

**A VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA EM UM FRAGMENTO FLORESTAL URBANO:
INFLUÊNCIA DE EXÓTICAS INVASORAS NA COMUNIDADE VEGETAL¹**

**SECONDARY VEGETATION IN AN URBAN FOREST REMNANT:
ALIEN SPECIES INFLUENCE ON PLANT COMMUNITY**

Silvana Cristina Pereira Muniz de SOUZA^{2,4}; Athos Geraldo da SILVA³;
Geraldo Antonio Daher Côrrea FRANCO²; Natália Macedo IVANAUSKAS²

RESUMO – O crescimento urbano desordenado da região metropolitana de São Paulo resultou na supressão da maior parte da vegetação natural, restando apenas os remanescentes protegidos em Unidades de Conservação de Proteção Integral, entre eles o Parque Estadual Alberto Löfgren – PEAL. Este estudo teve como objetivos detectar o estágio sucessional da vegetação secundária do PEAL e verificar a interferência de espécies exóticas no processo sucessional. Para isto, foi realizado um levantamento fitossociológico em um trecho contínuo de 4,8 ha, onde foram alocadas de modo aleatório 30 parcelas de 20 x 20 m e amostrados todos os indivíduos arbóreos e arbustivos com PAP \geq 15 cm. Foram registradas 121 espécies (35 exóticas), pertencentes a 102 gêneros e 44 famílias, sendo as nativas classificadas como 23% pioneiras, 54% secundárias, 16% clímax de dossel e 7% clímax de subosque. A síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria, com 60% das espécies amostradas. Onze espécies foram consideradas ameaçadas de extinção. A densidade total obtida foi de 1.400 ind.ha⁻¹, o índice de Shannon (H') foi de 3,38 e a equabilidade 0,70. Entre as doze espécies de maior valor de importância, metade foi exótica. Concluiu-se que o PEAL permanece na condição de estágio inicial de sucessão e apresenta alto grau de colonização por espécies invasoras, o que compromete o avanço sucessional da área. A fim de evitar o agravamento desse processo, com a propagação das espécies exóticas para o interior das florestas naturais da Serra da Cantareira, recomenda-se a adoção de um programa integrado, que contemple o controle das exóticas e o enriquecimento com espécies nativas regionais. Neste estudo, são feitas sugestões indicando as espécies exóticas que devem ter o manejo priorizado para viabilizar o retorno dos processos de sucessão ecológica.

Palavras-chave: fitossociologia; Floresta Ombrófila Densa; invasão biológica; sucessão secundária; Parque Estadual Alberto Löfgren.

¹Recebido para análise em 24.06.2015. Aceito para publicação em 02.02.2016.

²Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

³Estagiário da Seção de Madeira e Produtos Florestais, Divisão de Dasonomia, Instituto Florestal, São Paulo, Brasil.

⁴Autor para correspondência: Silvana Cristina Pereira Muniz de Souza – silvana1souza@gmail.com

ABSTRACT – Most of the natural vegetation of São Paulo municipality was lost due to the urbanization. However, some small reserves protected by laws still sustain natural vegetation remnants. This work was developed in one of these reserves the Alberto Löffgren State Park – PEAL. We aimed to detect the successional stage of secondary vegetation of PEAL and check the influence of alien species in the successional process. We conducted a phytosociological survey in a 4.8 ha continuous forest patch, where 30 plots of 20 x 20 m were randomly distributed and individual shrubs and trees with a perimeter at breast height – PBH \geq 15 cm were sampled. A total of 121 species (35 exotic), belonging to 102 genera and 44 families were recorded. Eleven species were categorized as endangered. The Shannon diversity and the Pielou equability indexes were 3.38 and 0.70 respectively, and the total density was 1,400 ind.ha⁻¹. Half of the 12 species of highest importance value was alien species. We concluded that PEAL has a high degree of biological invasion, which may cause serious damage to the natural succession process in areas under recovery. In order to prevent the spread of alien species into the natural forests of Cantareira Range, we recommend the adoption of an integrated program that includes the alien species control and regional native species enrichment if needed. In this work we indicated the exotic species that should be managed first in order to restore the ecological succession.

Keywords: phytosociology; Dense Ombrophilous Forest; biological invasion; secondary succession; Alberto Löffgren State Park.

1 INTRODUÇÃO

O Estado de São Paulo ainda abriga importantes remanescentes de Floresta Atlântica, apesar da intensa fragmentação ocorrida nas últimas décadas (Ribeiro et al., 2009). Grande parte encontra-se em unidades de conservação, pois os remanescentes situados em propriedades particulares são, em geral, pequenos e imersos em uma paisagem dominada por extensas áreas de agricultura, pastagens ou pela própria ocupação urbana/industrial, esta última em processo de expansão na região metropolitana de São Paulo (Maglio, 2005; Catharino e Aragaki, 2008). Na cidade de São Paulo, a maior parte dos fragmentos florestais é composta por florestas secundárias, as quais foram submetidas ao cultivo e/ou pastoreio durante os últimos dois séculos e depois convertidas em áreas de proteção integral (Liebsch et al., 2008).

As alterações ocorridas nesses ambientes pós-distúrbios criaram novas condições de temperatura, umidade e disponibilidade de luz, resultando em coberturas que percorreram múltiplas vias sucessionais (Corlett, 1995). O histórico de perturbação e uso do solo anterior (Ding et al, 2012; Larkin et al., 2012; Long et al., 2012); características da paisagem, como a distância e qualidade de

habitats nas proximidades (Pickett et al., 1987; Zwiener et al., 2014); a presença de sementes, brotos remanescentes e mudas (Uhl, 1987; Holl et al., 2000) e todas as variáveis relacionadas com o tempo pós-abandono (Zanini et al., 2014) estabelecem trajetórias e taxas diferentes de recuperação dessas áreas, que podem variar de décadas a séculos (Liebsch et al., 2008).

Para Gandolfi et al. (2015), o processo de restauração de florestas tropicais e subtropicais pós-distúrbio pode ser sintetizado em três fases: estruturação, consolidação e maturação. A fase da estruturação baseia-se na composição de um dossel inicial, portanto de um habitat florestal, além da eliminação das espécies competidoras; a fase de consolidação é caracterizada pela morte gradual das árvores do dossel inicial e substituição destas por espécies secundárias, o que pode levar décadas, permitindo a manutenção do habitat florestal e a continuidade dos processos de restauração, e a fase de maturação é descrita como um longo período sem um final definido, no qual a floresta seguiria acumulando biomassa, diversidade de espécies, interações e processos que, gradualmente, levariam ao surgimento de uma floresta madura semelhante ao ecossistema de referência original.

A avaliação periódica da composição e estrutura da comunidade florestal, em cada fase do processo, é fundamental para determinar se essa floresta tenderá à mudança progressiva, regressiva, ou se irá manter-se num estado estacionário. Nesse contexto, passa a ser relevante a seleção de indicadores para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, com posterior adoção de medidas corretivas para aqueles indicadores que apresentarem resultados insatisfatórios (Brancalion et al., 2015). Alguns indicadores da recomposição da vegetação e do avanço sucessionais utilizados estão relacionados primeiramente ao aumento no número de espécies zoocóricas, seguido do aumento no número de espécies não pioneiras e das espécies climáceas de subosque e, finalmente, a um aumento na proporção de espécies endêmicas da Floresta Atlântica (Liebsch et al., 2008).

Nas florestas secundárias, o aumento na disponibilidade de luz favorece o estabelecimento de maior proporção de pioneiras e desfavorece a introdução e permanência de espécies finais da sucessão (Guariguata e Ostertag, 2001). Além disso, distúrbios e subsequentes mudanças sucessionais também têm efeitos sobre a riqueza e abundância de espécies (Laurance et al., 2002; Harper et al., 2005; Liebsch et al., 2008). Já o impacto humano sobre paisagens naturais pode modificar os padrões de biodiversidade, levando a uma maior homogeneidade na composição de espécies (Liebsch et al., 2008), sobretudo a introdução e o estabelecimento de espécies exóticas (Nascimento et al., 2014).

Nesse contexto se insere o objetivo deste estudo, em que se buscou avaliar um trecho de vegetação secundária no interior do Parque Estadual Alberto Löfgren, a fim de verificar se há indícios de que a floresta está seguindo uma trajetória sucessional progressiva, comparada aos ecossistemas de referência de florestas maduras do entorno. São apresentados alguns indicadores qualitativos e quantitativos e discutidos problemas que podem estar prejudicando a sua trajetória, entre eles a interferência de espécies exóticas invasoras.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O Parque Estadual “Alberto Löfgren” – PEAL localiza-se na cidade de São Paulo, possui 187 hectares e engloba parte de quatro distritos da zona norte, sendo eles: Cachoeirinha, Mandaqui, Tucuruvi e Tremembé (Arzolla, 2012).

Está situado no interior da unidade morfoescultural do Planalto Atlântico (Ross e Moroz, 1997), com coordenadas de referência 23°27'32”S e 46°38'11”W e altitudes variando entre 770 a 825 m (Arzolla, 2012). Divide-se em três setores, correspondentes às microbacias dos três principais córregos presentes em seu interior: córrego Pedra Branca, córrego do Viveiro e córrego Vila Amália.

A vegetação natural do PEAL é composta por Floresta Ombrófila Densa Montana, cujo fragmento mais preservado ocupa 27% da área do Parque. Nas demais áreas, predomina a vegetação secundária da mesma fitofisionomia, em diversos estágios de regeneração, com presença de alguns elementos da Floresta Estacional Semidecidual, já que a Serra da Cantareira é considerada uma área de ecótono entre essas formações (Baitello e Aguiar, 1982; Baitello et al., 1992, 1993; Ivanauskas et al., 2000; Arzolla et al., 2011).

Parcela significativa da vegetação do PEAL (42% da área) compõe os arboretos implantados no período em que o Parque foi utilizado como Horto Botânico Experimental (1925 a 1957). Essas áreas são caracterizadas por talhões, glebas e parcelas com plantios monoespecíficos ou com até quatro espécies em consórcio de nativas e exóticas. Em função da não realização de tratamentos silviculturais nesses plantios, desde 1957, o subosque desses arboretos foi ocupado por regeneração natural mista de plantas exóticas e nativas. Boa parte dessas coleções ainda existe, apresentando diferentes graus de conservação de suas características originais (Arzolla, 2012).

Com a transformação do Horto Botânico em Parque Estadual em 1963, ou seja, em unidade de conservação de proteção integral, o objetivo do manejo da área mudou, passando a enfatizar a preservação de ecossistemas naturais e a restauração daqueles degradados. Desse modo, tornou-se necessária a supressão de espécies exóticas invasoras, das quais muitas matrizes ainda permanecem nos plantios dos antigos arboretos e cujos propágulos se dispersaram para as áreas de vegetação secundária do PEAL.

Este estudo foi realizado na microbacia do córrego do Viveiro, a qual totaliza 49,07 hectares de área antropizada, classificada no Plano de Manejo do PEAL como Zona de Uso Especial e Zona de Recuperação (Arzolla, 2012). O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado em trecho contínuo de vegetação secundária de 4,8 ha, situado em área com as coordenadas de referência 23°27'43”S, 46°38'02”W e altitude de 775 m.

2.2 Coleta de Dados

Adotou-se as recomendações de Felfili e Rezende (2003) para a amostragem aleatória do trecho de 4,8 ha, com sorteio de 30 parcelas de 20 x 20 m, todas posicionadas no rumo 140°SW. No interior das parcelas, foram registrados todos os indivíduos de porte arbóreo ou arbustivo, com perímetro medido à altura do peito – PAP (1,30 m) maior ou igual a 15 cm, os quais receberam uma plaqueta de metal numerada e fixada com prego voltado para o interior da floresta, de modo a não causar poluição visual aos visitantes do Parque e prevenir possíveis depredações involuntárias. De cada indivíduo foi anotado: o número da placa, a altura total, o PAP e a espécie. Os indivíduos que apresentaram perfilhos (mais de um tronco abaixo de 1,30 m) foram considerados somente quando atenderam ao critério de inclusão para pelo menos uma de suas ramificações. Nestes casos, foram anotados os valores de PAP de todas as ramificações para o cálculo da área basal.

