

HEBERT KONDRAT

**Dinâmica da Comunidade Vegetal de
Remanescente de Mata Atlântica na Região
Metropolitana de São Paulo**

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

2014

HEBERT KONDRAT

**Dinâmica da Comunidade Vegetal de
Remanescente de Mata Atlântica na Região
Metropolitana de São Paulo**

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**

Kondrat, Hebert

K82d Dinâmica da comunidade vegetal de remanescente de Mata Atlântica na região metropolitana de São Paulo / Hebert Kondrat -- São Paulo, 2014.
88 p. il.

Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2014
Bibliografia.

1. Floresta secundária. 2. Dinâmica florestal. 3. Turnover. I. Título

CDU: 581.526.42

Dedico:

*A toda biodiversidade, especialmente a
do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.*

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Botânica de São Paulo pela infraestrutura, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao CNPq (Proc. 475831/2012-8) pelo apoio financeiro.

Ao Prof. Dr. Eduardo Pereira Cabral Gomes pela experiência, orientação, apoio, atenção e amizade.

Aos Professores Ms. Sonia Aragaki, Dra. Inês Cordeiro, Dra. Lúcia Rossi, Dr. Eduardo Luís Martins Catharino, Ms. Sueli Antonia Nicolau, Ms. Osny Tadeu de Aguiar e Dr. João Batista Baitello pela amizade, apoio e orientação na identificação das plantas.

Aos Professores Dra. Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo, Dra. Regina Maria de Moraes, Dra. Maria Tereza Grombone Guaratini, Dr. Glauco Machado, Ms. Tania Maria Cerati Bertozzo, Dr. Nelson Antônio Leite Maciel e a todos os outros aqui não citados, pela motivação, incentivo e amizade.

Ao Dr. Eduardo Luís Martins Catharino, à Dra. Adriana Maria Zanforlin Martini e ao Dr. Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo Arzolla pela participação, contribuição no Exame de Qualificação e amizade.

Aos amigos Daniel Nicolau, Filomena Henrique da Silva, Marcos Enoque Leite Lima, Mayara Pastore, Naiana Pereira Lunelli, Otávio Luis Marques da Silva, Rodrigo Sampaio Rodrigues, André Luiz Gomes Filho, Marcelo Augusto Meratti de Oliveira, aos amigos do mesmo núcleo e a todos aqueles externos ao Instituto pela amizade e apoio.

A minha família, especialmente aos meus pais e irmãos por tudo!

RESUMO

A restauração e conservação dos remanescentes florestais são dependentes do entendimento da dinâmica das comunidades vegetais. Diversos estudos em florestas tropicais maduras e contínuas têm registrado as taxas de mortalidade e recrutamento de árvores na busca de informações sobre a dinâmica e a estrutura das comunidades. Entretanto, tornam-se cada vez mais urgentes, principalmente para o manejo, estudos dedicados aos diferentes estratos florestais e formas de vida em fragmentos florestais urbanos. O presente estudo apresenta uma síntese de seis anos e meio da dinâmica de diferentes classes de tamanho de árvores, arbustos e trepadeiras, e da riqueza em um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica da região metropolitana de São Paulo. O estudo foi desenvolvido em 10 transecções permanentes de 2 m x 50 m, instaladas em 2006, em uma das áreas em melhor estado de conservação no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga em São Paulo, SP. Todos os indivíduos com ao menos um caule de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) $\geq 2,5$ cm foram amostrados, incluindo as trepadeiras. No local, 10 subtransecções de 1 m x 50 m também foram consideradas para a amostragem das plantas do sub-bosque com DAP $< 2,5$ cm e altura > 1 m. Em 2012, foram quantificados os indivíduos mortos, os recrutados e calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento das árvores e arbustos. A dinâmica de dois grupos sucessionais (plantas Iniciais e Tardias) também foi avaliada. No total, foram amostrados 903 indivíduos, 125 espécies pertencentes à comunidade arbustivo-arbórea (38 famílias), 16 ameaçadas e 58 ausentes no Plano de Manejo do Parque (9 ameaçadas). A maior parte das espécies foi classificada no grupo das Tardias. As trepadeiras foram as mais rotativas da comunidade. As árvores e arbustos de maior e menor tamanho apresentaram a maior mortalidade da sinúcia, destas plantas, as de menor tamanho foram as mais dinâmicas, com o maior recrutamento. O lento crescimento, a morte e o baixo recrutamento de árvores e lianas de maior tamanho na comunidade podem resultar da disponibilidade de recursos e condições locais, o que precisa ser testado. Ainda que completamente isolada e submetida a diversos fatores perturbadores, a área apresenta progressão para estádios mais avançados. A regeneração de espécies tardias foi a predominante. O remanescente mantém rica biodiversidade, importante fonte de propágulos para fragmentos próximos, representada principalmente por espécies de florestas maduras.

Palavras-chave: dinâmica florestal, floresta secundária, parcelas permanentes, turnover.

