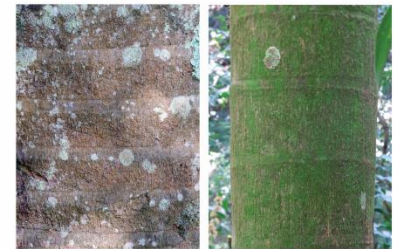
Detalhe inserção das folhas



Detalhe raízes



Detalhe estipe



Face adaxial



Face adaxial



Frutos



Face abaxial



Face abaxial



Indivíduo juvenil



Archontophoenix cunninghamiana

Face adaxial



Face abaxial



Euterpe edulis

Face adaxial



Face abaxial



Caryota urens

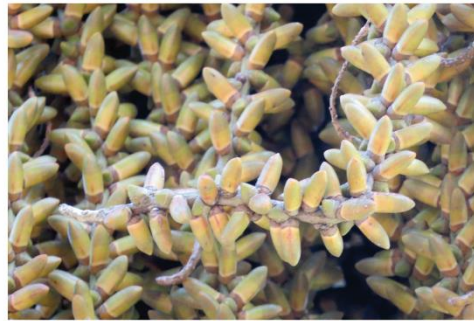
Estipe



Aspecto geral da palmeira



Detalhe flor



Detalhe folíolo (herborizado)



Detalhe inserção folhas e inflorescências



Frutos



Inflorescência



Folha



Dracaena fragans

Aspecto geral



Aspecto geral



Detalhe tronco



Face adaxial



Face adaxial



Detalhe folhas inserção



Face abaxial



Face abaxial



Detalhe bainha

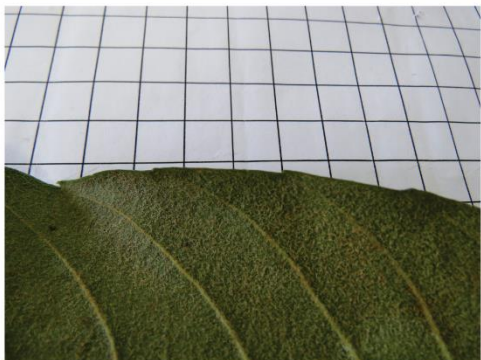


Eriobotrya japonica

Aspecto geral - ausência de latex



Detalhe borda da folha



Detalhe tronco



Face adaxial



Face adaxial



Face abaxial



Face abaxial



Detalhe gema apical



Detalhe estípulas (?)