Tabela 1. Critério de inclusão do componente arbustivo-arbóreo dos estudos citados na comparação florística do presente trabalho.

Table 1. Inclusion criteria of shrubby-arboreal components of the studies cited in the floristic composition of the present work.

Município	Local	Autor	Amostragem	Critério de Inclusão
Guarulhos	Região do Aeroporto Internacional de Guarulhos	Gandolfi et al. (1995)	Parcelas (4,84 ha)	Altura \geq 1,5 m
São Paulo	Parque Estadual da Cantareira	Arzolla et al. (2011)	Caminhada	–
Itatiba/Bragança Paulista	Fazenda Dona Carolina	Cerqueira et al. (2008)	Caminhada	Altura \geq 2 m
Ibiúna	Reserva Morro Grande	Bernacci et al. (2006)	Quadrantes (1.850 pt.)	DAP \geq 5 cm
Mairiporã	Parque Estadual da Cantareira	Arzolla (2002)	Parcelas (1,67 ha)	PAP \geq 15 cm
Mairiporã	Parque Estadual da Cantareira	Baitello et al. (1993)	Quadrantes (266 pt.)	DAP \geq 10 cm

A classificação da formação vegetal de origem de cada espécie foi realizada a partir da informação “tipo de vegetação” existente na Lista de Espécies da Flora do Brasil 2020 em construção (2015) e padronizada segundo o sistema oficial de classificação da vegetação brasileira ((Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2012).

O PAP foi medido com fita métrica e a altura estimada por meio de comparação com a tesoura de poda alta. As árvores mortas em pé também foram incluídas. Para coleta de material testemunho, foi utilizada tesoura de poda manual para ramos acessíveis, tesoura de poda alta para coleta até oito metros de altura e estilingue para ramos em árvores com altura superior a dez metros.

2.3 Análise dos Dados

Os espécimes coletados foram identificados por comparação com o material depositado no Herbário SPSF e/ou validado por especialistas. A classificação das famílias foi baseada em APG III (Angiosperm Phylogeny Group, 2009), com as alterações propostas por Souza e Lorenzi (2012). A grafia dos nomes científicos foi conferida por comparação com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2015). Os dados florísticos foram comparados com outros estudos cujo método é apresentado na Tabela 1.

Quando a informação sobre a ocorrência das espécies presente na lista brasileira foi considerada incompleta, esta foi complementada por meio de consultas às coletas em áreas naturais do Estado de São Paulo, disponíveis na base de dados do INCT-Herbário Virtual da Flora e dos Fungos ((Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – INCT, 2015).

Adotou-se o conceito de espécie nativa apresentado por Moro et al. (2012): espécie que ocorre naturalmente em um dado local, devendo sua presença na área à sua própria capacidade dispersiva e competência ecológica. Espécies nativas estão em dado local ou porque evoluíram ali, ou porque evoluíram em outros locais e se dispersaram sem ajuda humana até atingir sua atual distribuição geográfica. Nesse contexto, foram consideradas nativas as espécies de ocorrência natural em Floresta Ombrófila Densa ou em área de ecótono a esta formação no município de São Paulo (Nalon et al., 2010).

Foram consideradas exóticas as espécies que foram transportadas de uma dada região geográfica para outra em que não ocorreriam naturalmente, independentemente de seu eventual impacto sobre os ecossistemas nativos, sendo o transporte realizado por ação humana intencional ou acidental (Lockwood et al., 2007). Nesse grupo foram incluídas todas as espécies de ocorrência fora dos limites geográficos historicamente reconhecidos para as formações naturais do município de São Paulo (Nalon et al., 2010) e ausentes na lista oficial de espécies nativas no Estado de São Paulo (Wanderley et al., 2011). Em geral, foram consideradas exóticas aquelas provenientes de outro país ou de ocorrência restrita a outra tipologia vegetal que não a Floresta Ombrófila Densa em território paulista (*e.g.*, Floresta Estacional Semidecidual ou áreas savânicas do interior paulista).

De acordo com os atributos da espécie e observações de campo, as exóticas foram classificadas conforme o agrupamento proposto por Durigan et al. (2013): exóticas transientes, ruderais (dominantes e não dominantes) e invasoras (dominantes e não dominantes). Foram ferramentas úteis na busca dos atributos de cada espécie as informações disponíveis no banco de dados de espécies exóticas invasoras no Brasil (Zenni e Ziller, 2011; Invasive Information Network – I3N Brasil, 2015) ou no compêndio de espécies exóticas invasoras (Invasive Species Compendium – CABI, 2015).

As espécies nativas foram agrupadas em quatro grupos sucessionais, conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): a) pioneiras (P): heliófilas, portanto intolerantes à sombra e que, em geral, apresentam sementes fotoblásticas positivas, formam bancos de sementes permanente, têm reprodução precoce (aos seis meses até um ano de idade) e ciclo de vida curto (em geral menor que vinte anos); b) secundárias (S): tolerantes à sombra, podem germinar e crescer sob sol ou sombra, mas têm um crescimento em altura mais acelerado nos primeiros anos de vida, entram em reprodução com cerca de dez anos e têm ciclos de vida em torno de 40 anos; c) clímaxes de dossel (Cd): em geral, apresentam crescimento inicial muito lento, fase em que são mais exigentes quanto ao maior sombreamento, mas alcançam o dossel após 40 ou 50 anos, podendo permanecer por décadas ou séculos; d) clímaxes de subosque (Cs): assim como o grupo anterior, são umbrófilas, crescem lentamente e têm vida longa, mas não alcançam o dossel, em geral, presentes em elevada densidade nos estratos inferiores das florestas (altura usual inferior a 10 m). A distribuição das espécies nos quatro grupos sucessionais baseou-se em adaptações de classificações anteriores das mesmas espécies nos estudos publicados por Grombone et al. (1990), Gandolfi (1991, 2000), Dislich et al. (2001), Bernacci et al. (2006), Arzolla (2010) e Barreto (2013), e em observações de campo dos autores. As espécies também foram agrupadas por síndrome de dispersão em três categorias (anemocóricas, zoocóricas e autocóricas), com base nas características dos frutos e sementes, conforme os critérios estabelecidos por Pijl (1982) e com a literatura (Bernacci et al., 2006; Catharino et al., 2006; Arzolla et al., 2010).

A partir da lista das espécies registradas na área de estudo, foram destacadas aquelas consideradas ameaçadas de extinção. As listas oficiais utilizadas para consulta foram: a) Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (Mamede et al., 2007); b) Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014), com categorias apresentadas no Livro Vermelho da Flora do Brasil (Martinelli e Moraes, 2013) e c) Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas de Extinção Globalmente (International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2015).

Os parâmetros fitossociológicos calculados foram aqueles descritos para o método de parcelas em Martins (1991). Como medida de diversidade utilizou-se o índice de Shannon (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974) calculado com base no logaritmo natural e a equabilidade de Pielou (Pielou, 1966). Para essas análises, utilizaram-se os programas do pacote FITOPAC (Shepherd, 1995). Histogramas de distribuição diamétrica foram produzidos para as populações de espécies exóticas invasoras com mais de 70 indivíduos amostrados. Cada histograma teve seu intervalo de classe calculado de acordo com o procedimento indicado por Spiegel (1976) e detalhado em Felfili e Resende (2003): os intervalos de classes foram determinados a partir da fórmula $IC = A/nc$, em que “A” é a amplitude ($A = \text{maior valor} - \text{menor valor}$) e “nc” o número de classes ($nc = 1 + 3,3 \log(n)$, onde “n” é o número de indivíduos). Após o cálculo do intervalo de classe para cada população, fez-se o ajuste manual para permitir comparações entre histogramas e facilitar a visualização.

3 RESULTADOS

Em 12.000 m² foram registrados 1.680 indivíduos, portanto a densidade total foi de 1.400 ind.ha⁻¹ e a área basal total de 50,91 m².ha⁻¹. Do total de indivíduos, 114 foram mortos em pé, o que representa uma densidade absoluta de 95 ind.ha⁻¹ e área basal de 3,88 m².ha⁻¹. Considerando apenas os indivíduos vivos, a diversidade calculada por meio do índice de Shannon (H') foi de 3,38 e a equabilidade 0,70. A porcentagem de espécies representadas na amostra por apenas um indivíduo foi de 40% (48 espécies).

A listagem florística totalizou 121 espécies (35 exóticas), pertencentes a 102 gêneros e 44 famílias, conforme apresentado na Tabela 2. As cinco famílias de maior riqueza representaram 40% do total de espécies encontradas (Figura 1) e estas famílias se manteriam entre as primeiras mesmo se fossem consideradas apenas as espécies nativas, exceto pela queda de posição de Arecaceae. Por outro lado, oito famílias foram representadas por apenas uma espécie, sendo estas exóticas: Asparagaceae, Magnoliaceae, Pinaceae, Pittosporaceae, Rhamnaceae, Rutaceae, Sapotaceae e Theaceae.

Tabela 2. Lista das espécies encontradas em um trecho de vegetação secundária na microbacia do córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Ft/Ex – fitofisionomia de ocorrência, Gs – grupo sucessional, Sd – síndrome de dispersão. Tipo de ambiente da espécie nativa: F – Floresta Estacional Semidecidual, D – Floresta Ombrófila Densa, S – Savana; Categoria de invasão quando exótica (ExT – exótica transiente, ExRnd – ruderal não dominante, ExInd – Invasora não dominante, ExId – Invasora dominante). Quando nativa no Brasil, mas exótica na área de estudo, a fitofisionomia de ocorrência é apresentada entre parênteses. ane – anemocórica, aut – autocórica, zoo – zoocórica, Cd – clímax de dossel, Cs – clímax de subosque, P – pioneira, S – secundária.

Table 2. List of species from secondary vegetation in the Viveiro Stream Watershed, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP. Ft/Ex – phytosociognomies, Gs – successional group, Sd – Dispersion syndromes. Natural vegetation type: F – Semideciduous Seasonal Forest, D – Dense Ombrophilous Forest, S – Savannah; Invasion category of exotic species (ExT – casual alien species, ExRnd – non dominant ruderal, ExInd – non dominant invader, ExId – dominant invader). When the species is native from Brazil, but exotic in the study area, the vegetation type occurrence is enclosed between parentheses. ane – anemochoric, aut – autochoric, zoo – zoochoric, Cd – canopy climax, Cs – understory climax, P – pioneer, S – secondary.