ABSTRACT

Forest remnants restoration and conservation are dependent on the understanding of plant communities dynamics. Several studies in mature and continuous tropical forests have registered tree mortality and recruitment rates in search of communities dynamics and structure information. However, become increasingly urgent, primarily for management, studies dedicated to different forest strata and forms of life in urban forest fragments. This work presents a six and a half years synthesis of plant community dynamics and richness in one of the largest Atlantic forest remnants in São Paulo metropolitan region. Study was carried out in 10 permanent transects (2 m x 50 m), installed in 2006, in one of the better conservation state areas in Fontes do Ipiranga State Park, São Paulo, SP. All individuals with at least one stem ≥ 2.5 cm dbh (1.3 m above the ground) were sampled, including the vines. On site, 10 sub-transects (1 m x 50 m) were also considered for understory plants sampling with < 2.5 cm dbh and > 1 m height. In 2012, dead and recruited individuals were quantified, and the mortality, recruitment and trees growth rates were calculated. The dynamic of two successional groups (Early and Late successional plants) was also evaluated. In total, 903 individuals, 125 species belonging to tree community (38 families), 16 threatened and 58 missing in the park Management Plan (9 threatened), were sampled. Most species have been classified as late successional plants. The vines were the most dynamics. Greater and lesser size trees and shrubs showed the highest synusia mortality, of these, the smaller were the most dynamic, with the largest recruitment. Slow growth, death and low recruitment of trees and larger lianas in community may result from the availability of resources and local conditions, what needs to be tested. Although completely isolated and subjected to several disturbing factors, the area presents progression to more advanced stages. Late successional species regeneration was predominant. Remainder holds rich biodiversity, important propagules source for nearby fragments, represented mainly by mature forest species.

Keywords: forest dynamics, secondary forest, permanent plots, turnover.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Localização do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), no município de São Paulo – SP e área do Instituto de Botânica com a localização das unidades amostrais.... 16
- Figura 2:** Esquema com a distribuição aleatória das 10 transecções (T) de 2 m x 50 m perpendicularmente à linha mestre de 200 m..... 17
- Figura 3:** Distribuição dos indivíduos vivos da comunidade arbustivo-arbórea amostrados em 2012 em classes de altura (m). Intervalo das classes = 1,5 m. 31
- Figura 4:** Distribuição dos indivíduos mensurados em 2006 (barras brancas) e em 2012 (barras cinza) em classes de diâmetro à altura do peito (DAP, cm). Intervalo das classes = 5 cm. 32
- Figura 5:** Distribuição das plantas da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro à altura do peito $2,5 \leq \text{DAP} \leq 5$ cm (barras brancas) e $\text{DAP} > 5$ cm (barras cinza) em classes de crescimento relativo (TCR, % / ano). Intervalo das classes = 1% / ano 33
- Figura 6:** Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das árvores e arbustos com $\text{DAP} < 2,5$ cm (M1 ou R1), $2,5 \leq \text{DAP} \leq 5$ cm (M2 ou R2) e $\text{DAP} > 5$ cm (M3 ou R3) nas 10 transecções permanentes. 35
- Figura 7:** Distribuição das médias anuais de mortalidade (M1 e M2) e recrutamento (R1 e R2) das trepadeiras com $\text{DAP} < 2,5$ cm (M1 ou R1) e $\text{DAP} \geq 2,5$ cm (M2 ou R2) nas 10 transecções permanentes. 36
- Figura 8:** Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) da comunidade arbustivo-arbórea e de trepadeiras (trep.) com $\text{DAP} < 2,5$ cm (1) nas 10 transecções permanentes. 38
- Figura 9:** Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) da comunidade arbustivo-arbórea e de trepadeiras (trep.) com $\text{DAP} \geq 2,5$ cm (2) nas 10 transecções permanentes 39

Figura 10: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das plantas com $DAP \geq 2,5$ cm classificadas nas categorias sucessionais Iniciais (I) e Tardias (T) nas 10 transecções permanentes. 41

Figura 11: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das plantas com $DAP < 2,5$ cm classificadas nas categorias sucessionais Iniciais (I) e Tardias (T) nas 10 transecções permanentes. 42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Número de exemplares amostrados em 2006 e 2012, mortos e recrutados das comunidades arbustivo-arbórea, de trepadeiras e de hemiepífitas. Exemplares separados por classe de tamanho: diâmetro a altura do peito (DAP) $< 2,5$ cm e DAP $\geq 2,5$ cm..... 23

Tabela 2: Famílias, espécies e grupos sucessionais identificados em remanescente florestal no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.. 26

Tabela 3: Número de exemplares amostrados em 2006 e 2012, mortos e recrutados, classificados nos grupos sucessionais Iniciais e Tardias, separados por classe de tamanho: diâmetro a altura do peito (DAP) $< 2,5$ cm e DAP $\geq 2,5$ cm. 40

SUMÁRIO

RESUMO	4
ABSTRACT	5
 1. Introdução Geral	
1.1 Introdução	10
1.2 Objetivos	13
 2. Material e Métodos	
2.1 Área de estudo	14
2.2 Procedimentos	17
2.3 Análise dos dados.....	19
 3. Resultados	
3.1. Composição e Estrutura em 2012.....	23
3.2. Dinâmica da Área Basal	33
3.3. Dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea.....	34
3.4. Dinâmica das trepadeiras	36
3.5. Dinâmica comunidade arbustivo-arbórea versus comunidade de trepadeiras	37
3.6. Dinâmica dos grupos sucessionais	39
 4. Discussão	43
 5. Considerações Finais.....	53
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
 APÊNDICES.....	67

1. Introdução Geral

1.1. Introdução

Ações antrópicas e flutuações climáticas vêm influenciando o funcionamento dos ecossistemas, alterando sua regeneração natural e conduzindo as comunidades vegetais a dinâmicas desconhecidas (Hubbell & Foster 1992, Nunes *et al.* 2003, Rodrigues 2006, Farah 2009, Silveira & Silva 2010, O'Brien *et al.* 2012). Os ciclos florestais podem estar mais curtos, as comunidades mais dinâmicas (Körner 2004, Laurance *et al.* 2009) e alterações nas áreas de ocorrência das espécies podem estar em processo (Hubbell 2004, Rodrigues 2006, Colombo 2007, Colombo & Joly 2010, Machado & Oliveira-Filho 2010, Feeley *et al.* 2011).