Hovenia dulcis

Aspecto geral - ausência de latex



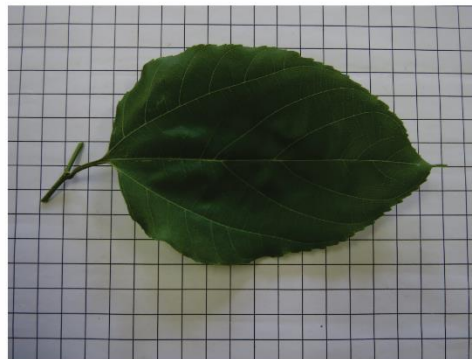
Detalhe tronco



Morus x *Hovenia*



Face adaxial



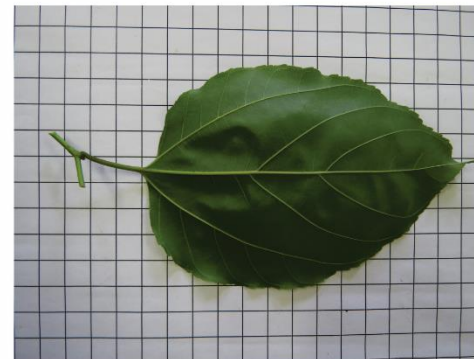
Detalhe borda



Detalhe estípula



Face abaxial



Pecíolo



Detalhe estípulas



Livistona chinensis

Aspecto geral



Aspecto geral



Folhas



Inflorescência

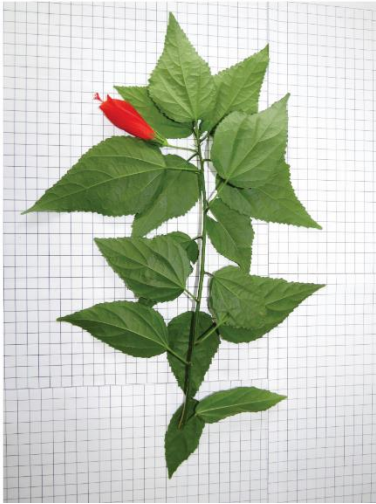


Inflorescência

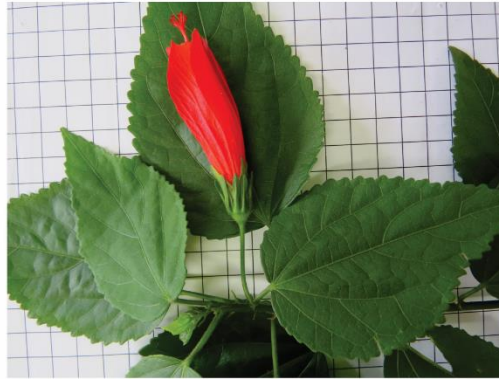


Malvaviscus arboreus

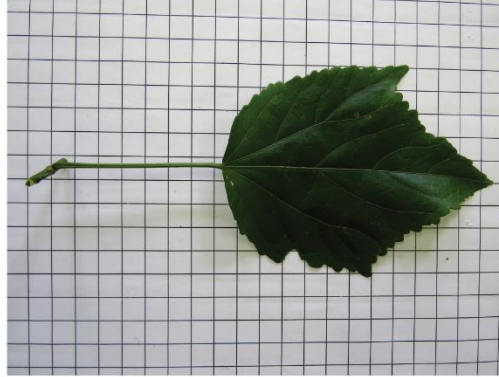
Aspecto geral - ausência de latex



Flor solitária



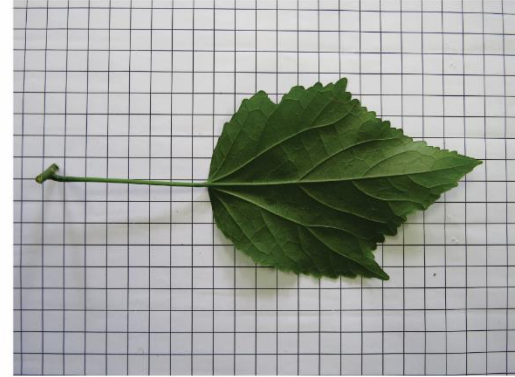
Face adaxial



Detalhe estípulas



Face abaxial



Mangifera indica

Aspecto geral - latex transparente



Gema apical



Face adaxial - folha jovem



Face adaxial



Frutos



Face abaxial - folha jovem



Face abaxial



Melia azedarach

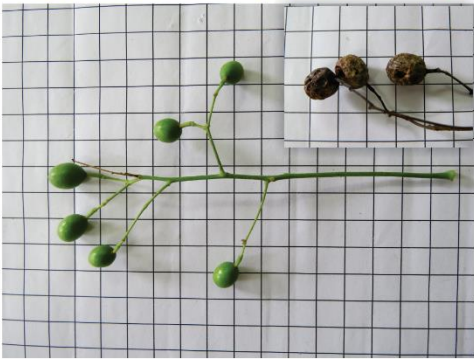
Aspecto geral - ausência de latex



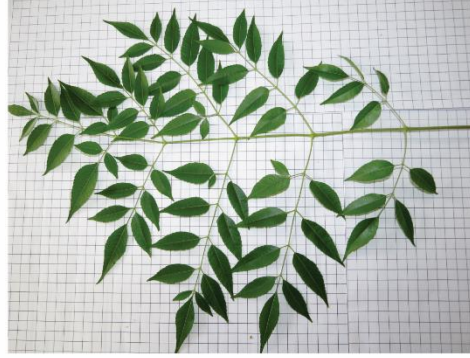
Detalhe gema apical



Inflorescência e frutos



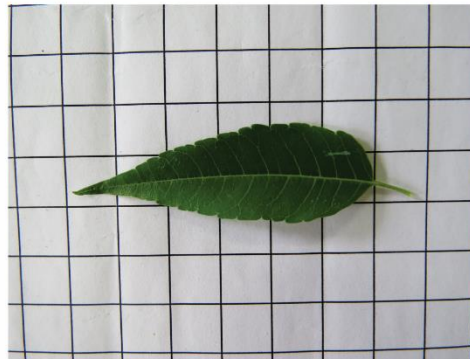
Face adaxial - Folha



Face adaxial - Foliolo



Face adaxial - Foliólulo



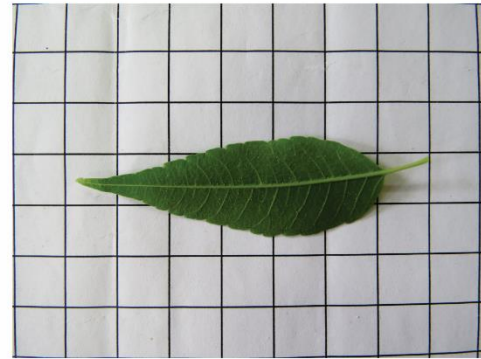
Face abaxial - Folha



Face abaxial - Foliolo

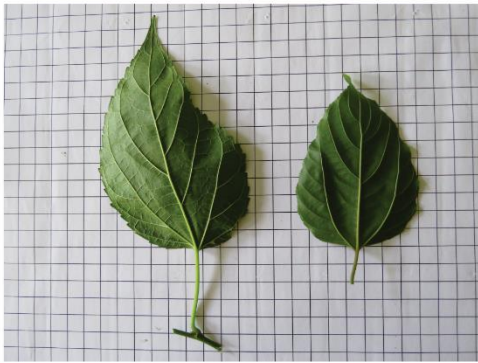


Face abaxial - Foliólulo



Morus nigra

Morus x *Hovenia*



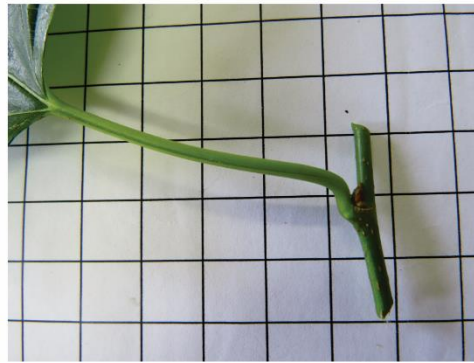
Aspecto geral



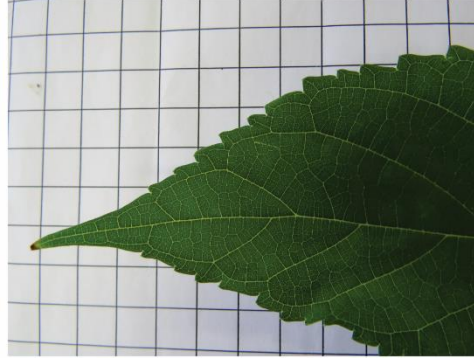
Aspecto geral - ausência de latex



Detalhe gema lateral



Detalhe borda



Face adaxial



Fruto



Pecíolo



Face abaxial



Persea americana

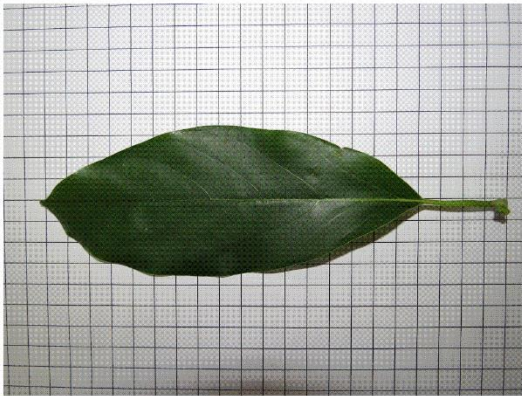
Aspecto geral



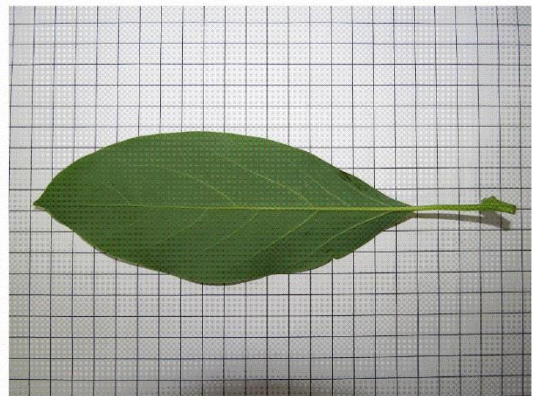
Aspecto geral



Face adaxial



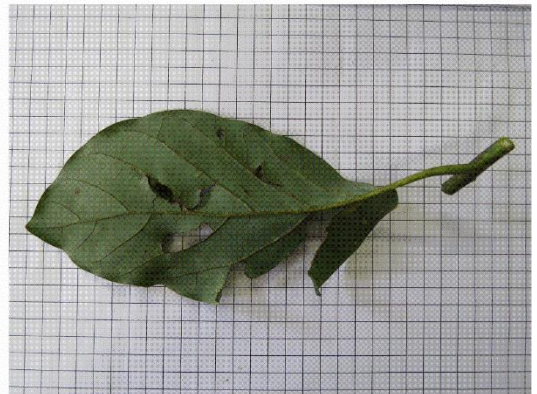
Face abaxial



Detalhe borda



Pecíolo



Pinus sp.

Tronco



Aspecto geral da árvore na vegetação nativa



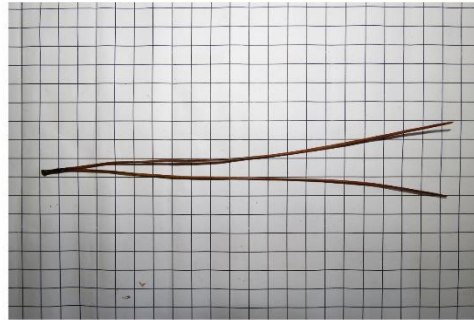
Cone fechado



Aspecto no interior da vegetação



Acícula



Cone aberto



Ramo fértil



Pittosporum undulatum

Aspecto geral



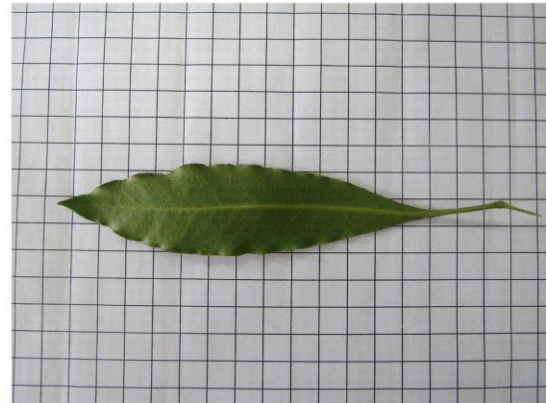
Detalhe gemas apicais



Face adaxial



Face abaxial



Detalhe borda



Fruto



Psidium guajava

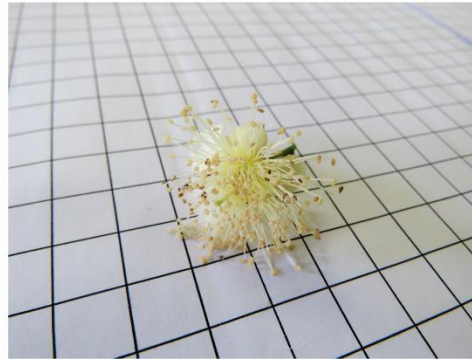
Tronco



Aspecto geral do ramo



Detalhe flor



Face adaxial



Face adaxial



Flor e botão floral



Face abaxial



Face abaxial



Syzygium cumini

Aspecto geral - ausência de latex



Aspecto inflorescência



Tronco



Face adaxial



Face adaxial



Inflorescência



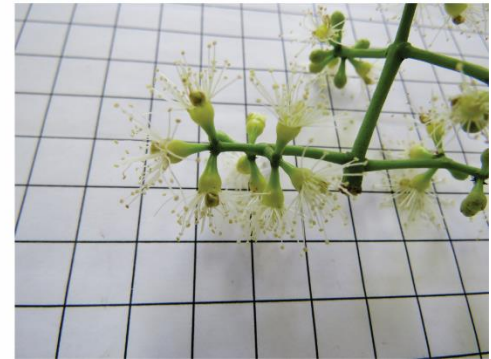
Face abaxial



Face abaxial



Detalhe flores



Syzygium jambos

Aspecto geral da árvore



Tronco



Ramo na árvore



Face adaxial



Face adaxial - folha



Detalhe da inserção das folhas



Face abaxial



Face abaxial - folha



Tecoma stans

Aspecto geral



Aspecto geral



Detalhe gema lateral



Face adaxial - Folha



Face adaxial - Foliolo



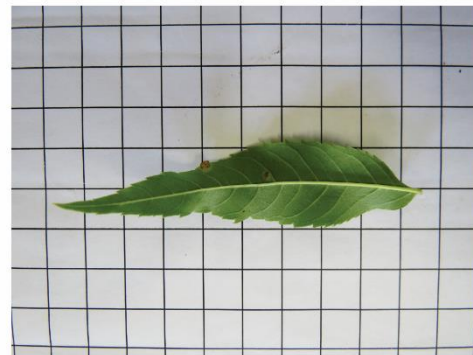
Inflorescência



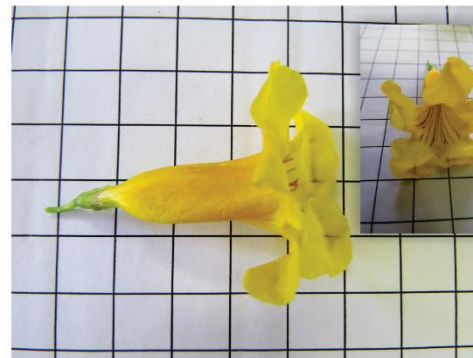
Face abaxial - Folha



Face abaxial - Foliolo



Flor



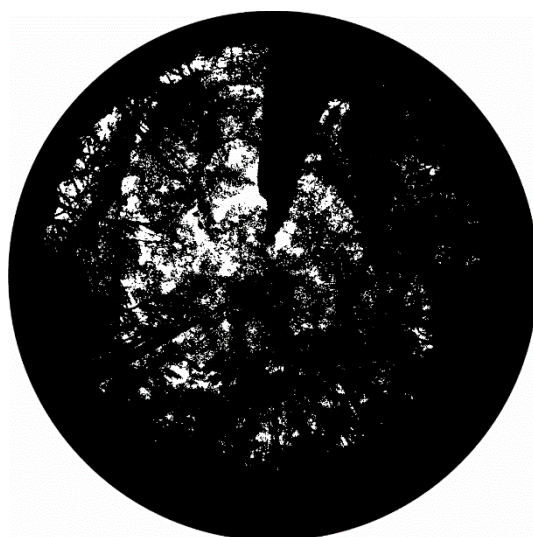
ANEXO III – Exemplos de fotografias hemisféricas e suas versões em preto e branco