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
ANACARDIACEAE				
<i>Mangifera indica</i> L.	manga, mangueira	ExInd		zoo
<i>Toxicodendron vernicifluum</i> (Stokes) F.A. Barkley	charão	ExId		zoo
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira-brava, aroeira-mansa	D, F, S	P	zoo

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
ANNONACEAE				
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	araticum, araticum-do-mato	D, F	S	zoo
APOCYNACEAE				
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	peroba-rosa	ExInd (F)	Cd	ane
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll. Arg.	casca-d'anta, jasmim-grado	D, F	S	zoo
<i>Tabernaemontana</i> cf. <i>hystrix</i> Steud.	leiteiro	D, F	P	zoo
ARALIACEAE				
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	pau-de-tamanco	D, F	S	zoo
ARECACEAE				
<i>Archontophoenix</i> spp.	palmeira-australiana	ExId		zoo
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	juçara, palmito, palmito-doce	D, F	S	zoo
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R. Br. ex Mart.	palmeira-de-leque, falsa-latânia	ExId		zoo
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	gariroba, palmito-amargoso	ExInd (F, S)		zoo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	D, F	S	zoo
ASPARAGACEAE				
<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	dracena	ExInd		zoo
ASTERACEAE				
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	vassourão	D, F	P	ane
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	vassourão	D, F	P	ane
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	cambará	D, F	P	ane
BIGNONIACEAE				
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	caroba	D, F	S	zoo
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba	D, F, S	S	ane
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	espatódea, bisnagueira	ExT		ane
BORAGINACEAE				
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	louro, louro-pardo	D, F, S	S	zoo
CELASTRACEAE				
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	cafezinho	D, F	Cs	zoo
CYATHEACEAE				
<i>Cyathea delgadoii</i> Sternb.	samambaiuçú, xaxim-nu	D, F	Cs	ane
DICKSONIACEAE				
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	xaxim	D	Cs	ane
ELAEOCARPACEAE				
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	ouriceiro, pé-de-galinha	D, F	Cd	zoo
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	ouriço, sapopemba, sapupema	D	Cs	zoo
EUPHORBIACEAE				
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	tapiá	D, F	S	zoo

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	tanheiro, tapiá	D, F, S	S	zoo
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui, velame	D, F, S	P	aut
<i>Croton urucurana</i> Baill.	sangra-d'água	D, F	P	aut
<i>Joannesia princeps</i> Vell.	cutieira, boleira, andá-assu	ExInd (F)		aut
<i>Ricinus communis</i> L.	mamona	ExRnd		aut
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	leiteiro	D, F, S	S	zoo
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	peloteira	D, F	S	zoo
FABACEAE				
<i>Adenantha pavonina</i> L.	olho-de-pavão	ExInd		zoo
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan var. <i>colubrina</i>	angico	D, F, S	S	ane
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	morcegueira	D, F	S	zoo
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	canafístula	D, F, S	S	aut
<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Mart. ex Benth.	araribá	D	Cd	ane
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	jacarandá-da-bahia	ExInd (F)		ane
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	eritrina-candelabro, mulungu	D	S	aut
<i>Erythrina verna</i> Vell.	mulungu, suinã, mulungu-coral	D, F	S	aut
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	alecrim-de-campinas	ExInd (F)	Cd	aut
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	D, F, S	Cd	zoo
<i>Inga vera</i> Willd.	ingá, ingazeiro	D, F, S	S	zoo
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	bico-de-pato	D, F, S	S	ane
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	jacarandá paulista	D, F, S	Cd	ane
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	cabreúva	ExInd (F)		ane
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho	D, F, S	S	aut
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau-jacaré	D, F	S	ane
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	sibipiruna	ExInd (D)		ane
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	ExInd (F)		ane
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	guapuruvu, bacurubu	D	S	aut
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	monjoleiro	D, F, S	S	aut
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	pau-cigarra, caquera	D, F, S	P	aut
HYPERICACEAE				
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	azeitona-do-mato, pau-de-lacre	D, F, S	P	zoo
LAURACEAE				
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	canela-do-brejo	D, F	S	zoo
<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teix.	canela-amarela	D, F	Cd	zoo
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-guaiacá	D, F	Cd	zoo
<i>Persea americana</i> Mill.	abacate, loiro-abacate	ExInd		zoo
LECYTHIDACEAE				
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa	D	Cd	ane

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
LYTHRACEAE				
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	dedaleira	D, F, S	S	ane
MAGNOLIACEAE				
<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	magnólia amarela	ExInd		
MALVACEAE				
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira-rosa	D, F	Cd	ane
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	jangada-branca	D, F	P	ane
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	pau-jangada	D	P	ane
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açoita-cavalo	D, F, S	S	ane
<i>Malvaviscus arboreus</i> Cav.	malvavisco	ExRnd		nc
MELASTOMATACEAE				
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	cabucu, jacatirão	D	S	zoo
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	jacatirão	D	S	zoo
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	quaresmeira, flor-de-quaresma	D	P	ane
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	jacatirão, manacá-da-serra	D	P	ane
MELIACEAE				
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjarana, canjerana	D, F, S	Cd	zoo
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	marinheiro	D, F	S	zoo
<i>Melia azedarach</i> L.	cinamomo	ExInd		zoo
MORACEAE				
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat		D, F, S	S	zoo
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.	figueira-do-brejo, mata-pau	D, F, S	S	zoo
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq		D, F	S	zoo
<i>Morus nigra</i> L.	amora-preta	ExRnd		zoo
MYRTACEAE				
<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	goiaba-serrana	ExT (F, S)		zoo
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	sete-capotes	D, F, S	Cd	zoo
<i>Eucalyptus</i> spp.	eucalipto	ExInd		ane
<i>Eugenia cambucae</i> Mattos	jambo, jambeiro	ExInd (D)		zoo
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga, pitangueira	D, F, S	Cd	zoo
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guamirim-de-folha-miúda	D, F, S	S	zoo
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçá, araçá-vermelho	D, F, S	S	zoo
<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba, goiabeira	ExInd		zoo
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	jambo, jambo-amarelo	ExInd		zoo
OLACACEAE				
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	brinco-de-mulata, casca-de-tatu	D, F, S	Cd	zoo
PERACEAE				
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	bocoúva, chili, tabucuva	D, F, S	S	aut

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
PINACEAE				
<i>Pinus</i> spp.	pinus	ExId		ane
PITTOSPORACEAE				
<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	pau-incenso	ExId		zoo
POLYGONACEAE				
<i>Triplaris americana</i> L.	pau-formiga, novateiro	D, F, S	S	ane
PRIMULACEAE				
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	capororoca, capororoquinha	D, F, S	S	zoo
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.		D, F, S	S	zoo
PROTEACEAE				
<i>Euplassa cantareirae</i> Sleumer	carvalho-nacional	D	Cd	ane
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.	grevilha, grevillea-robusta	ExT		ane
RHAMNACEAE				
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	passa japonesa, mata fome	ExId		zoo
ROSACEAE				
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	nespera, nespereira	ExId		zoo
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-bravo	D, F, S	S	zoo
RUBIACEAE				
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) K. Schum.	fumão-doce, pau-de-macuco	D, F	S	aut
<i>Coffea arabica</i> L.	café, cafeeiro	ExId		zoo
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	casca-d'anta, cafezinho-roxo	D, F	Cs	zoo
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.	casca-d'anta	D, F	Cs	zoo
RUTACEAE				
<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck	limão-rosa	ExInd		zoo
SALICACEAE				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga, pau-de-lagarto	D, F, S	S	zoo
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatonga, cambroé	D, F, S	Cd	zoo
SAPINDACEAE				
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	fruta-de-pombo	D, F, S	S	zoo
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	camboatã, arco-de-peneira	D, F	S	zoo
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvantã	D, F, S	S	zoo
SAPOTACEAE				
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	aguaí	ExInd (F)		zoo
SOLANACEAE				
<i>Sessea brasiliensis</i> Toledo	peroba-d'água	D, F	S	ane
<i>Solanum caavurana</i> Vell.	caavurana, jurubearana	D	P	zoo
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	fumo-bravo, jurubeba-brava	D, F, S	P	zoo

continua
to be continued

continuação – Tabela 2
 continuation – Table 2

Família/Espécie	Nome popular	Ft/Ex	Gs	Sd
SYMPLOCACEAE				
<i>Symplocos falcata</i> Brand	canela, congonha-da-mata	D, F	S	zoo
THEACEAE				
<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze	chá-da-índia	ExId		aut
URTICACEAE				
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	urtiga-mansa, assa-peixe	D, F	P	ane
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba, pau-formiga	D, F	P	zoo
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúva, embaúba, imbaúba	D, F, S	P	zoo
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Gaudich. ex Griseb.	urtiga	D, F	P	zoo
VERBENACEAE				
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau-viola	D, F	P	zoo

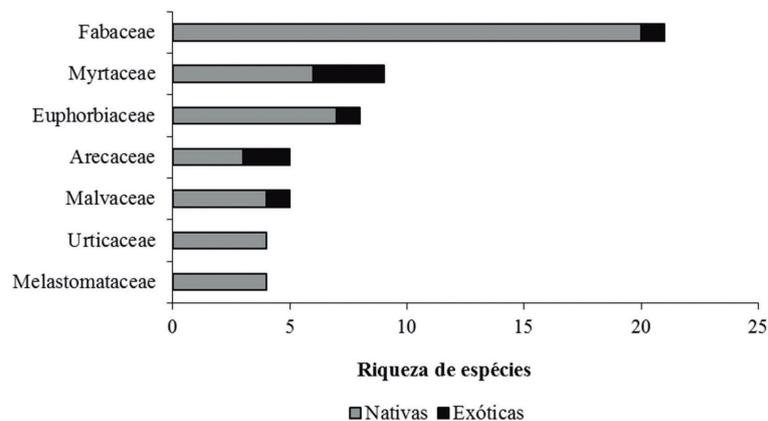


Figura 1. Famílias de maior riqueza no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP.

Figure 1. Richness values for families recorded in the Viveiro Stream Watershed, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP.

Entre as espécies nativas encontradas, 43% apresentam ampla distribuição, ocorrendo na Floresta Ombrófila Densa, na Floresta Estacional Semidecidual e na Savana; 42% ocorrem na Floresta Ombrófila Densa e na Floresta Estacional Semidecidual. As espécies endêmicas da Floresta Ombrófila Densa corresponderam a somente 15% das espécies nativas (Tabela 2).

Quanto à categorização sucessional, das 86 espécies nativas, 46 (53,5%) são secundárias, 20 (23,2%) são pioneiras, 14 (16,3%) são clímax de dossel e seis (7,0%) são clímax de subosque (Figura 2A). Ao considerar a participação desses grupos funcionais na estrutura da comunidade

(Figura 2B), nota-se o aumento na contribuição das espécies secundárias, as quais compõem mais de 70% dos indivíduos presentes, com diminuição do percentual, principalmente do grupo das pioneiras (10,7%) e clímaxes de subosque (3,9%).

A síndrome de dispersão predominante, entre as espécies nativas, foi a zoocórica, com um total de 52 espécies (60,5%), seguida da anemocórica, com 23 (26,7%), e autocórica com 11 espécies (12,8%) (Figura 3A). A dispersão zoocórica também prevaleceu na análise da estrutura da comunidade, com 74,5% dos indivíduos pertencentes a este grupo funcional (Figura 3B).

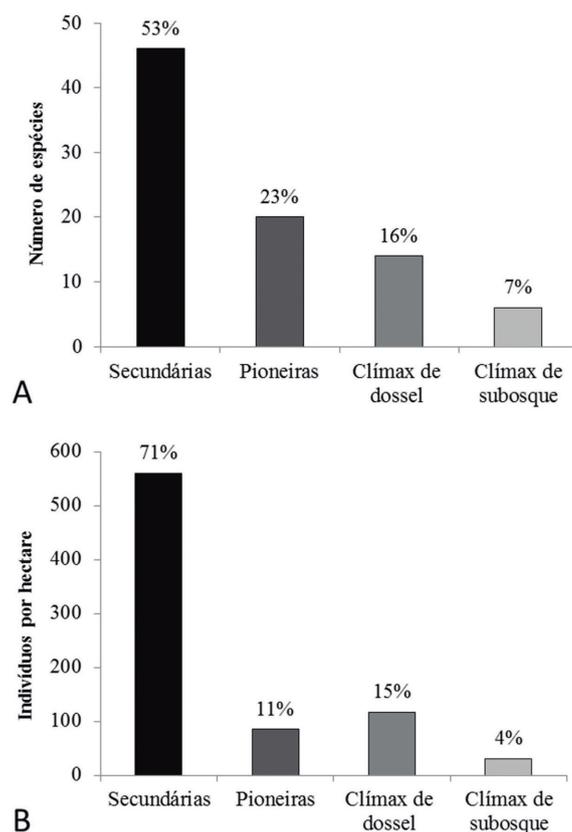


Figura 2. Grupos sucessionais das espécies nativas encontradas em um trecho de vegetação secundária no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Agrupamentos por número de espécies (A) e por densidade absoluta de indivíduos (B).

Figure 2. Frequency of successional groups for native species recorded in the Viveiro stream, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP. Data grouped by number of species (A) and individuals absolute density (B).