A importância de perturbações como fragmentação florestal, poluição atmosférica e flutuações do clima na determinação de mudanças na dinâmica das florestas tropicais deve ser mais explorada, visto a tendência de aumento da ocorrência (Lavell *et al.* 2012), influência dos eventos e o curto tempo de resposta das comunidades vegetais (Hubbell & Foster 1992, Feeley *et al.* 2011). A frequência e a intensidade de extremos climáticos de curta duração, como tempestades e temperaturas extremas, são importantes fatores na determinação da estrutura e dinâmica florestal (Rolim 1999, Martini *et al.* 2008, Carvalho & Felfili 2011).

Flutuações na dinâmica das comunidades vegetais podem ser avaliadas e previstas baseando-se em estudos permanentes em ambientes com diferentes históricos de perturbações (Gomes 1992, Hubbell & Foster 1992, Oliveira 2001, Losos & Leigh 2004, Libano & Felfili 2006, Miguel *et al.* 2011). Diversos estudos em florestas tropicais têm registrado as taxas de mortalidade e recrutamento de árvores, na busca de informações sobre a dinâmica e estrutura das comunidades (Swaine *et al.* 1987a,b, Phillips & Gentry 1994, Sheil 1995a,b, Phillips 1996, Melo 2000; Gomes *et al.* 2003, Rodrigues 2006, Oliveira-Filho *et al.* 2007, Higuchi *et al.* 2008, Farah 2009, Ruschel *et al.* 2009, Silva & Araújo 2009, Machado & Oliveira-Filho

2010, Valeriano 2010, Carvalho & Felfili 2011). Entretanto, boa parte, realizada em florestas contínuas e preservadas, tem se dedicado apenas aos indivíduos arbóreos, no geral, com diâmetro a altura do peito maior do que 10 cm (Gomes 1998).

Indivíduos de menor porte, como aqueles presentes no sub-bosque, são representativos da regeneração florestal e, possivelmente, mais sensíveis (Salles & Schiavini 2007) e dinâmicos às perturbações (Condit *et al.* 1996b, Machado & Oliveira-Filho 2010, Feeley *et al.* 2011). De forma semelhante, plantas trepadeiras podem possuir um maior dinamismo em comparação ao hábito arbustivo-arbóreo, como apontam os estudos ecológicos realizados com essa forma de vida (Wright *et al.* 2004, Phillips *et al.* 2005, Schnitzer 2005, Nepstad *et al.* 2007). São necessárias avaliações demográficas dos diferentes estratos florestais e formas de vida em remanescentes florestais secundários urbanos.

As florestas secundárias estão entre os principais ecossistemas remanescentes das florestas tropicais. Grande parte da biodiversidade restante, como espécies ameaçadas e raras, está restrita a fragmentos desse tipo florestal (Brown & Lugo 1990, FAO 2010). Diferentes históricos de perturbações, condições e recursos locais vêm direcionando esses ambientes a trajetórias desconhecidas, o que torna difícil a previsão e inadequada a generalização de diagnósticos para o manejo (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001, Nunes *et al.* 2003, Chazdon 2003, Chazdon *et al.* 2007, Rodrigues *et al.* 2009, Norden *et al.* 2009).

Parte dos remanescentes está conservada em áreas protegidas, Unidades de Conservação, como é o caso dos fragmentos existentes em grandes centros urbanos. Esses, praticamente restritos a essas unidades, encontram-se ilhados, sujeitas a diversas condições antrópicas como em São Paulo. Na capital paulista, restam aproximadamente 18% de vegetação (SOS Mata Atlântica & INPE 2013), sendo que a maior parte constitui unidades de proteção de Uso Sustentável, como as Áreas de Proteção Ambiental (APAs), e unidades de Proteção Integral, como os Parques Estaduais. Desses, o Parque Estadual das Fontes do

Ipiranga (PEFI) abriga um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica da cidade com entorno completamente urbanizado (São Paulo 2006).

Estudos prévios em áreas do PEFI apontaram uma riqueza florística alta (Melhem *et al.* 1981, Barros *et al.* 2002, Villagra 2008), um mosaico de áreas secundárias em diferentes estádios sucessionais (Costa e Mantovani 1992, Peccinini 2000, Pivello & Peccinini 2002), áreas possivelmente em regressão (subclímax retrógrado, Struffaldi-De-Vuono 1985), perturbadas (Gomes 1992, Gomes & Mantovani 2001), em recuperação (Gomes 1998), em estádios iniciais (Nastri 1992, Knobel 1995), com predominância de pequenas clareiras (Costa & Mantovani 1992), sob a influência de bambus (Carvalho *et al.* 2011), efeito de borda (Tanus 2011) e de algumas trilhas (Hirata 2006, Santos 2008, Eisenlohr *et al.* 2009, Hirata *et al.* 2010, Santos *et al.* 2010). Entretanto, das duas áreas com parcelas permanentes instaladas (Gomes 1998, Davison 2009), apenas uma em estado degradado (Gomes 1992, 1998) teve síntese de sua dinâmica (Penhalber 1995, Penhalber & Mantovani 1997, Gomes 1998, Gomes *et al.* 2002, 2003).

Dado que as florestas secundárias urbanas estão sob a influência de perturbações variadas e de que os diferentes estratos florestais e formas de vida, como as plantas trepadeiras, podem apresentar dinâmicas diferenciadas, objetivou-se avaliar a dinâmica dos mesmos em trecho conservado de um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica da Região Metropolitana de São Paulo.

1.2 Objetivos

O objetivo geral do presente estudo foi diagnosticar o estado e a dinâmica da comunidade vegetal em remanescente florestal urbano após seis anos e meio da implantação de parcelas permanentes.

Os objetivos específicos foram:

- quantificar a riqueza florística do remanescente florestal;
- quantificar a dinâmica de diferentes classes de tamanho, grupos sucessionais e formas de vida.