Área 1



Área 2



Área 3

ANEXO IV – Script elaborado para a elaboração automática de matriz de área

por espécie e cálculo do Indval

```
1 ##### 08/02/2017 #####
2
3 # atribuição de pasta
4 setwd("F:/.../analise-de-dados")
5 getwd()
6
7 # salvando o workspace
8 save.image(file="F:/.../script_analisededados_indval.R.RData")
9
10 # carregando os pacotes desta sessão
11 library(vegan)
12 library(labdsv)
13 library(reshape)
14
15 ## Gerando as matrizes sem as espécies indeterminadas, identificadas até gênero ou
16 ## família ##
17 ## Todas as áreas - Nativas, Árvores ##
18 totalspr<-read.table("totalspr.csv", head=T, sep=";") # carregando a planilha
19 colnames(totalspr) # mostrando o nome das colunas
20 totalsparvnatr<-totalspr[totalspr$cap1_cm >= 15.0,] #selecionando apenas os indivíduos
21 # com CAP >= a 15 cm
22 totalsparvnatr<-totalsparvnatr[totalsparvnatr$origem == "n", ] # selecionando apenas os
23 # indivíduos nativos
24 site.sp.totalsparvnatr <- cast(totalsparvnatr, parcela + area ~ especietnrs,
25                               value='abundancia', fun.aggregate = sum)
26 #transpondo as espécies para as colunas e acrescentando 0 nas ausências
27 site.sp.totalsparvnatr<-as.data.frame(site.sp.totalsparvnatr) # transformando a saída em
28 #data.frame
29 class(site.sp.totalsparvnatr) # verificando a saída
30 rownames(site.sp.totalsparvnatr)<-site.sp.totalsparvnatr$parcela # atribuindo as parcelas
31 #aos nomes das linhas
32 site.sp.totalsparvnatr<-site.sp.totalsparvnatr[,-1] # retirando a primeira coluna referente
33 #às parcelas, para não duplicar
34 colnames(site.sp.totalsparvnatr) <- make.cepnames(colnames(site.sp.totalsparvnatr))
35 #sumarizando em 8 caracteres as espécies
36 site.sp.totalsparvnatr<-site.sp.totalsparvnatr[order(site.sp.totalsparvnatr$area,
37                                                       decreasing = FALSE),] #ordenando
38 #por área
39 site.sp.totalsparvnatr # mostrando o resultado final
40 write.csv(site.sp.totalsparvnatr, file = "totalsparvnatr.matriz.csv") # exportando o
41 #resultado final como csv
42
43 ## Todas as áreas - Nativas e Exóticas, Árvores
44 totalsp<-read.table("totalspr.csv", head=T, sep=";") # carregando a planilha
45 colnames(totalspr) # mostrando o nome das colunas
46 totalsparvr<-totalspr[totalspr$cap1_cm >= 15.0,] #selecionando apenas os indivíduos
47 #com CAP >= a 15 cm
```

```

48 site.sp.totalsparvr <- cast(totalsparvr, parcela + area ~ especietnrs, value='abundancia',
49                             fun.aggregate = sum)
50 #transpondo as espécies para as colunas e acrescentando 0 nas ausências
51 site.sp.totalsparvr<-as.data.frame(site.sp.totalsparvr) # transformando a saída em
52 #data.frame
53 class(site.sp.totalsparvr) # verificando a saída
54 rownames(site.sp.totalsparvr)<-site.sp.totalsparvr$parcela # atribuindo as parcelas aos
55 #nomes das linhas
56 site.sp.totalsparvr<-site.sp.totalsparvr[,-1] # retirando a primeira coluna das parcelas,
57 #para não duplicar
58 colnames(site.sp.totalsparvr) <- make.cephnames(colnames(site.sp.totalsparvr))
59 #sumarizando em 8 caracteres as espécies
60 site.sp.totalsparvr<-site.sp.totalsparvr[order(site.sp.totalsparvr$area,
61                                             decreasing = FALSE),] #ordenando por área
62 site.sp.totalsparvr # mostrando o resultado final
63 write.csv(site.sp.totalsparvr, file = "totalsparvr.matriz.csv") # exportando o resultado
64 final como csv
65
66 ## INDVAL sem as indeterminadas, id até gênero ou família ##
67
68 # Árvores nativas das 3 áreas - sem as mortas #
69 speciesspnatarv<- read.csv("totalsparvnatr.matriz.csv",head=T,sep="," ,row.names=1)
70
71 #importando a matriz
72 dim(speciesspnatarv) # dimensões da planilha
73 speciesspnatarv<-speciesspnatarv[,-203] # retirando as mortas
74 speciesspnatarv # mostrando a matriz, conferindo
75 ivaspnatarvr <- indval(speciesspnatarv[,-1],speciesspnatarv$area) # primeira coluna
76 #removida porque apenas as espécies são alvo da análise. O segundo argumento
77 #corresponde aos grupos que deseja verificar as diferenças na composição de espécies
78 ivaspnatarvr # mostrando a análise
79 #filtrando os resultados apenas das espécies que tiveram p <= 0.05
80 #testando independente da resposta se este valor de indicador é significativamente maior
81 #que o esperado
82 gr <- ivaspnatarvr$maxcls[ivaspnatarvr$pval<=0.05]
83 iv <- ivaspnatarvr$indcls[ivaspnatarvr$pval<=0.05]
84 pv <- ivaspnatarvr$pval[ivaspnatarvr$pval<=0.05]
85 fr <- apply(speciesspnatarv[,-1]>0, 2, sum)[ivaspnatarvr$pval<=0.05]
86 invdalsummaryspnatarvr <- data.frame(group=gr, indval=iv, pvalue=pv, freq=fr)
87 invdalsummaryspnatarvr <- invdalsummaryspnatarvr[
88   order(invdalsummaryspnatarvr$group, -invdalsummaryspnatarvr$indval),]
89 invdalsummaryspnatarvr # mostrando o resultado sumarizado
90 write.csv(invdalsummaryspnatarvr, file = "invdalsparvnatr.matriz.csv") # exportando a
91 #matriz
92
93 # Árvores nativas e exóticas das 3 áreas - sem as mortas #
94 speciessptotalarv<- read.csv("totalsparvr.matriz.csv",head=T,sep="," ,row.names=1)
95 #importando a matriz
96 dim(speciessptotalarv) # dimensões da planilha
97 speciessptotalarv<-speciessptotalarv[,-211] # retirando as mortas
98 speciessptotalarv # mostrando a matriz

```

```

99  ivasptotalarv <- indval(speciessptotalarv[,-1],speciessptotalarv$area) # primeira coluna
100 #removida porque apenas as espécies são alvo da análise. O segundo argumento
101 #corresponde aos grupos que deseja verificar as diferenças na composição de espécies
102 ivasptotalarv # mostrando a análise
103 #filtrando os resultados apenas das espécies que tiveram p <= 0.05
104 #p testando independente da resposta se este valor de indicador é significativamente
105 #maior que o esperado
106 gr2 <- ivasptotalarv$maxcls[ivasptotalarv$pval<=0.05]
107 iv2 <- ivasptotalarv$indcls[ivasptotalarv$pval<=0.05]
108 pv2 <- ivasptotalarv$pval[ivasptotalarv$pval<=0.05]
109 fr2 <- apply(speciessptotalarv[,-1]>0, 2, sum)[ivasptotalarv$pval<=0.05]
110 indvalsummarysptotalarv <- data.frame(group=gr2, indval=iv2, pvalue=pv2, freq=fr2)
111 indvalsummarysptotalarv <- indvalsummarysptotalarv[
112   order(indvalsummarysptotalarv$group, -indvalsummarysptotalarv$indval),]
113 indvalsummarysptotalarv # mostrando o resultado sumarizado
114 write.csv(indvalsummarysptotalarv, file = "indvalsptotalarvr.matriz.csv") # exportando a
115 #matriz
116
117 ## Script realizado com base em http://climateecology.wordpress.com/2012/07/17/r-for-
118 #ecologists-creating-a-site-x-species-matrix/ e
119 http://rfunctions.blogspot.com.br/2013/02/multivariate-analysis-indicator-value.html##
120 citation("vegan")
121 citation("labdsv")
122 citation("reshape")
#####

```

ANEXO V – Parâmetros fitossociológicos

Tabela 10. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 1 (menor nível de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI). DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Cupania oblongifolia</i>	8,82	9,27	5,98	24,07	18,09
<i>Guarea macrophylla</i>	6,30	1,99	5,16	13,45	8,29
<i>Pouteria reticulata</i>	4,20	6,16	2,99	13,35	10,37
<i>Eugenia pruinosa</i>	2,94	5,58	2,99	11,51	8,52
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	2,94	5,24	2,45	10,63	8,18
<i>Cordia sellowiana</i>	3,99	2,01	3,80	9,81	6,00
<i>Eugenia excelsa</i>	4,62	1,42	3,53	9,58	6,04
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	2,94	3,11	3,26	9,31	6,05
<i>Mouriri chamissoana</i>	1,68	5,80	1,63	9,11	7,48
<i>Heisteria silvianii</i>	2,52	4,29	1,90	8,71	6,81
<i>Calyptranthes lucida</i>	3,78	1,65	2,72	8,15	5,44
<i>Calyptranthes grandifolia</i>	2,73	2,00	2,72	7,45	4,73
<i>Trichilia silvatica</i>	2,94	0,58	3,26	6,78	3,52
<i>Rudgea jasminoides</i>	2,94	0,67	2,99	6,60	3,61
<i>Cordia myrciifolia</i>	2,73	0,38	2,72	5,83	3,11
<i>Tachigali denudata</i>	0,21	5,21	0,27	5,69	5,42
<i>Ocotea venulosa</i>	1,89	1,32	2,17	5,38	3,21
<i>Tapirira guianensis</i>	0,42	4,28	0,54	5,24	4,70
<i>Cryptocarya saligna</i>	1,47	2,14	1,36	4,97	3,61
<i>Sloanea guianensis</i>	1,05	2,41	1,36	4,82	3,46
<i>Endlicheria paniculata</i>	1,05	1,94	1,36	4,35	2,99
<i>Eugenia sp2</i>	1,26	1,25	1,36	3,87	2,51
<i>Faramea montevidensis</i>	1,47	0,34	1,90	3,71	1,81
<i>Trichilia glabra</i>	1,26	0,65	1,63	3,54	1,91
<i>Cabrlea canjerana</i>	0,63	2,05	0,82	3,49	2,68
<i>Eugenia neoglomerata</i>	1,26	0,49	1,63	3,38	1,75
<i>Myrcia aethusa</i>	1,26	0,70	1,09	3,04	1,96
<i>Eugenia handroana</i>	1,26	0,19	1,36	2,81	1,45
<i>Ocotea aciphylla</i>	1,05	0,38	1,36	2,79	1,43
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,21	2,28	0,27	2,76	2,49
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	0,63	1,29	0,82	2,74	1,92
<i>Myrcia tijucensis</i>	1,05	0,58	1,09	2,72	1,63
<i>Alchornea sidifolia</i>	0,42	1,63	0,54	2,59	2,05