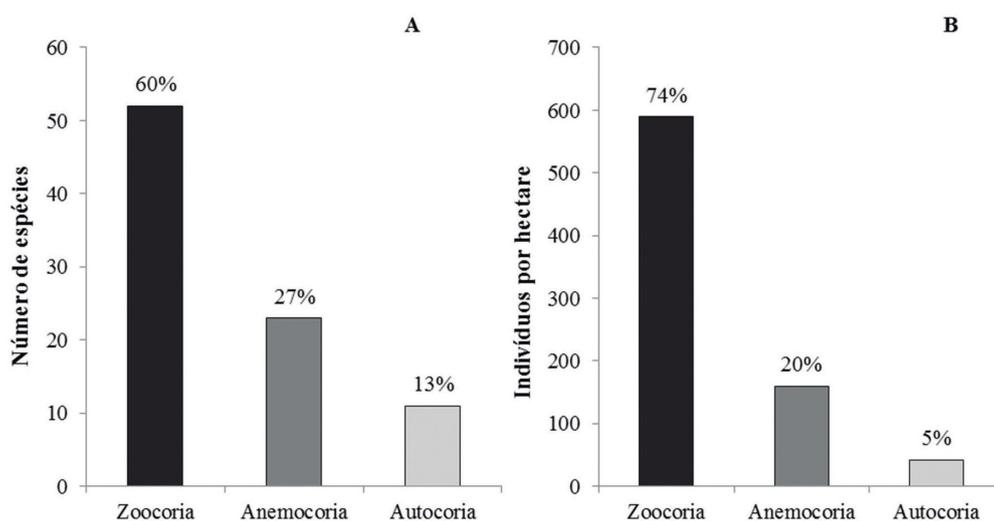


Figura 3. Síndromes de dispersão das espécies nativas encontradas em um trecho de vegetação secundária no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. Agrupamentos por número de espécies (A) e por densidade absoluta (B).

Figure 3. Frequency of dispersion syndromes for native species recorded in the Viveiro stream, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP. Data grouped by number of species (A) and absolute density (B).

Foram registradas seis espécies consideradas ameaçadas de extinção em São Paulo, seis na lista nacional e seis na lista global (Tabela 3). Como algumas espécies são consideradas ameaçadas em mais de uma escala (há sobreposição de espécies nas listas), podemos afirmar que onze espécies do PEAL estão presentes em alguma das listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (Tabela 3): *Rudgea sessilis* e *Myroxylon peruiferum* foram consideradas ameaçadas apenas na lista paulista, enquanto *Aspidosperma polyneuron*, *Joannesia princeps* e *Machaerium villosum* foram relevantes

somente em escala global. *Dicksonia sellowiana*, *Euplassa cantareirae* e *Euterpe edulis* constam entre as ameaçadas na lista paulista e nacional, mas estão ausentes na lista global. Já *Cariniana legalis* e *Nectandra barbellata* estão ausentes na lista paulista, mas constam da lista nacional e global. Somente *Dalbergia nigra* é considerada ameaçada nas três escalas. A maior parte das espécies foi incluída na categoria vulnerável (VU) ou em perigo (EN), com destaque para *Rudgea sessilis*, considerada presumivelmente extinta (EX) na natureza em território paulista.

Tabela 3. Espécies ameaçadas de extinção registradas em vegetação secundária no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löffgren categorizadas de acordo com as listas da União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN, Ministério do Meio Ambiente – MMA e Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA-SP. EN, Em Perigo; EX, Presumivelmente Extinta; VU, Vulnerável, * = espécie exótica.

Table 3. Threatened species recorded in a patch of secondary vegetation in the Viveiro stream, Alberto Löffgren State Park, according to the lists of the International Union for Conservation of Nature – IUCN, the Ministry of Environment – MMA and the Environmental Secretariat of the São Paulo state – SP – SMA. EN, Threatened; EX, Presumably Extinct; VU, Vulnerable, * = exotic species.

FAMÍLIA/Espécie	IUCN	MMA	SMA-SP
APOCYNACEAE			
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.*	EN		
ARECACEAE			
<i>Euterpe edulis</i> Mart.		VU	VU
DICKSONIACEAE			
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.		EN	VU
EUPHORBIACEAE			
<i>Joannesia princeps</i> Vell.*	VU		
FABACEAE			
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.*	VU	VU	EN
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	VU		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.*			VU
LAURACEAE			
<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teix.	VU	VU	
LECYTHIDACEAE			
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	VU	EN	
PROTEACEAE			
<i>Euplassa cantareirae</i> Sleumer		EN	VU
RUBIACEAE			
<i>Rudgea sessilis</i> (Vell.) Müll.Arg.			EX

Entre as espécies ameaçadas, quatro são típicas de outra formação florestal ou não ocorrem de forma natural na região metropolitana de São Paulo, portanto foram consideradas exóticas invasoras não dominantes no PEAL: *Aspidosperma polyneuron*, *Dalbergia nigra*, *Joannesia princeps* e *Myroxylon peruiferum*. Outras sete espécies nativas de outras localidades ou formações florestais brasileiras foram consideradas exóticas transientes ou invasoras não dominantes no PEAL (Tabela 2): *Acca sellowiana*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Holocalyx balansae*, *Eugenia cambucae*, *Poincianella pluviosa*, *Pterogyne nitens* e *Syagrus oleracea*. Entre as demais 24 espécies exóticas, foram ainda registradas duas exóticas transientes (*Spathodea campanulata* e *Grevillea robusta*) e três ruderais não dominantes (*Ricinus communis*, *Malvaviscus arboreus* e *Morus nigra*).

Tabela 4. Parâmetros fitossociológicos das espécies arbustivas e arbóreas inventariadas no córrego do Viveiro, no Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP (PAP \geq 15 cm) em ordem decrescente de VI. Ni = número de indivíduos, DA = densidade absoluta (ind.ha⁻¹), DoA = dominância absoluta (m².ha⁻¹), DR = densidade relativa (%), DoR = dominância relativa (%), FR = frequência relativa (%), VI = valor de importância, VC = valor de cobertura.

Table 4. Phytosociological parameters of shrub and tree species recorded in the Viveiro stream, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP. The species are ordered by importance value index. Ni = individuals (no), DA = absolute density (ind.ha⁻¹), DoA = absolute dominance (m².ha⁻¹), DR = relative density (%), DoR = relative dominance (%), FR = relative frequency (%), VI = importance value, VC = coverage value.

Espécies	NI	DA	DoA	DoR	DR	FR	VI	VC
<i>Alchornea sidifolia</i>	235	196	4,93	12,57	15,01	5,41	32,98	27,58
<i>Pittosporum undulatum</i>	253	211	1,94	4,96	16,16	4,99	26,10	21,11
<i>Pinus</i> spp.	89	74	7,22	18,42	5,68	1,25	25,35	24,10
<i>Nectandra barbellata</i>	86	72	2,60	6,64	5,49	4,37	16,50	12,13
<i>Hovenia dulcis</i>	71	59	1,55	3,96	4,53	4,57	13,06	8,49
<i>Archontophoenix</i> spp.	76	63	1,27	3,25	4,85	4,78	12,89	8,11
<i>Guarea macrophylla</i>	87	73	0,86	2,19	5,56	3,33	11,07	7,74
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	36	30	1,48	3,78	2,30	3,74	9,83	6,08

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécies	NI	DA	DoA	DoR	DR	FR	VI	VC
<i>Alchornea triplinervia</i>	53	44	0,92	2,34	3,38	3,53	9,26	5,73
<i>Tibouchina pulchra</i>	35	29	1,49	3,79	2,23	2,91	8,94	6,03
<i>Toxicodendron vernicifluum</i>	57	48	0,85	2,18	3,64	2,70	8,52	5,82
<i>Eucalyptus</i> spp.	6	5	2,98	7,60	0,38	0,21	8,19	7,98
<i>Dendropanax cuneatus</i>	25	21	1,21	3,10	1,60	2,91	7,60	4,69
<i>Casearia sylvestris</i>	29	24	0,19	0,49	1,85	2,70	5,04	2,34
<i>Tibouchina granulosa</i>	30	25	0,63	1,61	1,92	0,83	4,36	3,53
<i>Ceiba speciosa</i>	8	7	0,83	2,13	0,51	1,66	4,30	2,64
<i>Euplassa cantareirae</i>	18	15	0,71	1,81	1,15	1,25	4,21	2,96
<i>Cyathea delgadii</i>	27	23	0,16	0,40	1,72	1,87	3,99	2,12
<i>Euterpe edulis</i>	22	18	0,19	0,50	1,40	2,08	3,98	1,90
<i>Myrcia splendens</i>	18	15	0,08	0,20	1,15	2,49	3,84	1,35
<i>Allophylu edulis</i>	19	16	0,10	0,25	1,21	2,08	3,54	1,47
<i>Cupania oblongifolia</i>	25	21	0,17	0,43	1,60	1,46	3,48	2,02
<i>Erythrina speciosa</i>	19	16	0,10	0,26	1,21	1,66	3,14	1,47
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	10	8	0,36	0,93	0,64	1,46	3,02	1,57
<i>Schizolobium parahyba</i>	9	8	0,40	1,02	0,57	1,25	2,84	1,59
<i>Inga vera</i>	6	5	0,56	1,42	0,38	0,42	2,22	1,81
<i>Croton urucurana</i>	7	6	0,44	1,11	0,45	0,62	2,18	1,56
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	10	8	0,19	0,48	0,64	1,04	2,16	1,12
<i>Miconia cabucu</i>	10	8	0,03	0,09	0,64	1,25	1,97	0,73
<i>Luehea divaricata</i>	7	6	0,24	0,62	0,45	0,83	1,90	1,07
<i>Myrsine coriacea</i>	6	5	0,10	0,27	0,38	1,25	1,90	0,65
<i>Dalbergia nigra</i>	6	5	0,16	0,40	0,38	1,04	1,82	0,78
<i>Grevillea robusta</i>	3	3	0,45	1,14	0,19	0,42	1,75	1,33
<i>Joannesia princeps</i>	5	4	0,32	0,81	0,32	0,42	1,54	1,13
<i>Citharexylum myrianthum</i>	4	3	0,25	0,64	0,26	0,42	1,31	0,90
<i>Triplaris americana</i>	3	3	0,30	0,77	0,19	0,21	1,17	0,96
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	3	3	0,13	0,33	0,19	0,62	1,15	0,52
<i>Ocotea puberula</i>	5	4	0,06	0,15	0,32	0,62	1,09	0,46
<i>Hymenaea courbaril</i>	3	3	0,09	0,23	0,19	0,62	1,04	0,42
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	4	3	0,06	0,15	0,26	0,62	1,03	0,41
<i>Symplocos falcata</i>	3	3	0,07	0,19	0,19	0,62	1,00	0,38

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécies	NI	DA	DoA	DoR	DR	FR	VI	VC
<i>Ficus guaranitica</i>	1	1	0,28	0,70	0,06	0,21	0,98	0,77
<i>Coffea arabica</i>	5	4	0,01	0,03	0,32	0,62	0,97	0,35
<i>Senegalia polyphylla</i>	3	3	0,06	0,15	0,19	0,62	0,97	0,34
<i>Cabralea canjerana</i>	4	3	0,02	0,04	0,26	0,62	0,92	0,30
<i>Eriobotrya japonica</i>	3	3	0,04	0,10	0,19	0,62	0,91	0,29
<i>Schinus terebinthifolius</i>	3	3	0,03	0,08	0,19	0,62	0,89	0,27
<i>Persea americana</i>	4	3	0,07	0,18	0,26	0,42	0,85	0,44
<i>Solanum mauritianum</i>	3	3	0,01	0,03	0,19	0,62	0,85	0,22
<i>Malvaviscus arboreus</i>	3	3	0,01	0,02	0,19	0,62	0,84	0,21
<i>Magnolia champaca</i>	2	2	0,11	0,29	0,13	0,42	0,83	0,42
<i>Pera glabrata</i>	4	3	0,04	0,09	0,26	0,42	0,76	0,35
<i>Cariniana legalis</i>	6	5	0,06	0,16	0,38	0,21	0,75	0,54
<i>Livistona chinensis</i>	2	2	0,07	0,17	0,13	0,42	0,71	0,29
<i>Solanum caavurana</i>	3	3	0,04	0,10	0,19	0,42	0,71	0,29
<i>Cordia trichotoma</i>	2	2	0,06	0,16	0,13	0,42	0,70	0,28
<i>Pterogyne nitens</i>	1	1	0,16	0,41	0,06	0,21	0,68	0,48
<i>Eugenia cambucae</i>	3	3	0,02	0,05	0,19	0,42	0,66	0,24
<i>Rauvolfia sellowii</i>	1	1	0,15	0,38	0,06	0,21	0,65	0,44
<i>Cecropia glaziovii</i>	3	3	0,02	0,04	0,19	0,42	0,65	0,24
<i>Dicksonia sellowiana</i>	3	3	0,01	0,04	0,19	0,42	0,64	0,23
<i>Jacaranda micrantha</i>	1	1	0,15	0,37	0,06	0,21	0,64	0,43
<i>Lafoensia pacari</i>	2	2	0,04	0,10	0,13	0,42	0,64	0,22
<i>Syzygium jambos</i>	3	3	0,01	0,02	0,19	0,42	0,63	0,21
<i>Anadenanthera colubrina</i>	2	2	0,02	0,06	0,13	0,42	0,60	0,19
<i>Croton floribundus</i>	2	2	0,02	0,05	0,13	0,42	0,59	0,18
<i>Rudgea sessilis</i>	2	2	0,02	0,04	0,13	0,42	0,58	0,17
<i>Sapium glandulosum</i>	2	2	0,01	0,03	0,13	0,42	0,57	0,16
<i>Psychotria suterella</i>	2	2	0,01	0,02	0,13	0,42	0,56	0,15
<i>Boehmeria caudata</i>	2	2	0,01	0,02	0,13	0,42	0,56	0,14
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	2	0,00	0,01	0,13	0,42	0,55	0,14
<i>Maytenus evonymoides</i>	2	2	0,00	0,01	0,13	0,42	0,55	0,14
<i>Bathysa australis</i>	3	3	0,06	0,15	0,19	0,21	0,55	0,34
<i>Centrolobium robustum</i>	3	3	0,06	0,14	0,19	0,21	0,54	0,34