As hipóteses consideradas foram:

- 1- Os indivíduos pertencentes às menores classes diamétricas são mais dinâmicos;
- 2- A comunidade de trepadeiras é mais dinâmica do que a comunidade de árvores e arbustos na floresta;
- 3- Espécies iniciais e tardias apresentam dinâmicas diferentes.

As predições:

- 1- Os indivíduos pertencentes às menores classes diamétricas apresentam maiores taxas de mortalidade e recrutamento;
- 2- As trepadeiras apresentam maiores taxas de mortalidade e recrutamento do que as árvores e arbustos;
- 3- As espécies iniciais apresentam taxas de mortalidade e recrutamento diferentes das taxas apresentadas pelas espécies tardias.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), situado entre as latitudes 23°38'08"S - 23°40'18"S e as longitudes 46°36'48"W - 46°38'00"W, zona sudeste do município de São Paulo (Fernandes 2002). O PEFI está no Planalto Paulistano sobre rochas do embasamento cristalino e rochas sedimentares. O seu relevo é caracterizado por formas de topos convexos e altitudes que variam de 760 m a 837 m. Os tipos de solos predominantes são os Cambissolos Háplicos e os Latossolos Vermelho-Amarelos Câmbicos (São Paulo 2006).

O PEFI é considerado o terceiro maior Parque Estadual da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), entretanto, com o entorno totalmente urbanizado, é o maior da metrópole com remanescente de Mata Atlântica isolado. A Reserva Biológica ocupa aproximadamente 60% dos 550 hectares (ha) do parque (São Paulo, 2006) e tem vegetação predominante caracterizada como Floresta Ombrófila Densa em vários estádios de sucessão (Barros *et al.* 2002).

A área no passado ocupada por 12 lotes de sitiantes e chacareiros teve o início de sua desapropriação a partir de 1893. Por estar isolada em uma das maiores regiões metropolitanas do mundo, está sujeita a inúmeras perturbações, como efeitos de borda, invasão biológica, poluição, incêndios e ilha de calor (Struffaldi-De-Vuono 1985, Gomes 1998, São Paulo 2008).

O parque conta com um dos mais antigos postos meteorológicos do país, com medidas ininterruptas desde 1933. Segundo medidas realizadas no intervalo de 1933-2012, o PEFI apresenta temperatura média anual de 18,6 °C. O mês mais frio é julho, com a média de 15,2 °C, e o mais quente é fevereiro, com a média de 21,8 °C. A média dos totais anuais de

precipitação é de 1403,4 mm, mais da metade concentrada entre dezembro e março. O mês mais seco é agosto com 37,4 mm de precipitação e o mês mais chuvoso é janeiro com 232,2 mm (Camargo 2012).

A temperatura média anual aumentou aproximadamente 2,1 °C nos últimos 80 anos e a precipitação total anual 521,4mm (Camargo 2012). Observa-se uma tendência à diminuição dos dias com chuva leve, maior concentração da pluviosidade, redução nos dias de neblina e névoa nas últimas três décadas e maior variabilidade entre períodos secos e úmidos (São Paulo 2006). O clima atual é classificado como Cwa, denominado de clima subtropical úmido ou tropical de altitude (inverno seco e verão chuvoso). No entanto, ao estar localizado em uma região de transição, entre os climas tropicais e temperados, e sujeito às mudanças ambientais temporais muitas vezes classifica-se o clima da região como Cfa, Cfb, Cwa ou Cwb, dependendo do período analisado (São Paulo 2006).

A flora vem sendo descrita em uma série de monografias do Instituto de Botânica (Melhem *et al.* 1981, Barros *et al.* 2002), localizado dentro do Parque. Alguns estudos sobre a composição e a estrutura da vegetação (Struffaldi-De-Vuono 1985, Gomes 1992, Peccinini 2000, Gomes & Mantovani 2001, Pivello & Peccinini 2002, Villagra 2008, Carvalho *et al.* 2011, Tanus 2011, Tanus *et al.* 2012) relacionados às clareiras (Costa & Mantovani 1992, Nastri *et al.* 1992, Knobel 1995, Davinson 2009), às trilhas (Hirata 2006, Santos 2008, Eisenlohr *et al.* 2009, Hirata *et al.* 2010, Santos *et al.* 2010), e a regeneração e dinâmica (Penhalber 1995, Penhalber & Mantovani 1997, Gomes 1998, Gomes *et al.* 2002, 2003) foram realizados em diferentes áreas do PEFI.

O presente estudo foi desenvolvido em um conjunto de transecções permanentes estabelecidas em 2006 no Instituto de Botânica (Davison 2009). Segundo Peccinini & Pivello (2002), a área (Figura 1) não sofre ocupação e alteração de uso dentro do parque há pelo menos 60 anos. Permanece como área florestal, classificada como floresta de dossel heterogêneo e porte alto (Pivello & Peccinini 2002).