continua

Tabela 10 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Euterpe edulis</i>	1,47	0,31	0,82	2,59	1,78
<i>Amaioua intermedia</i>	0,84	0,39	1,09	2,32	1,23
<i>Cupania emarginata</i>	0,63	0,82	0,82	2,27	1,45
<i>Myrcia multiflora</i>	0,42	1,30	0,54	2,26	1,72
<i>Neomitranthes glomerata</i>	0,63	0,70	0,82	2,15	1,33
<i>Rubiaceae sp1</i>	0,42	1,10	0,54	2,06	1,52
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,42	1,08	0,54	2,05	1,50
<i>Protium widgrenii</i>	0,84	0,29	0,82	1,94	1,13
<i>Machaerium nyctitans</i>	0,63	0,73	0,54	1,90	1,36
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,42	1,17	0,27	1,86	1,59
<i>Vernonanthura divaricata</i>	0,42	0,86	0,54	1,82	1,28
<i>Tovomitopsis paniculata</i>	0,42	0,86	0,54	1,82	1,28
<i>Ocotea nectandrifolia</i>	0,21	1,30	0,27	1,78	1,51
<i>Mollinedia lanceolata</i>	0,63	0,27	0,82	1,71	0,90
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	0,63	0,43	0,54	1,60	1,06
<i>Eugenia cf. brevistyla</i>	0,63	0,11	0,82	1,55	0,74
<i>Myrtaceae sp2</i>	0,63	0,09	0,82	1,54	0,72
<i>Sloanea hirsuta</i>	0,63	0,09	0,82	1,53	0,72
<i>Pera glabrata</i>	0,42	0,55	0,54	1,51	0,97
<i>Podocarpus sellowii</i>	0,42	0,49	0,54	1,46	0,91
<i>Rudgea gardenioides</i>	0,42	0,44	0,54	1,41	0,87
<i>Ixora gardneriana</i>	0,42	0,28	0,54	1,25	0,70
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,21	0,75	0,27	1,23	0,96
<i>Lauraceae sp1</i>	0,42	0,24	0,54	1,21	0,66
<i>Cupania vernalis</i>	0,42	0,50	0,27	1,19	0,92
<i>Casearia sylvestris</i>	0,21	0,70	0,27	1,18	0,91
<i>Buchenavia kleinii</i>	0,42	0,20	0,54	1,17	0,62
<i>Matayba juglandifolia</i>	0,42	0,19	0,54	1,16	0,61
<i>Eugenia cereja</i>	0,42	0,19	0,54	1,16	0,61
<i>Hirtella hebeclada</i>	0,42	0,16	0,54	1,13	0,58
<i>Nectandra grandiflora</i>	0,21	0,63	0,27	1,11	0,84
<i>Jacaratia heptaphylla</i>	0,42	0,15	0,54	1,11	0,57
<i>Cyathea delgadii</i>	0,42	0,14	0,54	1,10	0,56
<i>Marlierea tomentosa</i>	0,42	0,13	0,54	1,10	0,55
<i>Citronella paniculata</i>	0,42	0,12	0,54	1,08	0,54
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,42	0,11	0,54	1,08	0,53
<i>Myrtaceae sp3</i>	0,42	0,11	0,54	1,08	0,53
<i>Machaerium villosum</i>	0,42	0,09	0,54	1,06	0,51
<i>Actinostemon klotzschii</i>	0,42	0,09	0,54	1,06	0,51
<i>Zollernia ilicifolia</i>	0,42	0,08	0,54	1,05	0,50
<i>Jacaranda puberula</i>	0,21	0,32	0,27	0,80	0,53

continua

Tabela 10 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Jacaranda puberula</i>	0,42	0,10	0,27	0,80	0,52
<i>Alchornea glandulosa</i>	0,21	0,24	0,27	0,72	0,45
<i>Vochysia magnifica</i>	0,21	0,23	0,27	0,71	0,44
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,21	0,23	0,27	0,71	0,44
<i>Myrsine lancifolia</i>	0,21	0,14	0,27	0,62	0,35
<i>Brosimum glaziovii</i>	0,21	0,12	0,27	0,60	0,33
<i>Guapira opposita</i>	0,21	0,11	0,27	0,59	0,32
<i>Inga capitata</i>	0,21	0,09	0,27	0,57	0,30
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	0,21	0,08	0,27	0,57	0,29
<i>Eugenia sp1</i>	0,21	0,07	0,27	0,56	0,28
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	0,21	0,07	0,27	0,55	0,28
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,21	0,07	0,27	0,55	0,28
<i>Lauraceae sp2</i>	0,21	0,05	0,27	0,53	0,26
<i>Ocotea odorifera</i>	0,21	0,05	0,27	0,53	0,26
<i>Guatteria australis</i>	0,21	0,05	0,27	0,53	0,26
<i>Symplocos celastrinea</i>	0,21	0,05	0,27	0,53	0,26
<i>Sloanea obtusifolia</i>	0,21	0,04	0,27	0,53	0,25
<i>Ocotea teleiandra</i>	0,21	0,04	0,27	0,52	0,25
<i>Calyptranthes sp1</i>	0,21	0,04	0,27	0,52	0,25
<i>Garcinia gardneriana</i>	0,21	0,04	0,27	0,52	0,25
<i>Bignoniaceae sp1</i>	0,21	0,03	0,27	0,52	0,24
<i>Psychotria leiocarpa</i>	0,21	0,03	0,27	0,51	0,24
<i>Rudgea recurva</i>	0,21	0,03	0,27	0,51	0,24
<i>Virola bicuhyba</i>	0,21	0,03	0,27	0,51	0,24
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,21	0,03	0,27	0,51	0,24
<i>Eugenia ternatifolia</i>	0,21	0,02	0,27	0,51	0,23
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,21	0,02	0,27	0,50	0,23
<i>Licania hoehnei</i>	0,21	0,02	0,27	0,50	0,23
<i>Margaritopsis cephalantha</i>	0,21	0,02	0,27	0,50	0,23

Tabela 11. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 2 (nível intermediário de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI). DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Alchornea sidifolia</i>	14,82	26,35	6,79	47,96	41,18
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	7,16	14,96	4,96	27,08	22,11
<i>Guarea macrophylla</i>	8,86	3,59	5,74	18,19	12,45
<i>Casearia sylvestris</i>	4,26	2,37	3,66	10,29	6,63
<i>Euterpe edulis</i>	3,24	2,14	2,35	7,73	5,38
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,85	4,18	1,04	6,07	5,03
<i>Machaerium brasiliense</i>	1,36	2,22	1,57	5,15	3,59
<i>Leucochloron incuriale</i>	0,51	3,14	0,78	4,43	3,65
<i>Cordia sellowiana</i>	1,53	1,07	1,83	4,43	2,60
<i>Miconia cabucu</i>	1,19	1,95	1,04	4,19	3,15
<i>Ocotea lanata</i>	1,53	0,29	2,35	4,17	1,82
<i>Prunus myrtifolia</i>	1,19	1,41	1,57	4,17	2,60
<i>Psychotria suterella</i>	1,70	0,43	1,83	3,96	2,14
<i>Myrsine umbellata</i>	1,87	0,78	1,31	3,96	2,66
<i>Eugenia excelsa</i>	1,87	0,40	1,57	3,84	2,27
<i>Gonatogyne brasiliensis</i>	1,87	1,41	0,52	3,80	3,28
<i>Miconia latecrenata</i>	1,53	0,70	1,57	3,80	2,23
<i>Cupania oblongifolia</i>	1,53	0,69	1,57	3,79	2,23
<i>Cupania vernalis</i>	1,19	0,60	1,57	3,36	1,80
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1,19	0,78	1,31	3,27	1,97
<i>Cordia myrciifolia</i>	1,19	0,23	1,57	2,99	1,42
<i>Ocotea puberula</i>	1,19	0,37	1,31	2,86	1,56
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1,19	0,33	1,31	2,83	1,52
<i>Eugenia ligustrina</i>	0,85	0,66	1,31	2,82	1,51
<i>Croton floribundus</i>	0,85	0,90	1,04	2,80	1,75
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	0,34	1,93	0,52	2,79	2,27
<i>Cabralea canjerana</i>	0,85	0,58	1,04	2,47	1,43
<i>Sapium glandulosum</i>	0,68	0,94	0,78	2,41	1,62
<i>Trichilia emarginata</i>	1,02	0,30	1,04	2,37	1,33
<i>Amaioua intermedia</i>	1,19	0,39	0,78	2,37	1,58
<i>Ouratea semiserrata</i>	0,34	1,70	0,26	2,30	2,04
<i>Geonoma schottiana</i>	0,85	0,13	1,31	2,29	0,98
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0,68	0,55	1,04	2,28	1,24
<i>Rudgea gardenioides</i>	0,85	0,37	1,04	2,26	1,22
<i>Matayba elaeagnoides</i>	0,85	0,58	0,78	2,21	1,43
<i>Myrcia splendens</i>	0,85	0,30	1,04	2,20	1,15

continua

Tabela 11 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Tibouchina mutabilis</i>	0,85	0,28	1,04	2,18	1,13
<i>Nectandra megapota mica</i>	0,68	0,39	1,04	2,12	1,07
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,34	1,21	0,52	2,07	1,55
<i>Psychotria vellosiana</i>	0,51	0,61	0,78	1,90	1,12
<i>Ocotea silvestris</i>	0,68	0,15	1,04	1,87	0,83
<i>Xylopia brasiliensis</i>	0,51	0,44	0,78	1,73	0,95
<i>Campomanesia eugenioide s</i>	0,51	0,40	0,78	1,69	0,91
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	0,51	0,38	0,78	1,68	0,89
<i>Pera glabrata</i>	0,68	0,19	0,78	1,65	0,87
<i>Coccoloba warmingii</i>	0,51	0,33	0,78	1,63	0,84
<i>Eugenia</i>	0,34	0,76	0,52	1,62	1,10
<i>Protium widgrenii</i>	0,34	1,01	0,26	1,61	1,35
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	0,51	0,29	0,78	1,58	0,80
<i>Jacaranda puberula</i>	0,51	0,28	0,78	1,57	0,79
<i>Licania hoehnei</i>	0,51	0,26	0,78	1,56	0,77
<i>Rollinia sylvatica</i>	0,34	0,68	0,52	1,54	1,02
<i>Guatteria australis</i>	0,51	0,20	0,78	1,49	0,71
<i>Persea americana</i>	0,51	0,66	0,26	1,43	1,17
<i>Eugenia handroana</i>	0,51	0,13	0,78	1,42	0,64
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,51	0,09	0,78	1,39	0,60
<i>Cecropia glaziovii</i>	0,34	0,50	0,52	1,37	0,84
<i>Solanum bullatum</i>	0,51	0,29	0,52	1,32	0,80
<i>Coutarea hexandra</i>	0,34	0,43	0,52	1,29	0,77
<i>Ocotea brachybotrya</i>	0,34	0,40	0,52	1,27	0,75
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,51	0,21	0,52	1,24	0,72
<i>Tapirira guianensis</i>	0,17	0,76	0,26	1,19	0,93
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,34	0,32	0,52	1,18	0,66
<i>Piptocarpha cf. macropoda</i>	0,34	0,31	0,52	1,17	0,65
<i>Eugenia sp4</i>	0,34	0,30	0,52	1,16	0,64
<i>Actinostemon klotzschii</i>	0,34	0,29	0,52	1,15	0,63
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	0,17	0,72	0,26	1,15	0,89
<i>Annona cacans</i>	0,34	0,27	0,52	1,14	0,61
<i>Lafoensia pacari</i>	0,34	0,27	0,52	1,13	0,61
<i>Casearia decandra</i>	0,34	0,24	0,52	1,10	0,58
<i>Pinus sp.</i>	0,17	0,65	0,26	1,09	0,82
<i>Piptocarpha cf. axillaris</i>	0,17	0,63	0,26	1,07	0,80
<i>Mollinedia uleana</i>	0,34	0,14	0,52	1,00	0,48
<i>Palicourea marcgravii</i>	0,34	0,13	0,52	0,99	0,47
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,34	0,12	0,52	0,99	0,46
<i>Miconia sellowiana</i>	0,34	0,07	0,52	0,93	0,41