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécies	NI	DA	DoA	DoR	DR	FR	VI	VC
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1	1	0,10	0,24	0,06	0,21	0,52	0,31
<i>Erythrina verna</i>	1	1	0,09	0,22	0,06	0,21	0,50	0,29
<i>Melia azedarach</i>	1	1	0,06	0,17	0,06	0,21	0,44	0,23
<i>Dracaena fragrans</i>	3	3	0,01	0,02	0,19	0,21	0,42	0,21
<i>Machaerium villosum</i>	2	2	0,03	0,07	0,13	0,21	0,40	0,20
<i>Christiana macrodon</i>	1	1	0,05	0,13	0,06	0,21	0,40	0,19
<i>Mangifera indica</i>	1	1	0,05	0,12	0,06	0,21	0,39	0,18
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	1	0,05	0,12	0,06	0,21	0,39	0,18
<i>Sessea brasiliensis</i>	1	1	0,04	0,11	0,06	0,21	0,39	0,18
<i>Syagrus oleracea</i>	1	1	0,04	0,10	0,06	0,21	0,37	0,16
<i>Annona sylvatica</i>	1	1	0,04	0,10	0,06	0,21	0,37	0,16
<i>Cupania vernalis</i>	2	2	0,01	0,02	0,13	0,21	0,36	0,15
<i>Piptocarpha macropoda</i>	1	1	0,03	0,08	0,06	0,21	0,35	0,14
<i>Jacaranda puberula</i>	1	1	0,03	0,07	0,06	0,21	0,34	0,14
<i>Poincianella pluviosa</i>	1	1	0,02	0,06	0,06	0,21	0,33	0,13
<i>Senna multijuga</i>	1	1	0,02	0,05	0,06	0,21	0,32	0,12
<i>Holocalyx balansae</i>	1	1	0,02	0,05	0,06	0,21	0,32	0,12
<i>Psidium cattleyanum</i>	1	1	0,02	0,05	0,06	0,21	0,32	0,11
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	0,02	0,04	0,06	0,21	0,31	0,11
<i>Ficus luschnathiana</i>	1	1	0,01	0,04	0,06	0,21	0,31	0,10
<i>Spathodea campanulata</i>	1	1	0,01	0,04	0,06	0,21	0,31	0,10
<i>Vernonanthura divaricata</i>	1	1	0,01	0,04	0,06	0,21	0,31	0,10
<i>Cassia ferruginea</i>	1	1	0,01	0,03	0,06	0,21	0,30	0,09
<i>Machaerium nyctitans</i>	1	1	0,01	0,02	0,06	0,21	0,29	0,08
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	1	0,01	0,02	0,06	0,21	0,29	0,08
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	1	1	0,01	0,02	0,06	0,21	0,29	0,08
<i>Heliocarpus popayanensis</i>	1	1	0,01	0,01	0,06	0,21	0,28	0,08
<i>Vismia brasiliensis</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,08
<i>Psidium guajava</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,08
<i>Morus nigra</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Heisteria silvianii</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Citrus × limon</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Tabernaemontana cf. hystrix</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07

continua
to be continued

continuação – Tabela 4
 continuation – Table 4

Espécies	NI	DA	DoA	DoR	DR	FR	VI	VC
<i>Urera caracasana</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Adenantha pavonina</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Casearia decandra</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Myrsine umbellata</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Camellia sinensis</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Ficus adhatodifolia</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Andira anthelmia</i>	1	1	0,00	0,01	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Myroxylon peruiferum</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Acca sellowiana</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Sloanea hirsuta</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Sloanea guianensis</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Ricinus communis</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07
<i>Eugenia uniflora</i>	1	1	0,00	0,00	0,06	0,21	0,28	0,07

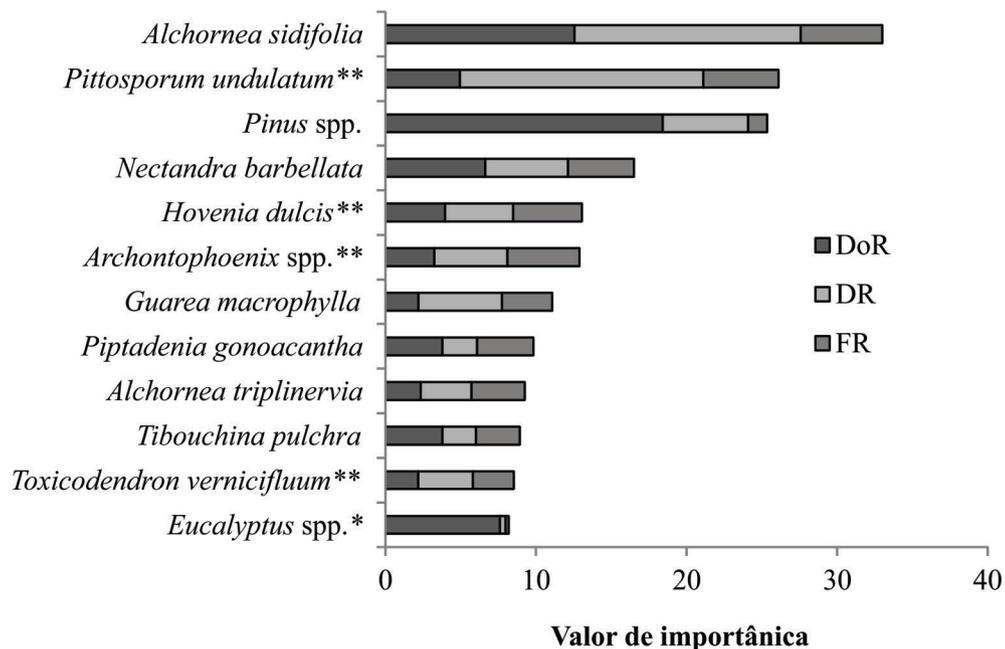


Figura 4. Espécies de maior valor de importância em um trecho de vegetação secundária no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP. ** Exótica invasora dominante, * exótica invasora não dominante.

Figure 4. Species with the highest importance values recorded in a patch of secondary vegetation in the Viveiro stream, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP. ** Dominant invader, * non dominant invader.

SOUZA, S.C.P.M. de et al. Vegetação secundária de um fragmento florestal urbano.

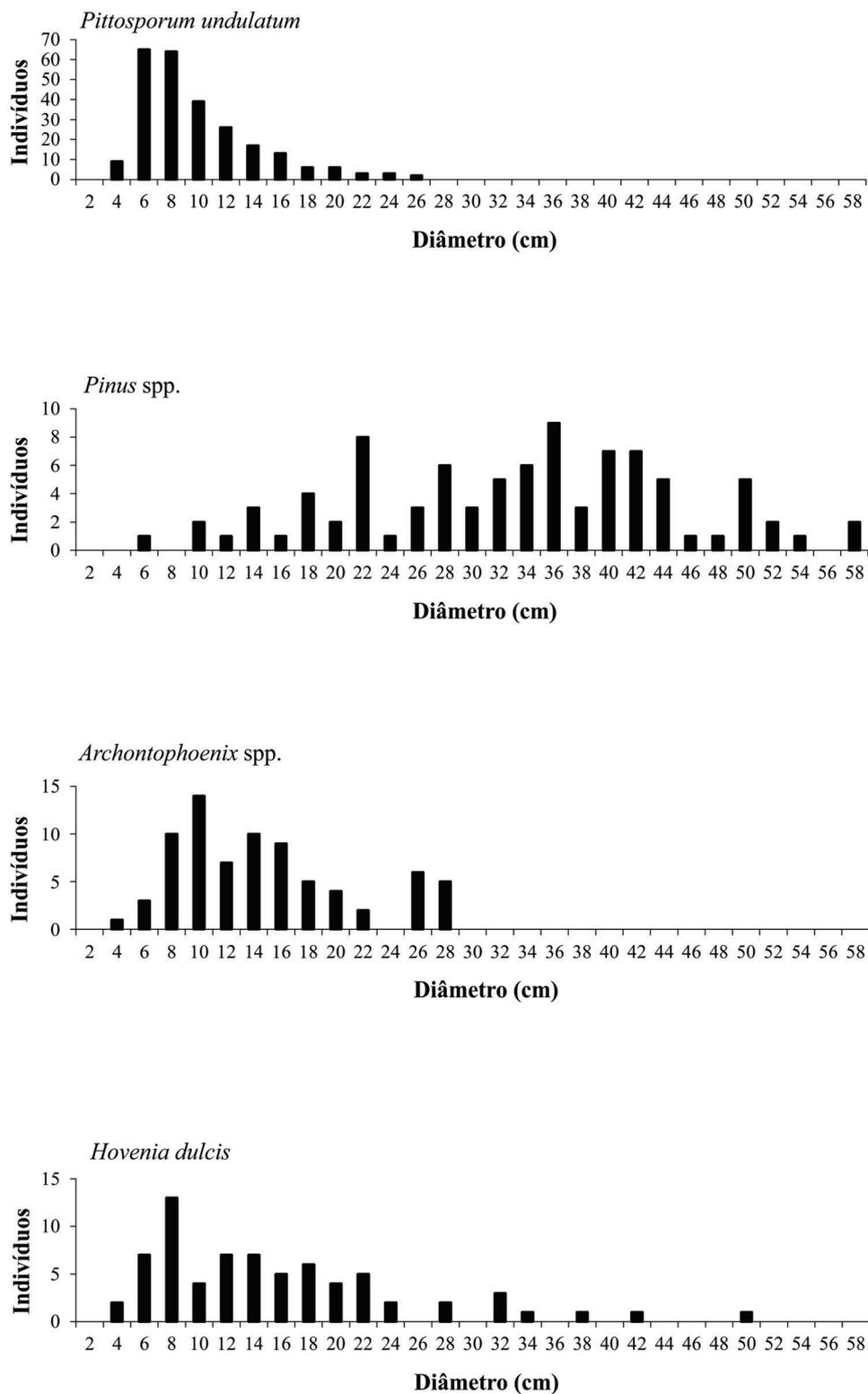


Figura 5. Histograma das populações de espécies exóticas invasoras de maior valor de importância em um trecho de vegetação secundária no córrego do Viveiro, Parque Estadual Alberto Löfgren, São Paulo – SP.

Figure 5. Histogram of alien species populations with the highest importance value in the Viveiro stream, Alberto Löfgren State Park, São Paulo state – SP.