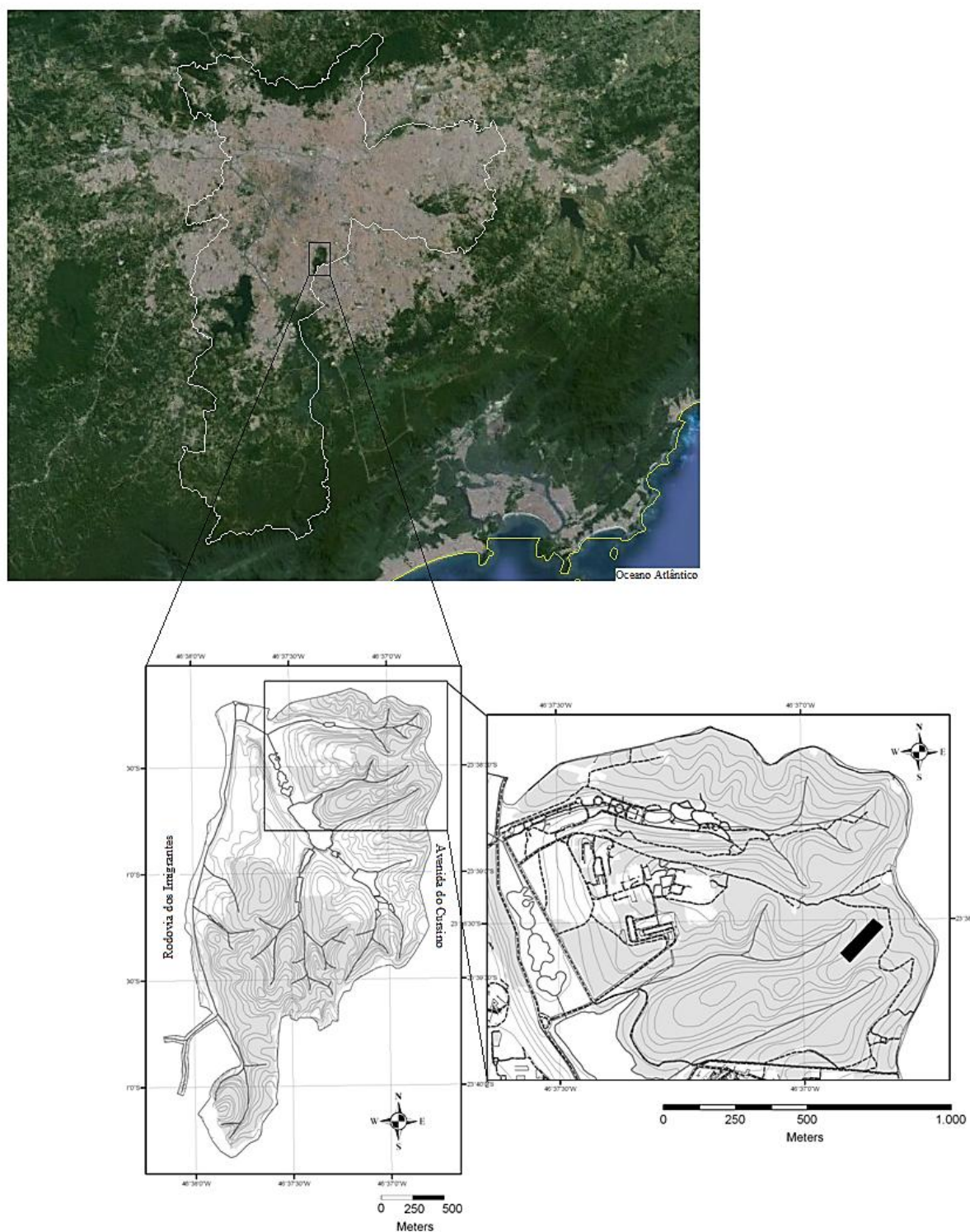


Figura 1: Localização do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), no município de São Paulo – SP e área do Instituto de Botânica, ampliada à direita, com a localização das unidades amostrais (retângulo preto). Fonte: Modificado de São Paulo, 2006.

2.2 Procedimentos

O estabelecimento das transecções e a primeira coleta de dados na área foram realizados no primeiro semestre de 2006 (Davison 2009), seguindo um protocolo amostral adaptado de Gentry (1982 *apud* Phillips & Miller 2002), que consistiu na instalação de 10 transecções de 2 m x 50 m, dispostas aleatoriamente e perpendicularmente a uma linha mestre de 200 m, nas quais todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com ao menos um caule de diâmetro a 1,3 m do solo (DAP) $\geq 2,5$ cm foram amostrados. No local, 10 subtransecções de 1 m x 50 m também foram consideradas (Figura 2) para a amostragem dos indivíduos do sub-bosque com DAP $< 2,5$ cm e altura (h) > 1 m. O caráter fragmentado da reserva, a pequena extensão da área de estudo e a inclusão de indivíduos pequenos relacionaram-se à escolha do protocolo.