continua

Tabela 11 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Margaritopsis cephalantha</i>	0,34	0,07	0,52	0,93	0,41
<i>Marlierea tomentosa</i>	0,34	0,06	0,52	0,93	0,40
<i>Senna multijuga</i>	0,34	0,05	0,52	0,91	0,39
<i>Vernonanthura divaricata</i>	0,17	0,31	0,26	0,74	0,48
<i>Piptocarpha oblonga</i>	0,17	0,29	0,26	0,72	0,46
<i>Miconia petropolitana</i>	0,34	0,10	0,26	0,70	0,44
<i>Indeterminada 3</i>	0,17	0,25	0,26	0,68	0,42
<i>Syzygium jambos</i>	0,34	0,07	0,26	0,68	0,41
<i>Pouteria caimito</i>	0,17	0,22	0,26	0,65	0,39
<i>Miconia stenostachya</i>	0,17	0,19	0,26	0,62	0,36
<i>Eugenia hiemalis</i>	0,17	0,15	0,26	0,58	0,32
<i>Tibouchina pulchra</i>	0,17	0,15	0,26	0,58	0,32
<i>Xylosma glaberrima</i>	0,17	0,15	0,26	0,58	0,32
<i>Heterocondylus alatus</i>	0,17	0,14	0,26	0,57	0,31
<i>Myrsine coriacea</i>	0,17	0,13	0,26	0,57	0,30
<i>Campomanesia phaea</i>	0,17	0,13	0,26	0,56	0,30
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,17	0,12	0,26	0,55	0,29
<i>Amaioua guianensis</i>	0,17	0,12	0,26	0,55	0,29
<i>Garcinia brasiliensis</i>	0,17	0,11	0,26	0,54	0,28
<i>Maytenus salicifolia</i>	0,17	0,11	0,26	0,54	0,28
<i>Eugenia pruinosa</i>	0,17	0,10	0,26	0,54	0,28
<i>Tabebuia ochracea</i>	0,17	0,10	0,26	0,53	0,27
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	0,17	0,10	0,26	0,53	0,27
<i>Myrcia hebeptala</i>	0,17	0,09	0,26	0,52	0,26
<i>Handroanthus ochraceus</i>	0,17	0,08	0,26	0,51	0,25
<i>Maprounea guianensis</i>	0,17	0,08	0,26	0,51	0,25
<i>Cyathea delgadii</i>	0,17	0,07	0,26	0,50	0,24
<i>Duguetia lanceolata</i>	0,17	0,07	0,26	0,50	0,24
<i>Ocotea sp2</i>	0,17	0,06	0,26	0,50	0,23
<i>Styrax camporum</i>	0,17	0,06	0,26	0,49	0,23
<i>Melastomataceae</i>	0,17	0,06	0,26	0,49	0,23
<i>Cedrela fissilis</i>	0,17	0,06	0,26	0,49	0,23
<i>Indeterminada 1</i>	0,17	0,06	0,26	0,49	0,23
<i>Lauraceae sp2</i>	0,17	0,05	0,26	0,48	0,22
<i>Microstachys serrulata</i>	0,17	0,05	0,26	0,48	0,22
<i>Indeterminada 2</i>	0,17	0,04	0,26	0,47	0,21
<i>Mollinedia triflora</i>	0,17	0,04	0,26	0,47	0,21
<i>Hirtella hebeclada</i>	0,17	0,04	0,26	0,47	0,21
<i>Ficus luschnathiana</i>	0,17	0,03	0,26	0,46	0,20
<i>Coffea arabica</i>	0,17	0,03	0,26	0,46	0,20
<i>Miconia ligustroides</i>	0,17	0,03	0,26	0,46	0,20

continua

Tabela 11 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FR (%)	VI	IVC
<i>Myrtaceae</i>	0,17	0,03	0,26	0,46	0,20
<i>Matayba guianensis</i>	0,17	0,03	0,26	0,46	0,20
<i>Clethra scabra</i>	0,17	0,02	0,26	0,46	0,19
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	0,17	0,02	0,26	0,46	0,19
<i>Eriobotrya japonica</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>oblonga</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Heisteria silvianii</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Guapira opposita</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Machaerium nyctitans</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Piptocarpha</i> sp1	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Eugenia</i> sp2	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Andira anthelmia</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19
<i>Solanum cernuum</i>	0,17	0,02	0,26	0,45	0,19

Tabela 12. Descritores quantitativos do estrato do dossel da Área 3 (maior nível de perturbação) em nível específico, ordenados a partir do maior valor do Índice de Valor de Importância (VI).

DR = densidade relativa, DoR = dominância relativa, FR = frequência relativa, VI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura.

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FA (%)	VI	IVC
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	14,78	26,96	86,67	49,39	41,74
<i>Guarea macrophylla</i>	10,56	3,49	80,00	21,10	14,04
<i>Alchornea sidifolia</i>	1,92	9,06	23,33	13,04	10,98
<i>Coccoloba warmingii</i>	3,65	4,12	33,33	10,71	7,77
<i>Euterpe edulis</i>	4,80	2,18	36,67	10,21	6,98
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	1,15	7,37	13,33	9,70	8,53
<i>Cupania oblongifolia</i>	4,03	1,67	43,33	9,52	5,70
<i>Machaerium nyctitans</i>	4,22	2,03	36,67	9,49	6,26
<i>Matayba elaeagnoides</i>	3,45	0,99	46,67	8,57	4,45
<i>Croton floribundus</i>	1,92	3,81	23,33	7,79	5,73
<i>Jacaratia heptaphylla</i>	2,50	2,45	30,00	7,59	4,95
<i>Cordia sellowiana</i>	2,50	0,83	36,67	6,56	3,32
<i>Miconia cabucu</i>	1,54	2,91	13,33	5,62	4,45
<i>Cabrarea canjerana</i>	1,92	1,25	26,67	5,53	3,17
<i>Annona sylvatica</i>	1,15	2,31	16,67	4,93	3,46
<i>Ocotea venulosa</i>	2,50	0,79	16,67	4,75	3,28
<i>Indeterminada 4</i>	0,96	2,89	10,00	4,74	3,85
<i>Ocotea spl</i>	0,77	2,02	13,33	3,97	2,79
<i>Myrciaria floribunda</i>	1,34	0,28	23,33	3,68	1,62
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	0,96	1,25	13,33	3,38	2,21
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,96	0,95	16,67	3,38	1,91
<i>Protium widgrenii</i>	1,34	0,46	16,67	3,27	1,80
<i>Luehea grandiflora</i>	1,15	0,59	16,67	3,21	1,74
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	1,15	0,96	10,00	3,00	2,12
<i>Amaioua intermedia</i>	0,96	0,30	16,67	2,73	1,26
<i>Aniba viridis</i>	0,58	1,25	10,00	2,71	1,82
<i>Cupania emarginata</i>	0,77	0,73	13,33	2,67	1,49
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,77	0,61	13,33	2,56	1,38
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,58	1,29	6,67	2,46	1,87
<i>Licania hoehnei</i>	0,77	0,41	13,33	2,36	1,18
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,77	0,17	13,33	2,11	0,93
<i>Andira fraxinifolia</i>	0,77	0,09	13,33	2,03	0,86
<i>Inga sessilis</i>	0,38	1,05	6,67	2,02	1,43
<i>Pittosporum undulatum</i>	0,77	0,31	10,00	1,96	1,08
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	0,58	0,43	10,00	1,89	1,01
<i>Pera glabrata</i>	0,58	0,72	6,67	1,88	1,29

continua

Tabela 12 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FA (%)	VI	IVC
<i>Xylopia brasiliensis</i>	0,38	0,74	6,67	1,72	1,13
<i>Ocotea pulchella</i>	0,19	1,18	3,33	1,67	1,37
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0,58	0,13	10,00	1,59	0,71
<i>Myrcia tijuensis</i>	0,58	0,12	10,00	1,58	0,70
<i>Tachigali denudata</i>	0,58	0,12	10,00	1,58	0,70
<i>Ocotea lanata</i>	0,58	0,10	10,00	1,56	0,67
<i>Caryota urens</i>	0,38	0,87	3,33	1,55	1,25
<i>Cordia myrciifolia</i>	0,58	0,07	10,00	1,53	0,65
<i>Trichilia hirta</i>	0,19	0,93	3,33	1,41	1,12
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	0,77	0,25	3,33	1,31	1,02
<i>Ouratea semiserrata</i>	0,38	0,29	6,67	1,26	0,67
<i>Trichilia lepidota</i>	0,38	0,58	3,33	1,25	0,96
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	0,19	0,77	3,33	1,25	0,96
<i>Miconia budlejoides</i>	0,58	0,06	6,67	1,23	0,64
<i>Heisteria silvianii</i>	0,38	0,20	6,67	1,17	0,59
<i>Machaerium villosum</i>	0,38	0,20	6,67	1,17	0,58
<i>Vitex polygama</i>	0,38	0,19	6,67	1,17	0,58
<i>Miconia lepidota</i>	0,38	0,18	6,67	1,15	0,56
<i>Eugenia pruinosa</i>	0,38	0,17	6,67	1,15	0,56
<i>Schefflera calva</i>	0,38	0,16	6,67	1,14	0,55
<i>Casearia decandra</i>	0,38	0,12	6,67	1,09	0,50
<i>Myrsine umbellata</i>	0,38	0,11	6,67	1,09	0,50
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,38	0,07	6,67	1,05	0,46
<i>Posoqueria latifolia</i>	0,38	0,07	6,67	1,04	0,46
<i>Myrcia splendens</i>	0,38	0,07	6,67	1,04	0,45
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	0,38	0,06	6,67	1,03	0,44
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,38	0,05	6,67	1,02	0,43
<i>Geonoma schottiana</i>	0,58	0,13	3,33	1,00	0,70
<i>Garcinia gardneriana</i>	0,38	0,09	3,33	0,77	0,48
<i>Coffea arabica</i>	0,38	0,05	3,33	0,73	0,44
<i>Vochysia tucanorum</i>	0,38	0,05	3,33	0,73	0,44
<i>Ocotea silvestris</i>	0,38	0,04	3,33	0,72	0,43
<i>Ocotea aciphylla</i>	0,19	0,21	3,33	0,70	0,41
<i>Annona cacans</i>	0,19	0,21	3,33	0,69	0,40
<i>Piptocarpha cf. sellowii</i>	0,19	0,19	3,33	0,68	0,39
<i>Diploon cuspidatum</i>	0,19	0,18	3,33	0,66	0,37
<i>Jacaranda puberula</i>	0,19	0,16	3,33	0,65	0,36
<i>Guapira</i>	0,19	0,16	3,33	0,65	0,35
<i>Guettarda viburnoides</i>	0,19	0,15	3,33	0,64	0,35
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,19	0,14	3,33	0,62	0,33
<i>Coccoloba mollis</i>	0,19	0,12	3,33	0,60	0,31

continua

Tabela 12 (continuação)