4 DISCUSSÃO

A vegetação secundária avaliada no Parque Estadual Alberto Löfgren apresenta espécies nativas endêmicas da Floresta Ombrófila Densa paulista e espécies de distribuição mais ampla e que também estão presentes na Floresta Estacional Semidecidual ou em áreas savânicas. Alguns estudos realizados no Planalto Paulistano obtiveram o mesmo padrão, enfatizando o caráter ecotonal da Serra da Cantareira (Baitello e Aguiar, 1982; Baitello et al., 1992, 1993; Aragaki e Mantovani, 1998; Bernacci et al., 2006; Catharino et al., 2006; Arzolla et al., 2011).

Considerando somente as espécies nativas, as famílias com maior riqueza foram Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae, representando 30% das espécies levantadas. Embora com diferenças no delineamento amostral, essas famílias também estão entre as mais ricas em outros levantamentos realizados em florestas secundárias no Planalto Paulistano: 25% das espécies levantadas no Parque Estadual da Cantareira, São Paulo (Arzolla et al., 2011); 28% das espécies encontradas em Guarulhos (Gandolfi et al., 1995); 30% na Fazenda Dona Carolina, em Itatiba e Bragança Paulista (Cerqueira et al., 2008) e 34% na Reserva Florestal Morro Grande, em Cotia (Bernacci et al., 2006).

Euphorbiaceae, Malvaceae, Melastomataceae e Urticaceae destacaram-se entre as famílias de maior riqueza na área de estudo, com o predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais. Do mesmo modo, a baixa representatividade de Lauraceae, que neste estudo representou apenas 3,5% do total de espécies nativas, condiz com a presença de vegetação secundária ainda em fase de consolidação: o número de espécies de Lauraceae tende a aumentar nos estágios mais avançados de sucessão em substituição, principalmente, aos indivíduos de Fabaceae (Arzolla et al., 2011). De fato, estudos realizados em trechos em estágio avançado de sucessão no Parque Estadual da Cantareira, no Núcleo Pinheirinho por Baitello et al. (1993), e no Núcleo Águas Claras por Arzolla (2002), obtiveram Lauraceae entre as mais ricas em espécies, com respectivamente 14,8% e 8,4% das espécies encontradas.

A relação entre o avanço sucessional e o aumento na proporção de espécies zoocóricas foi observada em vários estudos (Tabarelli e Peres, 2002; Liebsch et al., 2008; Nascimento et al., 2014).

No PEAL a síndrome de dispersão zoocórica foi a mais relevante (60% das espécies), mas a proporção obtida foi inferior à verificada em outras florestas da região metropolitana de São Paulo, que variou de 69% na Serra do Japi (Morelato e Leitão-Filho, 1992) até 90% das espécies na Reserva Florestal do Morro Grande (Alves e Metzger, 2006). Embora o abandono dos tratos silviculturais do PEAL tenha ocorrido há aproximadamente 58 anos, esse período não foi suficiente para chegar próximo de 80% de espécies zoocóricas, valor esperado para uma floresta ombrófila com 65 anos pelo modelo sugerido por Liebsch et al. (2008). Os mesmos autores apontam a ausência de remanescentes florestais próximos à área degradada como um dos principais fatores limitantes para a restauração, o que não ocorre no PEAL, em decorrência de sua vizinhança com o Parque Estadual da Cantareira. Silva (2015) constatou que áreas restauradas em estágio inicial (5-7 anos) constituem ambientes inóspitos à fauna frugívora mais especializada da Floresta Ombrófila Densa, mesmo na presença de fragmentos bem conservados no entorno (até 200 metros). O autor atribuiu essa exclusão possivelmente a fatores relacionados à estrutura da vegetação, como um dossel pouco contínuo, um subosque ainda ausente e a presença de muitas gramíneas exóticas, o que pode conferir à vegetação um perfil ainda não florestal para a fauna.

A presença de espécies exóticas foi apontada por Nascimento et al. (2014) como um dos fatores que alteram a sucessão natural. As referidas espécies são capazes de dominar o dossel da floresta, especialmente em paisagens altamente perturbadas (Lugo, 2002; Franklin, 2007), resultando em uma floresta secundária com características bastante diferentes da vegetação original (Nascimento et al., 2014). De fato, espécies exóticas invasoras foram registradas entre as espécies de maior valor de importância no PEAL, o que pode comprometer o estabelecimento das espécies tardias no local, sejam de dossel ou de subosque. Estudos em andamento já apontam, por exemplo, a relação negativa entre a densidade de palmeiras exóticas invasoras e a riqueza, abundância e diversidade de aves de subosque no PEAL (Campagnoli e Antunes, 2015).

Mesmo tratando de vegetação secundária, com o predomínio de espécies de estágios iniciais de regeneração, a existência de espécies ameaçadas de extinção no Parque Estadual Alberto Löfgren destaca a importância biológica das florestas urbanas para a conservação da biodiversidade, como bem demonstrado por Pougy et al. (2014) para o Parque Nacional da Tijuca, floresta em área urbana na cidade do Rio de Janeiro. O registro de *Rudgea sessilis*, considerada “presumivelmente extinta” na natureza pela lista de espécies ameaçadas de São Paulo (Mamede et al., 2007), corrobora este fato. Existem apenas 17 registros de coleta dessa espécie no Estado de São Paulo (Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia – INCT, 2015), no entanto, apenas quatro destes têm menos de dez anos, tendo sido encontradas na Serra da Bocaina (Estação Ecológica do Bananal) e na Serra da Mantiqueira (Município de Piquete), portanto em áreas relativamente distantes da Serra da Cantareira.

Qualquer ação de manejo das áreas com vegetação secundária no PEAL deverá considerar a presença das espécies ameaçadas de extinção já existentes, prevendo ações que promovam a conservação e visem ao incremento de suas populações. No entanto, vale ressaltar que muitas espécies estão atualmente ameaçadas não somente pela baixa abundância local, mas também devido à sua distribuição geográfica restrita, presença em habitats únicos ou por causa de um sinergismo entre estas variáveis (Caiafa e Martins, 2010)

No entanto, dentre as espécies ameaçadas registradas no PEAL, também foram encontradas espécies exóticas. Tais espécies, nativas em outras formações ou localidades distantes da Serra da Cantareira, foram introduzidas no PEAL ou por meio do descarte de sementes em áreas inapropriadas, ou por meio do cultivo de indivíduos dessas espécies nos arboretos.

O histórico de ocupação do solo do PEAL teve início como Jardim Botânico, focado no plantio com fins experimentais de espécies exóticas, conforme relatado na descrição da área de estudo. Além da silvicultura de espécies nativas e exóticas, o Laboratório de Sementes do Instituto Florestal iniciou pesquisas com espécies nativas na década de 1980,

envolvendo cerca de 200 espécies de ocorrência no Estado de São Paulo. Associada à produção de sementes, também foram desenvolvidas pesquisas na produção de mudas dessas espécies florestais, realizadas no Viveiro do Instituto Florestal, localizado no interior da microbacia em estudo (Yamazoe e Villas Boas, 2003). No entanto, apesar de nativas no Estado de São Paulo, muitas dessas espécies pesquisadas eram exóticas à vegetação natural da Serra da Cantareira, como é o caso das típicas de Floresta Estacional Semidecidual ou de Savana, encontradas neste estudo. O descarte de sementes e mudas de material de pesquisa foi realizado de maneira imprópria, juntamente com o material proveniente da manutenção das áreas verdes antropizadas do PEAL, em área próxima à vegetação secundária analisada. A partir desse local, esses propágulos podem ter sido dispersos pela fauna ou mesmo por ação da água da chuva, já que a área de descarte se encontra na área de captação de água do córrego do Viveiro. Felizmente, há cerca de cinco anos, o descarte de material de sementes e mudas não é mais realizado no local.

Constatada a presença, são necessários estudos complementares para as espécies exóticas consideradas invasoras não dominantes no PEAL, a fim de investigar se estas populações estão ou não em um período de latência, definido como aquele tempo necessário para que uma espécie, sob determinadas condições, se adapte ao novo ambiente, passe a se reproduzir e a se disseminar (Groves, 2006).

Atenção prioritária deve ser dada para aquelas exóticas também presentes na lista de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo. Certamente, estudos sobre a autoecologia dessas populações poderão embasar a permanência ou não dessas espécies na lista, já que, aparentemente, tais espécies são capazes de formar populações autosustentáveis mesmo fora de seu habitat natural. Como critério para se admitir que uma planta exótica invadiu um ambiente, pode-se considerar sua capacidade de se estabelecer a distâncias maiores que 100 m da área fonte, em período menor que 50 anos, com produção de descendentes férteis (Richardson et al., 2000).

Já com relação às espécies classificadas como exóticas invasoras dominantes no PEAL, não há dúvida de que estas já se adaptaram ao local onde foram introduzidas e superaram barreiras reprodutivas e de dispersão. No Plano de Manejo do Parque Estadual “Alberto Löfgren” (Arzolla, 2012), foi dado destaque para a presença de espécies exóticas invasoras no seu interior, com o agravante da dispersão de propágulos de suas populações para o interior das florestas naturais da Serra da Cantareira. Nesse contexto, as espécies exóticas invasoras dominantes listadas para o PEAL (Tabela 2) são as que devem ser priorizadas nos programas de manejo, visando ao seu controle e/ou erradicação.

Deve-se considerar que a invasão biológica, por meio da competição, pode interferir diretamente na estrutura da vegetação nativa. Espécies exóticas invasoras tendem a aumentar exponencialmente sua população em um curto período de tempo e, frequentemente, só são percebidas quando causam danos, muitas vezes irreversíveis (Ziller e Dechoum, 2013).

Das espécies exóticas provenientes de outros países, encontradas na área de estudo, existem registros que comprovam o plantio em talhões na área em questão com fins científicos, principalmente silviculturais, de *Eucalyptus* spp. e *Grevillea robusta* na primeira metade do século XX (Croqui do Horto Florestal em 1932, apud Arzolla, 2012), e para estas não há registro de populações invadindo e dominando áreas naturais do PEAL. Já *Camelia chinensis*, *Hovenia dulcis*, *Melia azedarach*, *Rhus succedanea*, *Pinus* spp. e *Pittosporum undulatum* foram introduzidas nos demais arboretos do PEAL e se dispersaram por toda a UC, com registros da ocorrência espontânea das referidas espécies nas florestas do Parque Estadual da Cantareira (Arzolla, 2012).

Coffea arabica já era cultivada nas terras que foram desapropriadas e posteriormente originaram o PEAL e, segundo o Plano de Manejo da referida unidade, está ocorrendo um processo lento de invasão do subosque da floresta pelas plantas de café, pois os frutos são consumidos pela fauna e facilmente dispersos pelo interior da floresta, onde então conseguem germinar e se estabelecer (Arzolla, 2012). O referido processo é frequente no interior de fragmentos florestais situados em fazendas cafeeiras (Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental – Hórus, 2015).

Algumas das espécies exóticas encontradas foram plantadas com fins ornamentais, como *Adenantha pavonina*, *Archontophoenix* spp., *Dracaena fragrans*, *Livistona chinensis*, *Magnolia champaca*, *Malvaviscus arboreus* e *Spathodea campanulata*. O descarte de material proveniente da manutenção das áreas verdes do PEAL, conforme relatado, pode ter contribuído para a propagação das referidas espécies. Há também espécies exóticas invasoras, que se dispersaram via fauna e/ou via antrópica como, *Citrus x limon*, *Eriobotrya japonica*, *Mangifera indica*, *Morus nigra*, *Persea americana*, *Psidium guajava*, *Syzygium jambos* e *Ricinus communis*.

Durigan et al. (2013) recomendam que nas ações de manejo sejam priorizadas as exóticas consideradas invasoras dominantes. Entre as registradas nessa categoria, no PEAL, destaca-se *Pittosporum undulatum*. Essa espécie é nativa da faixa costeira e montanhas do sudoeste da Austrália e considerada invasora em vários países, como Espanha (Paiva, 1997), Portugal (Marchante et al., 2008) e Jamaica (Goodland e Healey, 1997; Bellingham et al., 2005).