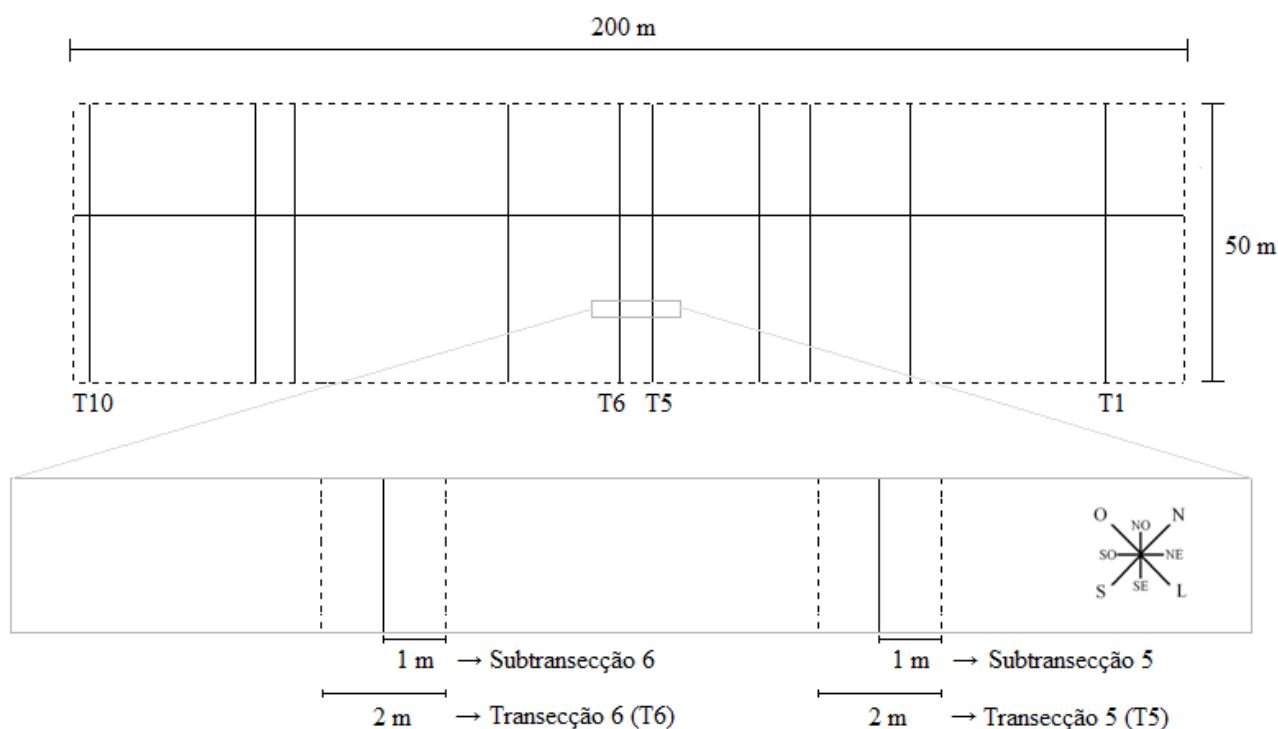


Figura 2: Esquema com a distribuição aleatória das 10 transecções (T) de 2 m x 50 m perpendicularmente à linha mestre de 200 m. Na parte inferior da figura (área ampliada) estão representadas as transecções 6 e 5 e as respectivas subtransecções de 1 m de largura.

Todos os indivíduos foram marcados com placas de plástico numeradas e fixadas com arame galvanizado em torno do caule deixando-se uma folga para o crescimento do vegetal. A altura dos indivíduos foi estimada com o auxílio de régua graduada e trena eletrônica. O perímetro de todos os ramos com PAP $\geq 7,8$ cm (DAP $\geq 2,5$ cm), registrados separadamente (Phillips & Miller 2002), foram mensurados em 2006 e remensurados em 2012 com fita métrica. As medidas foram realizadas no inverno, entre a segunda quinzena de agosto e a primeira de setembro, época mais seca do ano, visando-se o menor crescimento dos vegetais durante o período das medições nas transecções.

No estudo, trepadeiras, palmeiras, fetos arborescentes e hemiepífitas também foram considerados de acordo com os seguintes critérios: palmeiras com estipe de DAP $\geq 2,5$ cm; trepadeiras com diâmetro maior ou igual a 2,5 cm a qualquer altura do caule (considerando-se que cada enraizamento, dentro da transecção, pertence a um único indivíduo), fetos arborescentes com DAP $\geq 2,5$ cm e hemiepífitas com raízes de DAP $\geq 2,5$ cm ou diâmetro de algum ponto até o solo $\geq 2,5$ cm (Gentry 1982 *apud* Phillips & Miller 2002). Nas subtransecções, essas formas de vida com altura a partir de um metro do solo foram incluídas.

As plantas trepadeiras não foram identificadas nos estudos anteriores evitando-se a interferência da coleta na dinâmica dos indivíduos (Sheil 1995a), portanto, apenas a estrutura e a dinâmica da sinúsia, como um todo, foi avaliada. Dos indivíduos arbustivos e arbóreos foram coletados ramos vegetativos ou férteis quando presentes para herborização e identificação. O material testemunho das transecções encontra-se no Núcleo de Pesquisas em Ecologia do Instituto de Botânica sob os cuidados do pesquisador científico Eduardo Pereira Cabral Gomes e está em processo de depósito no Herbário SP (Maria Eneyda P. K. Fidalgo) do Instituto de Botânica.

Os indivíduos amostrados em estudos anteriores e os recrutados no período foram identificados por comparação em herbário e consulta à literatura específica da área. A confirmação da identificação das espécies foi realizada com a colaboração da pesquisadora

científica Ms. Sonia Aragaki do Núcleo de Pesquisa Curadoria do Herbário São Paulo. Outros pesquisadores e especialistas também auxiliaram: Dra. Inês Cordeiro, Dra. Lúcia Rossi, Dr. Eduardo Luís Martins Catharino, Ms. Osny Tadeu de Aguiar (Myrtaceae), Ms. Sueli Antonia Nicolau e Dr. João Batista Baitello (Lauraceae). Seguiu-se a nomenclatura adotada pela Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013 (Forzza *et al.* 2013) de acordo com o sistema APG III.

Os indivíduos identificados foram classificados em dois grupos sucessionais: Iniciais - espécies de estádios iniciais da sucessão, tradicionalmente classificadas como pioneiras e secundárias iniciais; e Tardias - espécies de estádios não iniciais, tradicionalmente classificadas como secundárias tardias e climáticas. A classificação baseou-se em observações de campo e no estudo conjunto de trabalhos que adaptaram conceitos clássicos (Budowski 1965, Denslow 1980, Whitmore 1989) às florestas brasileiras (Gandolfi *et al.* 1995, Ivanauskas *et al.* 1999, Gandolfi 2000, Paula *et al.* 2004, Bernacci *et al.* 2006, Catharino *et al.* 2006, Guaratini *et al.* 2008, Ramos *et al.* 2011).