Espécie	DR (%)	DoR (%)	FA (%)	VI	IVC
<i>Annonaceae</i>	0,19	0,08	3,33	0,57	0,27
<i>Allophylus edulis</i>	0,19	0,08	3,33	0,56	0,27
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,19	0,08	3,33	0,56	0,27
<i>Marlierea sp1</i>	0,19	0,07	3,33	0,56	0,26
<i>Cyathea phalerata</i>	0,19	0,07	3,33	0,56	0,26
<i>Ocotea sp2</i>	0,19	0,07	3,33	0,55	0,26
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	0,19	0,07	3,33	0,55	0,26
<i>Cyathea delgadii</i>	0,19	0,06	3,33	0,55	0,25
<i>Myrcia hebeptala</i>	0,19	0,05	3,33	0,54	0,24
<i>Casearia sylvestris</i>	0,19	0,05	3,33	0,54	0,24
<i>Ocotea odorifera</i>	0,19	0,05	3,33	0,54	0,24
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,19	0,04	3,33	0,53	0,24
<i>Marlierea tomentosa</i>	0,19	0,04	3,33	0,53	0,23
<i>Solanum cernuum</i>	0,19	0,04	3,33	0,52	0,23
<i>Eugenia ligustrina</i>	0,19	0,04	3,33	0,52	0,23
<i>Myrtaceae sp1</i>	0,19	0,04	3,33	0,52	0,23
<i>Eugenia neoglomerata</i>	0,19	0,03	3,33	0,52	0,22
<i>Ocotea brachybotrya</i>	0,19	0,03	3,33	0,52	0,22
cf. <i>Actinostemon concolor</i>	0,19	0,03	3,33	0,51	0,22
<i>Inga sellowiana</i>	0,19	0,03	3,33	0,51	0,22
<i>Myrsine gardneriana</i>	0,19	0,03	3,33	0,51	0,22
<i>Seguiera langsdorffii</i>	0,19	0,03	3,33	0,51	0,22
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,22
<i>Campomanesia eugenoides</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,22
<i>Cecropia glaziovii</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,22
<i>Miconia latecrenata</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,21
<i>Rudgea jasminoides</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,21
<i>Faramea montevidensis</i>	0,19	0,02	3,33	0,51	0,21

ANEXO VI – Dissimilaridade média global

Tabela 13. Contribuições das espécies para a dissimilaridade média global (87,8 %) entre as áreas estudadas fornecidas pelo teste multivariado SIMPER (medida de similaridade = Bray-Curtis). Área 1 = menor nível de perturbação, Área 2 = nível intermediário de perturbação, Área 3 = maior nível de perturbação.

Espécie	Dissimilaridade	Contribuição %	Cumulativa %	Média Área 1	Média Área 2	Média Área 3
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	6,15	7,00	7,00	0,07	1,40	2,57
<i>Alchornea sidifolia</i>	5,52	6,29	13,29	0,07	2,90	0,33
<i>Guarea macrophylla</i>	4,89	5,57	18,86	1,00	1,73	1,83
<i>Cupania oblongifolia</i>	3,47	3,95	22,81	1,40	0,30	0,70
<i>Euterpe edulis</i>	2,90	3,30	26,11	0,23	0,63	0,83
<i>Cordia sellowiana</i>	2,06	2,34	28,45	0,63	0,30	0,43
<i>Eugenia excelsa</i>	1,97	2,24	30,69	0,73	0,37	0,00
<i>Machaerium nyctitans</i>	1,57	1,79	32,48	0,10	0,03	0,73
<i>Ocotea venulosa</i>	1,53	1,74	34,22	0,30	0,00	0,43
<i>Casearia sylvestris</i>	1,51	1,72	35,94	0,03	0,83	0,03
<i>Matayba elaeagnoides</i>	1,49	1,70	37,64	0,03	0,17	0,60
<i>Coccoloba warmingii</i>	1,42	1,61	39,25	0,00	0,10	0,63
<i>Pouteria reticulata</i>	1,37	1,56	40,81	0,67	0,00	0,00
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	1,34	1,53	42,34	0,47	0,03	0,20
<i>Cordia myrciifolia</i>	1,32	1,50	43,83	0,43	0,23	0,10
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	1,29	1,47	45,30	0,47	0,07	0,17
<i>Calyptranthes lucida</i>	1,21	1,38	46,68	0,60	0,00	0,00
<i>Eugenia pruinosa</i>	1,05	1,20	47,88	0,47	0,03	0,07
<i>Amaioua intermedia</i>	1,05	1,19	49,07	0,13	0,23	0,17
<i>Jacaratia heptaphylla</i>	1,03	1,17	50,24	0,07	0,00	0,43
<i>Cabralea canjerana</i>	1,02	1,17	51,41	0,10	0,17	0,33
<i>Rudgea jasminoides</i>	1,02	1,16	52,56	0,47	0,00	0,03
<i>Trichilia silvatica</i>	0,97	1,11	53,67	0,47	0,00	0,00
<i>Heisteria silvianii</i>	0,91	1,04	54,70	0,40	0,03	0,07
<i>Croton floribundus</i>	0,89	1,01	55,71	0,00	0,17	0,33
<i>Miconia cabucu</i>	0,87	1,00	56,71	0,00	0,23	0,27
<i>Calyptranthes grandifolia</i>	0,87	0,99	57,69	0,43	0,00	0,00
<i>Protium widgrenii</i>	0,80	0,91	58,60	0,13	0,07	0,23
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0,79	0,90	59,50	0,03	0,23	0,17
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,74	0,85	60,35	0,07	0,23	0,13
<i>Ocotea lanata</i>	0,73	0,83	61,18	0,00	0,30	0,10
<i>Myrsine umbellata</i>	0,72	0,82	62,00	0,00	0,37	0,07
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,67	0,77	62,77	0,07	0,10	0,23
<i>Trichilia emarginata</i>	0,67	0,76	63,53	0,20	0,20	0,00
<i>Psychotria suterella</i>	0,63	0,72	64,25	0,00	0,33	0,00

continua

Tabela 13 (continuação)

Espécie	Dissimila- ridade	Contribui- ção %	Cumula- tiva %	Média Área 1	Média Área 2	Média Área 3
<i>Eugenia handroana</i>	0,60	0,69	64,94	0,20	0,10	0,00
<i>Gonatogyne brasiliensis</i>	0,58	0,66	65,60	0,00	0,37	0,00
<i>Cupania vernalis</i>	0,57	0,65	66,24	0,07	0,23	0,00
<i>Pera glabrata</i>	0,55	0,63	66,87	0,07	0,13	0,10
<i>Miconia latecrenata</i>	0,55	0,62	67,50	0,00	0,30	0,03
<i>Mouriri chamissoana</i>	0,55	0,62	68,12	0,27	0,00	0,00
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	0,54	0,61	68,73	0,03	0,10	0,13
<i>Geonoma schottiana</i>	0,52	0,59	69,32	0,00	0,17	0,10
<i>Faramea montevidensis</i>	0,50	0,57	69,89	0,23	0,00	0,03
<i>Myrcia tijucensis</i>	0,50	0,57	70,46	0,17	0,00	0,10
<i>Licania hoehnei</i>	0,50	0,57	71,03	0,03	0,10	0,13
<i>Cryptocarya saligna</i>	0,50	0,57	71,60	0,23	0,00	0,00
<i>Eugenia neoglomerata</i>	0,46	0,52	72,12	0,20	0,00	0,03
<i>Cupania emarginata</i>	0,45	0,52	72,64	0,10	0,00	0,13
<i>Myrcia aethusa</i>	0,45	0,51	73,15	0,20	0,00	0,00
<i>Machaerium brasiliense</i>	0,44	0,50	73,65	0,00	0,27	0,00
<i>Ocotea puberula</i>	0,43	0,49	74,14	0,00	0,23	0,00
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	0,42	0,48	74,62	0,00	0,23	0,00
<i>Rudgea gardenioides</i>	0,41	0,47	75,09	0,07	0,17	0,00
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,39	0,45	75,54	0,00	0,17	0,03
<i>Annona sylvatica</i>	0,39	0,45	75,99	0,00	0,00	0,20
<i>Ocotea aciphylla</i>	0,39	0,44	76,43	0,17	0,00	0,03
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0,37	0,42	76,85	0,00	0,13	0,03
<i>Ocotea silvestris</i>	0,37	0,42	77,26	0,00	0,13	0,07
<i>Luehea grandiflora</i>	0,37	0,42	77,68	0,00	0,00	0,20
<i>Myrcia splendens</i>	0,36	0,41	78,09	0,00	0,17	0,07
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	0,36	0,41	78,50	0,00	0,10	0,10
<i>Eugenia ligustrina</i>	0,36	0,41	78,91	0,00	0,17	0,03
<i>Sloanea guianensis</i>	0,35	0,40	79,31	0,17	0,00	0,00
<i>Jacaranda puberula</i>	0,35	0,40	79,71	0,03	0,10	0,03
<i>Xylopia brasiliensis</i>	0,34	0,39	80,10	0,00	0,10	0,07
<i>Andira fraxinifolia</i>	0,33	0,38	80,48	0,00	0,00	0,13
<i>Marlierea tomentosa</i>	0,33	0,37	80,85	0,07	0,07	0,03
<i>Machaerium villosum</i>	0,32	0,36	81,21	0,07	0,00	0,07
<i>Endlicheria paniculata</i>	0,31	0,35	81,56	0,17	0,00	0,00
<i>Alchornea triplinervia</i>	0,30	0,34	81,89	0,03	0,00	0,10
<i>Actinostemon klotzschii</i>	0,29	0,33	82,23	0,07	0,07	0,03
<i>Sorocea bonplandii</i>	0,29	0,33	82,56	0,03	0,07	0,07
<i>Tibouchina mutabilis</i>	0,28	0,32	82,88	0,00	0,17	0,00
<i>Cryptocarya mandiocana</i>	0,28	0,32	83,20	0,10	0,00	0,03
<i>Tachigali denudata</i>	0,26	0,30	83,50	0,03	0,00	0,10
<i>Miconia budlejoides</i>	0,26	0,30	83,80	0,00	0,00	0,10

continua

Tabela 13 (continuação)