No PEAL, *Pittosporum undulatum* ocupou o segundo maior valor de importância na estrutura da comunidade e, aparentemente, possui população estável na área, com abundância de indivíduos jovens e muitos adultos em fase reprodutiva. A espécie forma aglomerados densos, é extremamente alelopática, possui grande capacidade de atrair polinizadores e alta produção de frutos e sementes, dispersos geralmente por pássaros: o conjunto dessas características lhe confere vantagem competitiva em relação às nativas (Gleadow e Ashton, 1981; Binggeli e Goodland, 1997; Weber, 2003; Lake e Leishman, 2004; Carpanezzi e Gualtieri, 2014). Portanto, *Pittosporum undulatum* afeta o desenvolvimento de outras espécies, seja pelo seu adensamento, seja por inibir a germinação de outras, ou por diminuir a disponibilidade de polinizadores para as espécies nativas. O tronco não abriga plantas epífitas, diminuindo a diversidade destas no ambiente invadido (Goodland e Healey, 1997). No Brasil, resultados semelhantes de invasão por *Pittosporum undulatum* foram observados no Estado de São Paulo na Reserva Florestal do Morro Grande em Cotia (Metzger et al., 2008), e em fragmentos florestais em Embu (Franco et al., 2007).

No Paraná, Sipinski et al. (2009) verificou que *P. undulatum* está entre as principais espécies invasoras que impactam negativamente a Floresta Ombófila Mista. Segundo o Instituto Hórus (2015), essa planta provoca a perda de áreas florestais naturais porque impede a regeneração natural e exerce total dominância sobre o ambiente invadido.

O gênero *Pinus* foi o segundo, entre as exóticas, com maior valor de importância. Também nos arboretos do PEAL há talhões com algumas espécies desse gênero. A invasão de ecossistemas naturais por *Pinus* já foi registrada em várias unidades de conservação paulistas, sempre em formações campestres ou savânicas, como no Núcleo Curucutu do Parque Estadual da Serra do Mar (Garcia e Pirani, 2005), na Estação Ecológica de Santa Bárbara (Meira-Neto et al., 2007) e na Estação Ecológica de Paranapanema (Cielo-Filho et al., 2009), confirmando sua condição de espécie exótica invasora dominante. Portanto, a invasão por espécies do gênero *Pinus* é favorecida em ambientes mais abertos, pois são consideradas tipicamente pioneiras e se estabelecem onde há alta intensidade de luz (Eckenwalder, 2008). De fato, a invasão por espécies de *Pinus* em áreas abertas foi comprovada em diversos estudos (Seitz et al., 1983; Ziller, 2000; Bechara et al., 2014; Zanchetta e Diniz, 2006).

Nesse contexto, o avanço sucessional dos trechos de vegetação secundária do PEAL pode interromper o ciclo de invasão por *Pinus*, já que a área se encontra em domínio florestal. Um indício de que a população dessa invasora parece não estar aumentando é a redução do número de indivíduos jovens, revelado pelo histograma elaborado para o PEAL. No entanto, mesmo os indivíduos ainda existentes podem ser prejudiciais à sucessão, pois alguns autores propõem que as acículas de *Pinus* apresentam efeitos alelopáticos, inibindo a germinação e/ou estabelecimento de outras espécies (Ferreira e Aquila, 2000).

Quanto às palmeiras exóticas levantadas neste trabalho, todas foram consideradas invasoras dominantes: *Livistona chinensis* (palmeira-leque), *Archontophoenix cunninghamiana* (palmeira-australiana) e *Archontophoenix alexandrae* (palmeira-real) já são alvo de inventários no PEAL, que têm como objetivo final o manejo destas espécies. A distinção das duas espécies de *Archontophoenix* é muito difícil, podendo mesmo ocorrer hibridação entre as duas.

A invasão por *A. cunninghamiana* já foi relatada no fragmento da Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando Salles de Oliveira” – CUASO, ocupando o subosque desta área de floresta secundária, com alta capacidade de desenvolvimento em áreas de sombreamento e de vegetação mais preservada (Dislich, 2002; Dislich et al., 2002; Christianini, 2006; Petenon, 2006), comprometendo áreas prioritárias para a preservação da floresta nativa e de interesse ecológico. Além da CUASO, *A. cunninghamiana* também foi registrada como exótica invasora em outras unidades de conservação de proteção integral paulistas, sendo estas o Parque Estadual da Cantareira (Arzolla, 2009), o Parque Estadual do Jaraguá (Souza et al., 2009) e o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (Pivello e Peccinini, 2002; Azevedo, 2009).

Considerando o elevado grau de invasão biológica do PEAL, a melhor estratégia é a prevenção. A introdução de espécies alóctones deve ser evitada, pois há sempre a possibilidade de escape para ambientes naturais e a associação com dispersores generalistas (aves); considerando a inexistência de predadores específicos, ocasionando elevadas taxas de dispersão (Christianini, 2006). No caso do PEAL, o monitoramento das espécies exóticas invasoras é fundamental para a implantação de um programa de erradicação dessas populações. Conforme orientação do Plano de Manejo do PEAL, novos arboretos devem utilizar somente espécies nativas de ocorrência nas formações vegetais da Serra da Cantareira.

Com relação às espécies exóticas invasoras já existentes no PEAL, o destino adequado para resíduos de capina, roçada e poda das áreas antropizadas do Parque também é essencial para evitar a dispersão de propágulos de plantas ornamentais invasoras. Além dessa medida de curto prazo, projetos experimentais que visem ao controle ou à erradicação dessas populações devem ser prioritários. Este estudo demonstrou que o avanço sucessional das florestas secundárias poderá ser comprometido se ações de manejo adaptativo não forem implementadas. Exóticas invasoras dominantes ocupam posições de destaque na estrutura da comunidade de florestas secundárias, em detrimento de espécies nativas, mesmo após cerca de 50 anos de abandono para regeneração natural (Wasjutin, 1950).

A fim de evitar o agravamento do processo de invasão biológica pelas espécies exóticas invasoras, recomenda-se a adoção de um programa integrado que contemple o controle das exóticas e o enriquecimento com espécies nativas regionais das florestas secundárias do PEAL, permitindo assim o avanço sucessional com menor impacto à fauna residente ou transiente. Merecem atenção programas de pesquisa com foco em possíveis filtros ecológicos, que estejam atuando no estabelecimento de regenerantes no subosque, frente à baixa riqueza e abundância de espécies clímaxes na comunidade avaliada.

Por fim, a despeito do grau de conservação da vegetação e das fortes pressões antrópicas a que está submetido, comprovou-se que o Parque Estadual Alberto Löfgren exerce papel importante na conservação da flora da região metropolitana de São Paulo, sobretudo como uma zona de amortecimento na parte sudeste do Parque Estadual da Cantareira. No entanto, sem o controle das exóticas invasoras dominantes ali existentes, o PEAL continuará a ser a fonte de propágulos indesejáveis para o interior das florestas naturais da Serra da Cantareira, replicando o mesmo processo de invasão biológica já apontado em outras unidades de conservação.

5 AGRADECIMENTOS

Ao curador do Herbário Dom Bento José Pickel-SPSF, João Batista Baitello. À estagiária Aline Guedes Torrigo Lima, pelo auxílio na fase inicial do trabalho. Aos pesquisadores João Batista Baitello (Lauraceae) e Osny Tadeu de Aguiar (Myrtaceae), pelo auxílio na identificação dos materiais botânicos e sugestões. Ao pesquisador João Batista Baitello, pela disponibilização do material histórico de registro dos plantios no Parque Estadual Alberto Löfgren. Aos revisores anônimos que colaboraram para o aprimoramento do texto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L.F.; METZGER, J.P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotrop.**, v. 6, n. 2, p. 3-13, 2006.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Bot. J. Linn. Soc.**, v. 161, p. 105-121, 2009.

ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal do Planalto Paulistano (SP). In: SIMPÓSIO DE ECOSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia-SP. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. p. 25-36. (Publicação ACIESP, v. 104).

ARZOLLA, F.A.R.D.P. **Florística e fitossociologia de um trecho da Serra da Cantareira, Núcleo Águas Claras, Parque Estadual da Cantareira, Mairiporã-SP**. 2002. 184 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, UNICAMP, Campinas.

_____. (Coord.). Meio Biótico. In: SÃO PAULO. (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira**. São Paulo: Instituto Florestal, 2009. p. 109-141. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/files/2012/01/PECantareira/Plano%20de%20Manejo/Plano%20de%20Manejo%20Completo.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2014.

_____. et al. Regeneração natural em clareiras de origem antrópica na Serra da Cantareira, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 22, n. 1, p. 155-169, 2010.

_____. et al. Composição florística e a conservação de florestas secundárias na Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. **Rev. Inst. Flor.**, v. 23, n. 1, p. 149-171, 2011.

_____. (Coord.). Meio Biótico. In: SÃO PAULO. Governo do Estado. Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Parque Estadual Alberto Löfgren – Plano de Manejo**. São Paulo: Instituto Florestal, 2012. p. 111-143.

AZEVEDO, C. (Coord.). **Estratégia paulista sobre espécies exóticas invasoras**. Relatório do Grupo de Trabalho da Resolução SMA 33/2009. São Paulo: SMA/SP – CBRN/DPB/CPA, 2009. v. 1 e 2.

BAITELLO, J.B.; AGUIAR, O.T. Flora arbórea da Serra da Cantareira (São Paulo). In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 1982, Campos de Jordão. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1982. p. 582-590. (**Silvic. S. Paulo**, v. 16A, 1982, pt. 1, Edição especial).

BAITELLO, J.B. et al. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 291-297. (**Rev. Inst. Flor.**, v. 4, n. único, pt. 1, Edição especial).

_____. et al. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) – Núcleo Pinheirinho. **Rev. Inst. Flor.**, v. 5, n. 2, p. 133-161, 1993.

BARRETTO, E.H.P. **Florestas climácicas da região metropolitana de São Paulo-SP:** caracterização florística, estrutural e relações fitogeográficas. 2013. 157 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) – Instituto de Botânica, Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

BATISTA, J.L.F.; COUTO, H.T.Z.; SILVA FILHO, D.F. Medidas arbustimétricas. In: BATISTA, J.L.F.; COUTO, H.T.Z.; SILVA FILHO, D.F. **Quantificação de recursos florestais:** árvores, arvoredos e florestas. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. p. 173-196.

BECHARA, F.C.; REIS, A.; TRENTIN, B.E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 63-72, 2014.

BELLINGHAM, P.J.; TANNER, E.V.J.; HEALEY, J.R. Hurricane disturbance accelerates invasion by the alien tree *Pittosporum undulatum* in Jamaican montane rain forests. **J. Veg. Sci.**, v. 16, p. 675-684, 2005.

BERNACCI, L.C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Rev. Inst. Flor.**, v. 18, p. 121-166, 2006.

BINGGELI, P.; GOODLAND, T. *Pittosporum undulatum*. **Woody Plant Ecology**. Summary: Good overview of general information on *P. undulatum*. Useful as a quick summary. 1997. Disponível em: <<http://members.lycos.co.uk/WoodyPlantEcology/docs/web-sp15.htm>>. Acesso em: 5 maio 2015.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lista oficial de espécies brasileiras ameaçadas de extinção**. Portaria nº 443, de 17/dez/2014, do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=18/12/2014&jornal=1&pagina=110&totalArquivos=144>>. Acesso em: 28 jan. 2015.

CAIAFA, A.N.; MARTINS, F.R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodivers. Conserv.**, v. 19, p. 2597-2618, 2010.

CAMPAGNOLI, M.L.; ANTUNES, A.Z. Impact of density of invasive exotic palms on forest understory birds in Southeastern Brazil. In: NEOTROPICAL ORNITHOLOGICAL CONGRESS, X; CONGRESSO BRASILEIRO DE ORNITOLOGIA, 22., 2015, Manaus. **Anais...** Manaus, 2015. p. 107. Disponível em: <http://noc-cbo2015.com.br/wp-content/uploads/2012/07/NOC-CBO-2015-Abstract-Book_website.pdf> Acesso em: 25 jan. 2015.

CARPANEZZI, F.B.; GUALTIERI, S.C.J. Alelopatia de extratos aquosos foliares da exótica invasora *Pittosporum undulatum* na germinação e crescimento do capim-arroz. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 79, p. 173-179, 2014. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/110495/1/alelopatia.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

CATHARINO, E.L.M. et al. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota neotrop.**, v. 6, n. 2, p. 1-28, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>. Acesso em: 2 fev. 2015.