2.3 Análise dos dados

Foram calculadas as taxas de mortalidade, recrutamento, meia vida, tempo necessário para dobrar o número de indivíduos e a proporção de área basal morta e recrutada ao longo do período das plantas da comunidade arbustivo-arbórea e das trepadeiras. O crescimento vegetal relativo e a distribuição dos diâmetros das árvores e arbustos também foram avaliados. O período considerado para o cálculo das taxas foi o de seis anos e meio (2006 - 2012).

Para a dinâmica da área basal, considerou-se como recrutamento a soma do valor relativo à área basal das plantas ingressantes em 2012 e o valor relativo ao crescimento das plantas remanescentes de 2006.

As taxas demográficas foram calculadas para os grupos sucessionais e para diferentes classes de tamanho (DAP), classe das árvores e arbustos com DAP < 2,5 cm e altura (h) > 1 m (classe I), $2,5 \leq \text{DAP} \leq 5$ cm (classe II) e DAP > 5 cm (classe III).

A comparação das taxas das unidades amostrais foi realizada pelos testes de ANOVA de um fator, teste t de Student e teste de Mann-Whitney (Wilcoxon rank sum test).

As taxas de mortalidade (t_M) e recrutamento (t_R) (Sheil *et al.* 1995) foram calculadas pela forma algébrica recomendada por Sheil e colaboradores (1995):

$$t_M = \{1 - [(N_O - m)/N_O]^{1/\Delta t}\} \times 100$$

$$t_R = \{[(N_O + r) / N_O]^{1/\Delta t} - 1\} \times 100$$

m = número de mortos da população inicial depois do período entre censos (Δt), N_O = o número inicial de indivíduos, Δt = período entre censos ($t_1 - t_0$), r = o número de indivíduos recrutados, excluindo recrutados mortos, entre os censos (Gomes *et al.* 2003).

Para a comparação da mortalidade com o recrutamento foram utilizadas as proporções de mortos e recrutados ao longo do período ao invés da taxa anual calculada. Para isso, as fórmulas utilizadas foram:

$$M_{\text{total}} = (m / N_O) \times 100$$

$$R_{\text{total}} = (r / N_O) \times 100$$

A meia-vida ($T_{0.5}$) e o tempo necessário para dobrar o número de indivíduos (T_2) (Sheil *et al.* 1995, Gomes 1998) foram obtidos por:

$$T_{0.5} = (\ln 0,5) / \ln \{[(N_O - m) / N_O]^{1/\Delta t}\}$$

$$T_2 = (\ln 2) / \ln \{[(N_O + r) / N_O]^{1/\Delta t}\}$$

As diferenças na distribuição dos diâmetros dos indivíduos entre 2006 e 2012 foram avaliadas utilizando-se o teste de Kolmogorov-Smirnov com nível de significância de 5% (Zar 1996). Os dados de PAP foram convertidos para DAP ($DAP = PAP/\pi$) e para os indivíduos com caules ramificados, foi calculada a Área Basal (AB , $AB = PAP^2/4\pi$) de cada ramo e a soma das mesmas, para obtenção da Área Basal Total (ABT) e do diâmetro equivalente por: $DAP = \sqrt{(4ABT/\pi)}$.

A partir das diferenças de diâmetro foram determinadas as taxas de crescimento relativas (TCR) (Welden *et al.* 1991) dos indivíduos por:

$$TCR = \{[(DAP_t / DAP_{t_0})^{1/\Delta t} - 1] \times 100$$

Para a automatização dos cálculos foi utilizada uma função em ambiente R (R Core Team 2012). A página de ajuda e o script da função, desenvolvidos como trabalho final da disciplina “Uso da Linguagem R para análise de dados em ecologia” (BIE5782, Universidade de São Paulo), são apresentados nos Apêndices H e I respectivamente.

O cálculo de descritores fitossociológicos (Densidade, Dominância, Frequência e Valor de Importância) foi realizado segundo Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Para as plantas com diâmetro não mensurado ($DAP < 2,5$ cm) foram apresentados somente os valores de densidade absoluta e relativa.

A comparação espacial e temporal da composição foi realizada por análises de similaridade entre as unidades amostrais dos anos de 2006 e 2012 (APÊNDICE J). Para a análise espacial (similaridade entre as transecções nos anos de 2006 e 2012), foram calculadas duas matrizes (uma para cada ano) com os valores de similaridade (Bray-Curtis) entre as unidades amostrais. Para a comparação dos valores entre os anos, foi utilizada como estatística de interesse a média das diferenças dos valores da matriz de 2012 com os respectivos valores da matriz de 2006. Foram realizadas 10.000 permutações (Método de

Monte Carlo) entre os valores pareados para obtenção do cenário nulo. Para obter a probabilidade (p) de encontrar a estatística de interesse ao acaso, foi calculada a razão entre o número de simulações cujos valores foram iguais ou maiores do que a estatística de interesse e o número total de simulações.

Para a análise temporal da composição (similaridade das unidades amostrais de 2006 com as unidades de 2012), foi construída outra matriz de similaridade (Bray-Curtis, APÊNDICE J). Os valores dessa matriz (2006-2012) foram comparados com os valores das matrizes de 2006 e 2012 com a utilização do Teste de Friedman e teste *post-hoc* de Wilcoxon.

3. Resultados

3.1. Composição e Estrutura em 2012

Foram amostrados 903 indivíduos no total (Tabela 1), sendo 710 pertencentes à comunidade arbustivo-arbórea (dois mortos em pé remanescentes de 2006), 190 à comunidade de trepadeiras e três à comunidade de hemiepífitas (duas recrutadas e uma sobrevivente). Dos três samambaias (existentes em 2006 e incluídos na comunidade arbustivo-arbórea) um sobreviveu até 2012.