Espécie	Dissimila- ridade	Contribui- ção %	Cumula- tiva %	Média Área 1	Média Área 2	Média Área 3
<i>Nectandra megapotamica</i>	0,26	0,30	84,10	0,00	0,13	0,00
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,26	0,30	84,39	0,00	0,00	0,13
<i>Casearia decandra</i>	0,26	0,29	84,69	0,00	0,07	0,07
<i>Campomanesia eugenoides</i>	0,26	0,29	84,98	0,00	0,10	0,03
<i>Cyathea delgadii</i>	0,26	0,29	85,28	0,07	0,03	0,03
<i>Ouratea semiserrata</i>	0,24	0,28	85,55	0,00	0,07	0,07
<i>Guatteria australis</i>	0,24	0,27	85,82	0,03	0,10	0,00
<i>Aniba viridis</i>	0,24	0,27	86,09	0,00	0,00	0,10
<i>Cinnamomum triplinerve</i>	0,22	0,26	86,35	0,10	0,00	0,00
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0,22	0,25	86,59	0,00	0,00	0,10
<i>Eugenia brevistyla</i>	0,21	0,24	86,83	0,10	0,00	0,00
<i>Sapium glandulosum</i>	0,21	0,24	87,07	0,00	0,13	0,00
<i>Sloanea hirsuta</i>	0,21	0,24	87,31	0,10	0,00	0,00
<i>Ilex paraguariensis</i>	0,21	0,23	87,54	0,00	0,07	0,03
<i>Hirtella hebeclada</i>	0,20	0,23	87,77	0,07	0,03	0,00
<i>Margaritopsis cephalantha</i>	0,20	0,23	88,00	0,03	0,07	0,00
<i>Neomitranthes glomerata</i>	0,20	0,23	88,23	0,10	0,00	0,00
<i>Annona cacans</i>	0,20	0,23	88,46	0,00	0,07	0,03
<i>Tapirira guianensis</i>	0,19	0,22	88,67	0,07	0,03	0,00
<i>Cecropia glaziovii</i>	0,19	0,22	88,89	0,00	0,07	0,03
<i>Garcinia gardneriana</i>	0,19	0,22	89,11	0,03	0,00	0,07
<i>Ocotea brachybotrya</i>	0,19	0,21	89,32	0,00	0,07	0,03
<i>Leucochloron incuriale</i>	0,18	0,21	89,53	0,00	0,10	0,00
<i>Vernonanthura divaricata</i>	0,18	0,20	89,73	0,07	0,03	0,00
<i>Mollinedia lanceolata</i>	0,18	0,20	89,94	0,10	0,00	0,00
<i>Psychotria vellosiana</i>	0,17	0,20	90,13	0,00	0,10	0,00
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,17	0,19	90,33	0,00	0,10	0,00
<i>Rollinia sylvatica</i>	0,16	0,18	90,51	0,00	0,07	0,00
<i>Eugenia cereja</i>	0,16	0,18	90,69	0,07	0,00	0,00
<i>Tovomitopsis paniculata</i>	0,15	0,18	90,87	0,07	0,00	0,00
<i>Solanum bullatum</i>	0,15	0,18	91,04	0,00	0,10	0,00
<i>Solanum cernuum</i>	0,15	0,17	91,21	0,00	0,03	0,03
<i>Zollernia ilicifolia</i>	0,15	0,17	91,38	0,07	0,00	0,00
<i>Mollinedia uleana</i>	0,15	0,17	91,56	0,00	0,07	0,00
<i>Vochysia tucanorum</i>	0,14	0,16	91,72	0,00	0,00	0,07
<i>Myrcia hebeptala</i>	0,14	0,16	91,88	0,00	0,03	0,03
<i>Palicourea marcgravii</i>	0,14	0,16	92,04	0,00	0,07	0,00
<i>Podocarpus sellowii</i>	0,14	0,16	92,20	0,07	0,00	0,00
<i>Ixora gardneriana</i>	0,14	0,16	92,36	0,07	0,00	0,00
<i>Ocotea odorifera</i>	0,14	0,16	92,52	0,03	0,00	0,03

continua

Tabela 13 (continuação)

Espécie	Dissimila- ridade	Contribui- ção %	Cumula- tiva %	Média Área 1	Média Área 2	Média Área 3
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,14	0,16	92,83	0,07	0,00	0,00
<i>Myrcia multiflora</i>	0,14	0,16	92,67	0,07	0,00	0,00
<i>Matayba juglandifolia</i>	0,13	0,15	92,98	0,07	0,00	0,00
<i>Buchenavia kleinii</i>	0,13	0,15	93,13	0,07	0,00	0,00
<i>Senna multijuga</i>	0,13	0,15	93,29	0,00	0,07	0,00
<i>Inga sessilis</i>	0,13	0,15	93,44	0,00	0,00	0,07
<i>Posoqueria latifolia</i>	0,13	0,15	93,59	0,00	0,00	0,07
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	0,13	0,15	93,74	0,00	0,00	0,07
<i>Schefflera calva</i>	0,13	0,15	93,89	0,00	0,00	0,07
<i>Vitex polygama</i>	0,13	0,15	94,04	0,00	0,00	0,07
<i>Coutarea hexandra</i>	0,13	0,15	94,18	0,00	0,07	0,00
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>macropoda</i>	0,13	0,14	94,33	0,00	0,07	0,00
<i>Citronella paniculata</i>	0,12	0,14	94,46	0,07	0,00	0,00
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	0,12	0,14	94,60	0,00	0,07	0,00
<i>Miconia lepidota</i>	0,12	0,13	94,74	0,00	0,00	0,07
<i>Guapira opposita</i>	0,12	0,13	94,87	0,03	0,03	0,00
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,11	0,13	95,00	0,00	0,00	0,07
<i>Lafoensia pacari</i>	0,11	0,13	95,12	0,00	0,07	0,00
<i>Miconia sellowiana</i>	0,11	0,12	95,25	0,00	0,07	0,00
<i>Miconia petropolitana</i>	0,11	0,12	95,37	0,00	0,07	0,00
<i>Trichilia hirta</i>	0,09	0,11	95,48	0,00	0,00	0,03
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	0,09	0,11	95,69	0,00	0,03	0,00
<i>Eugenia hiemalis</i>	0,09	0,11	95,58	0,00	0,03	0,00
<i>Trichilia lepidota</i>	0,09	0,10	95,79	0,00	0,00	0,07
<i>Guettarda viburnoides</i>	0,09	0,10	95,89	0,00	0,00	0,03
<i>Pouteria caimito</i>	0,09	0,10	95,99	0,00	0,03	0,00
<i>Allophylus edulis</i>	0,08	0,09	96,18	0,00	0,00	0,03
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	0,08	0,09	96,08	0,00	0,00	0,03
<i>Maprounea guianensis</i>	0,08	0,09	96,27	0,00	0,03	0,00
<i>Eugenia beaurepairiana</i>	0,08	0,09	96,35	0,03	0,00	0,00
<i>Seguiera langsdorffii</i>	0,07	0,08	96,44	0,00	0,00	0,03
<i>Cedrela fissilis</i>	0,07	0,08	96,52	0,00	0,03	0,00
<i>Duguetia lanceolata</i>	0,07	0,08	96,60	0,00	0,03	0,00
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,07	0,08	96,76	0,03	0,00	0,00
<i>Ocotea teleiandra</i>	0,07	0,08	96,68	0,03	0,00	0,00
<i>Brosimum glaziovii</i>	0,07	0,08	97,31	0,03	0,00	0,00
<i>Cariniana estrellensis</i>	0,07	0,08	96,92	0,03	0,00	0,00
<i>Inga capitata</i>	0,07	0,08	97,15	0,03	0,00	0,00
<i>Myrsine</i> cf. <i>lancifolia</i>	0,07	0,08	96,84	0,03	0,00	0,00
<i>Psychotria leiocarpa</i>	0,07	0,08	97,23	0,03	0,00	0,00
<i>Rudgea recurva</i>	0,07	0,08	97,07	0,03	0,00	0,00
<i>Symplocos celastrinea</i>	0,07	0,08	97,00	0,03	0,00	0,00
<i>Amaioua guianensis</i>	0,07	0,08	97,46	0,00	0,03	0,00

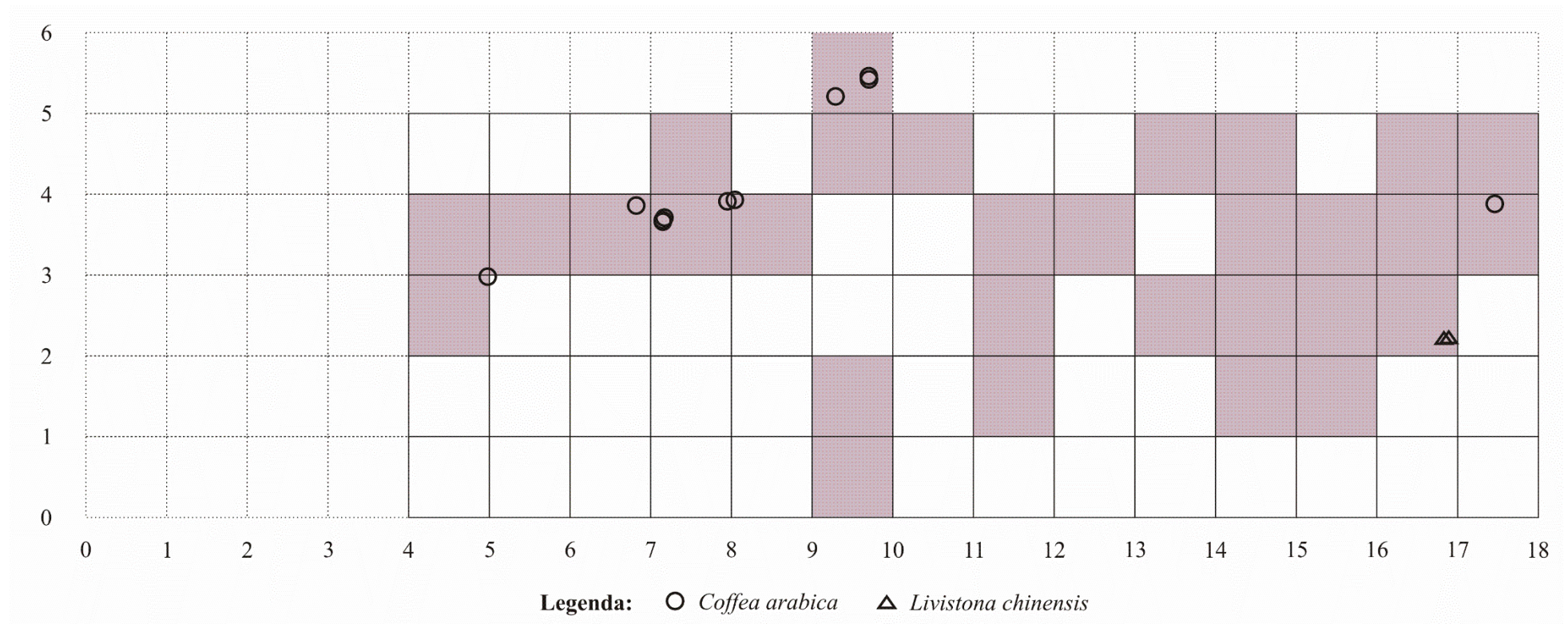
continua

Tabela 13 (continuação)