_____.; ARAGAKI, S.A. A vegetação do município de São Paulo: de Piratininga à metrópole paulistana. In: MALAGOLI, L.R.; BAJESTEIRO, F.B.; WHATELY, M. (Org.). **Além do concreto:** contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. p. 54-89.

CERQUEIRA, R.M.; GIL, A.S.B.; MEIRELES, L.D. Florística das espécies arbóreas de quatro fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua Montana na fazenda Dona Carolina (Itatiba/Bragança Paulista, São Paulo, Brasil). **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 1, p. 33-49, 2008.

CHRISTIANINI, A. Fecundidade, dispersão e predação de sementes de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. **Rev. Bras. Bot.**, v. 29, p. 587-594, 2006.

CIELO-FILHO, R. et al. Ampliando a densidade de coletas botânicas na região da bacia hidrográfica do Alto Paranapanema: caracterização florística da Floresta Estadual e da Estação Ecológica de Paranapanema. **Biota Neotrop.**, v. 9, n. 3, p. 255-276, 2009.

CORLETT, R. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v. 19, p. 159-172, 1995.

DING, Y. et al. Recovery of woody plant diversity in tropical rain forests in southern China after logging and shifting cultivation. **Biol. Conserv.**, v. 145, p. 225-233, 2012.

DISLICH, R. **Análise da vegetação arbórea e conservação na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP.** 2002. 251 f. Tese (Doutorado em Ciências, área de Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo..

_____.; CERSÓSIMO, L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano – SP. **Rev. Bras. Bot.**, v. 24, n. 3, p. 321-332, 2001.

_____.; KISSER, N.; PIVELLO, V.R. A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude. **Rev. Bras. Bot.**, v. 25, n. 1, p. 55-64, 2002.

DURIGAN, G. et al. Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. **Nat. Conserv.**, v. 11, n. 1, p. 23-30, 2013.

ECKENWALDER, J.E. **Conifers of the world.** Portland: Timber, 2008, 720 p. Disponível em: <fb/index.php/pfb/article/view/599/368>. Acesso em: 24 out. 2015.

FELFILI, J.M.; REZENDE, R.P. **Conceitos e métodos em fitossociologia.** Brasília, DF: Universidade de Brasília; Departamento de Engenharia Florestal, 2003. 68 p.

FERREIRA A.G.; ÁQUILA, M.E.A. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. **Rev. Bras. Fisiol. Veg.**, v. 12, p. 175-204, 2000.

FLORA do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 16 jun. 2015.

FRANCO, G.A.D.C. et al. Importância dos remanescentes florestais de Embu – SP para a conservação da flora regional. **Biota Neotrop.**, v. 7, n. 3, 2007. Disponível em: <biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn02507032007>. Acesso em: 15 maio 2015.

FRANKLIN, J. Recovery from clearing, cyclone and fire in rain forests of Tonga, South Pacific: vegetation dynamics 1995-2005. **Austral Ecol.**, v. 32, p. 789-797, 2007.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP.** 1991. 232 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil).** 2000. 520 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

_____.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessionar das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Rev. Bras. Biol.**, v. 55, p. 753-767, 1995.

_____. et al. Restauração ecológica de florestas tropicais: estágio atual. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). **Restauração ecológica: novos rumos e perspectivas: VI simpósio de restauração ecológica.** São Paulo: Instituto de Botânica, 2015. p. 13-22.

GARCIA, R.J.F.; PIRANI, J.R. 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**, v. 32, n. 1, p. 1-48, 2005.

GLEADOW, R.M.; ASHTON, D.H. Invasion by *Pittosporum undulatum* of the Forests of Central Victoria. I. Invasion patterns and plant morphology. **Austr. J. Bot.**, v. 29, p. 705-720, 1981.

- GOODLAND, T.; HEALEY, J.R. **The effect of *Pittosporum undulatum* on the native vegetation of the Blue Mountains of Jamaica.** Report by the Invasive Woody Plants in the Tropics Research Group. Bangor: School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, 1997. Disponível em: <www.bangor.ac.uk/wafs101/iwpt/welcome.shtml>. Acesso em: 28 mar. 2015.
- GROMBONE, M.T. et al. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia – Estado de São Paulo). **Acta Bot. Bras.**, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.
- GROVES, R.H. Are some weeds sleeping? Some concepts and reasons. **Euphytica**, v. 148, n. 1, p. 111-120, 2006.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecol. Manag.**, v. 148, p. 185-206, 2001.
- HARPER, K.A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conserv. Biol.**, v. 19, p. 68-782, 2005.
- HOLL, K.D. et al. Tropical Montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restor. Ecol.**, v. 8, p. 339-349, 2000.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Rio de Janeiro, 2012. 271 p. (Manuais Técnicos em Geociências, n. 1).
- INSTITUTO HÓRUS DE DESENVOLVIMENTO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL; THE NATURE CONSERVANCY. *Coffea arabica*. 2015. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/fichas/coffea_arabica.htm> Acesso em: 4 fev. 2015.
- INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA – INCT. Herbário Virtual da Flora e dos Fungos. Disponível em: <<http://inct.splink.org.br/>>. Acesso em: 21 jun. 2015.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **Lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção da União Internacional para a Conservação da Natureza.** Disponível em: <<http://iucnredlist.org/>>. Acesso em: 25 fev. 2015.
- INVASIVE SPECIES COMPENDIUM – CABI. Datasheets, maps, images, abstracts and full text on invasive species of the world. Wallingford: CAB International. Disponível em: <www.cabi.org/isc>. Acesso em: 20 jun. 2015.
- INVASIVES INFORMATION NETWORK – I3N BRASIL. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras.** Florianópolis: Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Disponível: <<http://i3n.institutohorus.org.br/>>. Acesso em: 16 jun. 2015.
- IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R.R. Similaridade florística entre áreas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 4, p. 71-81, 2000.
- LAKE, J.C.; LEISHMAN, M.R. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. **Biol. Conserv.**, v. 117, p. 215-226, 2004.
- LARKIN, C.C. et al. Disturbance type and plant successional communities in Bahamian Dry Forests. **Biotropica**, v. 44, p. 10-18, 2012.
- LAURANCE, W.F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conserv. Biol.**, v. 16, p. 605-618, 2002.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession, **Biol. Conserv.**, v. 141, p. 1717-1725, 2008.
- LOCKWOOD, L.; HOOPES, M.F.; MARCHETTI, M.P. **Invasion ecology.** Oxford: Blackwell Publishing, 2007. 301 p.
- LONG, W.; YANG X.; LI, D. Patterns of species diversity and soil nutrients along a chronosequence of vegetation recovery in Hainan Island, South China. **Ecological Research**, v. 27, p. 561-568, 2012.
- LUGO, A.E. Can we manage tropical landscapes? – an answer from the Caribbean perspective. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 601-615, 2002.

- MAGLIO, I. Uma abordagem ambiental na elaboração do plano diretor: lições aprendidas no plano diretor estratégico de São Paulo – PDE 2002-2012. In: CAMINHOS do Rio Tietê: perspectivas ambientais para os rios de Suzano. Suzano: Prefeitura Municipal de Suzano; Secretaria Municipal de Política Urbana, 2005. p. 34-39.
- MAMEDE, M.C.H. et al. **Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. 165 p.
- MARCHANTE, E.; FREITAS, H.; MARCHANTE, H. **Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal continental**. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2008. 183 p.
- MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. 1100 p.
- MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Editora da UNICAMP, 1991. 246 p.
- MEIRA-NETO, J.A.A. et al. Composição florística e espectro biológico na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, n. 5, p. 907-922, 2007.
- METZGER, J.P. et al. Características ecológicas e implicações para a conservação da Reserva Florestal do Morro Grande. **Biota Neotrop.**, v. 6, p.1-13, 2008. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>>. Acesso em: 15 maio 2015.
- MORELLATO, L.P.C.; LEITÃO-FILHO, H.F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da UNICAMP: FAPESP, 1992. p. 112-140.
- MORO, M.F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Bot. Bras.**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.
- NALON, M.A. et al. **Sistema de informações florestais do Estado de São Paulo: base de dados georeferenciadas**. 2010. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/creditos>>. Acesso: 28 jan. 2015.
- NASCIMENTO, L.M. et al. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. **Journal of Forest Research**, v. 19, p. 501-513, 2014.
- PAIVA, P. *Pittosporum*. In: CASTROVIEJO, S. (Ed.). **Flora Iberica – plantas vasculares de la Península Ibérica e islas Baleares**. v. 5 Ebenaceae – Saxifragaceae. Madrid: Real Jardín Botánico, 1997. p. 1-73.
- PETENON, D. **1. Plantas invasoras nos trópicos: esperando a atenção mundial? 2. Abundância de sementes da palmeira invasora *Archontophoenix cf. cunninghamiana* na chuva e banco de sementes em um fragmento florestal em São Paulo, SP**. 2006. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of succession. **Botanical Review**, v. 53, p. 335-371, 1987.
- PIELOU, E.C. **Introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley-Interscience, 1966. 165 p.
- PIJL, A. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 2nd ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 214 p.
- PIVELLO, V.R.; PECCININI, A.A. A vegetação do PEFI. In: BICUDO, C.E.M.; FORTI, M.C.; BICUDO, D.C. (Org.). **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: uma reserva Biológica na cidade de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2002. p. 111-132.
- POUGY, N. et al. Urban forests and the conservation of threatened plant species: the case of the Tijuca National Park, Brazil. **Nat. Conservação**, v. 12, n. 2, p. 170-173, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2014.09.007>>. Acesso em: 19 jun. 2015.

- RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RICHARDSON, D.M. et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, v. 6, p. 93-107, 2000.
- ROSS, J.L.S.; MOROZ, I.C. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: FFLCH/USP; IPT; FAPESP, 1997. (Mapas e Relatório).
- SEITZ, R.A. et al. A regeneração natural de *Pinus elliottii* em área de campo. In: SIMPÓSIO SOBRE FLORESTAS PLANTADAS NOS NEOTRÓPICOS COMO FONTE DE ENERGIA, 1983, Viçosa-MG. **Anais...** Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa: MaB: UNESCO: IUFRO, 1983. p. 48-51.
- SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 1: manual do usuário**. Campinas: Departamento de Botânica; Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1995. 115 p.
- SILVA, W.R. A fauna de vertebrados como um aliado na restauração. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). **Restauração ecológica: novos rumos e perspectivas: VI Simpósio de Restauração Ecológica**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2015. p. 151-156.
- SIPINSKI, E.A.B. et al. (Org.). **Um jeito de cuidar da biodiversidade de Curitiba**. Curitiba: Prefeitura Municipal de Curitiba; Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, 2009. (Cartilha 4).
- SPIEGEL, M.R. **Estatística**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1976. 580 p.
- SOUZA, F.M. et al. Flora arbustivo-arbórea do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo – SP. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 187-200, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n2/en/abstract?inventory+bn00909022009>>. Acesso em: 5 maio 2015.
- SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2012. 768 p.
- TABARELLI, M.; PERES, C.A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biol. Conserv.**, v. 106, p. 165-176, 2002.
- UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 75, p. 377-407, 1987.
- WANDERLEY, M.G.L. et al. Checklist das Spermatophyta do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, v. 11, p. 193-390, 2011.
- WEBER, E. **Invasive plants of the world**. Wallingford: CABI Publishing, 2003. 548 p.
- YAMAZOE, G.; VILLAS BOAS, O. **Manual de pequenos viveiros florestais**. São Paulo: Páginas & Letras, 2003. 120 p.
- ZANCHETTA, D.; DINIZ, F. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina - SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 18, p. 1-14, 2006.
- ZANINI, K.J. et al. Atlantic rain forest recovery: successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, v. 25, n. 4, p. 1056-1068, 2014.
- ZENNI, R.D.; ZILLER, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. **Rev. Bras. Bot.**, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.
- ZILLER, S.R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Revista Ciência Hoje**, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2000.
- _____.; DECHOUM, M.S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em Unidades de Conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4-31, 2013.
- ZWIENER, V. et al. Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, p. 34-41, 2014.