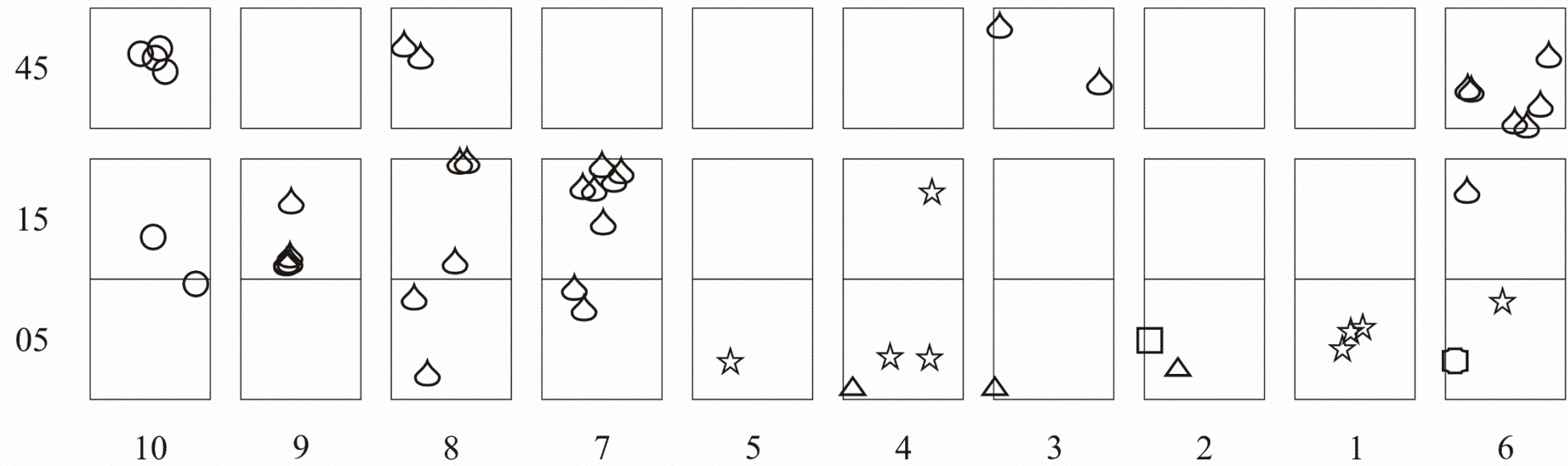
Espécie	Dissimila- ridade	Contribui- ção %	Cumula- tiva %	Média Área 1	Média Área 2	Média Área 3
<i>Campomanesia phaea</i>	0,07	0,08	97,54	0,00	0,03	0,00
<i>Garcinia brasiliensis</i>	0,07	0,08	97,69	0,00	0,03	0,00
<i>Handroanthus ochraceus</i>	0,07	0,08	97,61	0,00	0,03	0,00
<i>Matayba guianensis</i>	0,07	0,08	97,38	0,00	0,03	0,00
<i>Alchornea glandulosa</i>	0,07	0,08	97,76	0,03	0,00	0,00
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	0,06	0,07	97,84	0,03	0,00	0,00
<i>Nectandra grandiflora</i>	0,06	0,07	98,06	0,03	0,00	0,00
<i>Ocotea nectandrifolia</i>	0,06	0,07	97,98	0,03	0,00	0,00
<i>Vochysia magnifica</i>	0,06	0,07	97,91	0,03	0,00	0,00
<i>Coccoloba mollis</i>	0,06	0,07	98,13	0,00	0,00	0,03
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,06	0,07	98,49	0,00	0,03	0,00
<i>Ficus luschnathiana</i>	0,06	0,07	98,42	0,00	0,03	0,00
<i>Miconia stenostachya</i>	0,06	0,07	98,27	0,00	0,03	0,00
<i>Myrsine coriacea</i>	0,06	0,07	98,20	0,00	0,03	0,00
<i>Styrax camporum</i>	0,06	0,07	98,34	0,00	0,03	0,00
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,06	0,07	98,56	0,00	0,00	0,03
<i>Diploon cuspidatum</i>	0,06	0,07	98,63	0,00	0,00	0,03
<i>Guapira</i> sp1	0,06	0,07	98,77	0,00	0,00	0,03
<i>Inga sellowiana</i>	0,06	0,07	98,70	0,00	0,00	0,03
<i>Ocotea pulchella</i>	0,06	0,07	98,84	0,00	0,00	0,03
<i>Andira anthelmia</i>	0,06	0,07	98,91	0,00	0,03	0,00
<i>Sloanea obtusifolia</i>	0,06	0,07	99,04	0,03	0,00	0,00
<i>Virola bicuhyba</i>	0,06	0,07	98,97	0,03	0,00	0,00
<i>Myrsine gardneriana</i>	0,06	0,06	99,10	0,00	0,00	0,03
<i>Clethra scabra</i>	0,06	0,06	99,17	0,00	0,03	0,00
<i>Heterocondylus alatus</i>	0,06	0,06	99,30	0,00	0,03	0,00
<i>Miconia ligustroides</i>	0,06	0,06	99,23	0,00	0,03	0,00
<i>Piptocarpha oblonga</i>	0,06	0,06	99,36	0,00	0,03	0,00
<i>Xylosma glaberrima</i>	0,06	0,06	99,43	0,00	0,03	0,00
<i>Microstachys serrulata</i>	0,05	0,06	99,55	0,00	0,03	0,00
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	0,05	0,06	99,49	0,00	0,03	0,00
<i>Tibouchina pulchra</i>	0,05	0,06	99,61	0,00	0,03	0,00
<i>Mollinedia triflora</i>	0,05	0,06	99,67	0,00	0,03	0,00
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>axillaris</i>	0,05	0,06	99,78	0,00	0,03	0,00
<i>Tabebuia ochracea</i>	0,05	0,06	99,73	0,00	0,03	0,00
<i>Maytenus salicifolia</i>	0,05	0,06	99,84	0,00	0,03	0,00
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>oblonga</i>	0,05	0,05	99,90	0,00	0,03	0,00
<i>Cyathea phalerata</i>	0,05	0,05	99,95	0,00	0,00	0,03
<i>Piptocarpha</i> cf. <i>sellowii</i>	0,05	0,05	100,00	0,00	0,00	0,03

ANEXO VII – Croquis dos espécimes exóticos encontrados nas áreas amostradas

Área 1

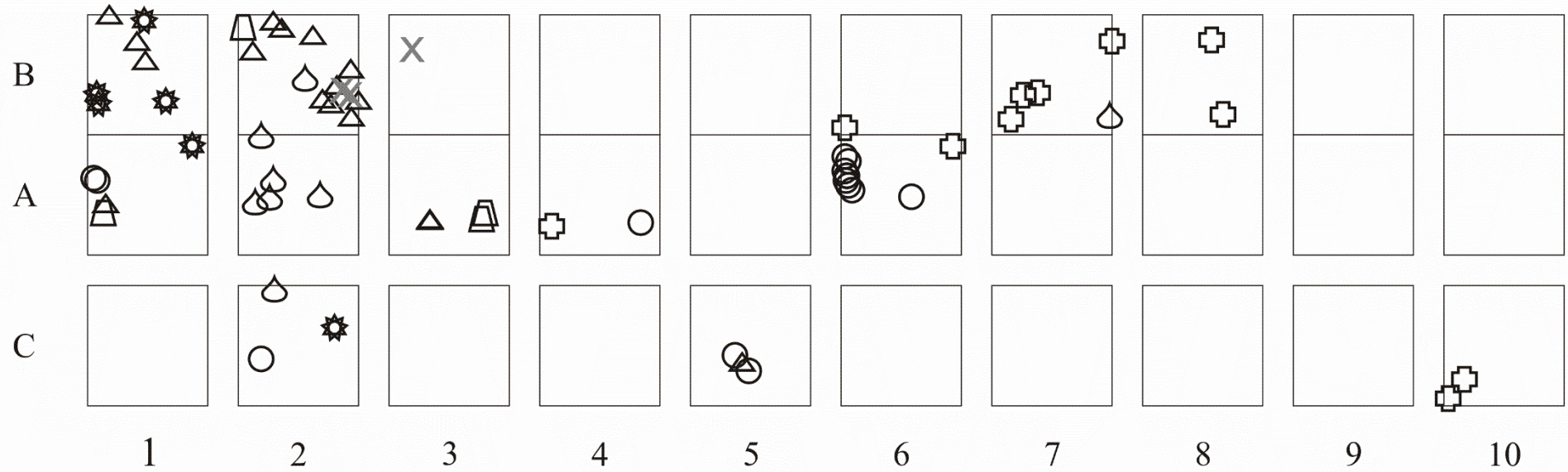


Área 2



Legenda: ○ *Coffea arabica* □ *Eriobotrya japonica* △ *Livistona chinensis*
 ☆ *Persea americana* ◻ *Pinus sp.* ◌ *Syzygium jambos*

Área 3



Legenda: + *Archontophoenix cunninghamiana* X *Caryota urens* ○ *Coffea arabica*
 △ *Dracaena fragans* □ *Eriobotrya japonica* ▲ *Livistona chinensis*
 ☆ *Persea americana* ☼ *Pittosporum undulatum* ◐ *Syzygium jambos*