Tabela 1: Número de exemplares amostrados em 2006 e 2012, mortos e recrutados das comunidades arbustivo-arbórea, de trepadeiras e de hemiepífitas. Exemplares separados por classe de tamanho: diâmetro a altura do peito (DAP) < 2,5 cm e DAP ≥ 2,5 cm. Obs.: Quatro indivíduos passaram da classe menor para a maior (entre parênteses).

	2006	2012	Mortos	Recrutados
Comunidade arbustivo-arbórea				
DAP < 2,5 cm	243	265 (- 4)	28	50
DAP ≥ 2,5 cm	401	381 (+ 4)	34	14 (+ 4)
Total	644	646	62	64
Comunidade de trepadeiras				
DAP < 2,5 cm	66	92	28	54
DAP ≥ 2,5 cm	63	53	17	7
Total	129	145	45	61
Comunidade de hemiepífitas				
DAP < 2,5 cm	1	3	0	2

O número total de espécies identificadas foi de 129, 125 pertencentes à comunidade arbustivo-arbórea, uma à comunidade de hemiepífitas (*Philodendron appendiculatum* Nadrusz & Mayo) e três à comunidade de trepadeiras, em 2006 consideradas na comunidade arbustivo-arbórea (APÊNDICE A). No presente estudo, essas três últimas foram consideradas como trepadeiras pela espécie identificada e forma de vida (trepadeiras volúveis) observada em campo (*Hippocratea volubilis* L., *Salacia elliptica* (Mart. ex Schult.) G.Don e *Machaerium brasiliense* Vogel)¹. No total foram identificadas 39 famílias.

Com o trabalho de coleta e confirmação das identificações, foi possível identificar 46 espécies que não constavam na listagem da área (APÊNDICE B).

Em 2006, 122 espécies constituíam a comunidade arbustivo-arbórea e as espécies mais abundantes eram: *Calyptranthes grandifolia* O.Berg (6,1%), *Geonoma gamiova* Barb.Rodr. (6,1%), *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg. (4,5%), *Cordia myrciifolia* (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete (4,4%) e *Eugenia pruinosa* D.Legrand (4,2%), em ordem decrescente. As famílias mais abundantes eram: Myrtaceae (30,3%), Rubiaceae (13,7%), Arecaceae (9,0%), Meliaceae (6,9%) e Lauraceae (6,2%).

Em 2012, 118 espécies constituíam a comunidade, sendo as mais abundantes: *Geonoma gamiova* Barb.Rodr. (6,8%), *Calyptranthes grandifolia* O.Berg (5,7%), *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma (4,3%), *Cordia myrciifolia* (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete (4,2%) e *Dendropanax exilis* (Toledo) S.L.Jung (4,2%). Nesse ano, as famílias mais abundantes foram: Myrtaceae (29,6%), Rubiaceae (12,7%), Arecaceae (10,7%), Lauraceae (6,7%) e Meliaceae (6,5%).

A maioria das espécies (115 espécies) estava presente em ambos os levantamentos, sete estavam presentes apenas em 2006 e três apareceram em 2012 (Tabela 2). Em 2012, 37 famílias constituíam a comunidade, não estando presentes as famílias Asteraceae e Clusiaceae.

1. Apenas essas trepadeiras foram identificadas por estarem como árvores no estudo anterior.

As cinco espécies mais abundantes da classe de DAP < 2,5 cm foram: *Geonoma gamiova* Barb.Rodr. (12,8%), *Dendropanax exilis* (Toledo) S.L.Jung (9,8%), *Calypttranthes grandifolia* O.Berg (7,9%), *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma (5,7%) e *Euterpe edulis* Mart. (4,2%), APÊNDICE G. As famílias mais abundantes: Myrtaceae (29,1%), Arecaceae (19,2%), Araliaceae (9,8%), Lauraceae (7,5%) e Rubiaceae (6,8%), APÊNDICE F.

Já as cinco espécies mais abundantes da classe de DAP > 2,5 cm foram: *Cordia myrciifolia* (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete (6,3%), *Rudgea jasminoides* (Cham.) Müll.Arg. (5,8%), *Cupania oblongifolia* Mart. (5,2%), *Guarea macrophylla* Vahl (4,7%) e as espécies *Eugenia pruinosa* D.Legrand e *Calypttranthes grandifolia* O.Berg com a mesma densidade (4,2%), APÊNDICE E. As famílias mais abundantes dessa classe foram: Myrtaceae (29,7%), Rubiaceae (17,1%), Meliaceae (8,4%), Sapindaceae (6,3%) e Lauraceae (6,0%), APÊNDICE D.

A similaridade entre as transecções no ano de 2012 foi maior do que em 2006 (Método de Monte Carlo, 10.000 permutações, $p = 0,032$). A similaridade entre as transecções em 2012 também foi maior do que a similaridade entre as transecções de 2006 com as de 2012 (Teste de Friedman, $p = 0,008$; teste *post-hoc* de Wilcoxon, $p = 0,00001$).

Tabela 2: Famílias, espécies e grupos sucessionais identificados em remanescente florestal no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP.

GS/H = Grupo Sucessional/Hábito (T = tardia, I = inicial, Trep. = trepadeira, HE = Hemiepífita), N° Col. = número do coletor H. Kondrat. DR = Densidade relativa, FR = Frequência relativa, Densidade total – 2006 = 6440 ind./ha, 2012 = 6450 ind./ha; Frequência total – 2006 = 3400%, 2012 = 3390%. Categorias de ameaça “Em Perigo” = *, “Vulnerável” = ** (São Paulo 2004, IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013). Espécie exótica = #.

Família	Espécie	GS/H	N° Col.	FR (%)		DR (%)	
				2006	2012	2006	2012
Arecaceae	<i>Geonoma gamiova</i> Barb.Rodr.	T		2.65	2.65	6.06	6.82
Myrtaceae	<i>Calyptanthus grandifolia</i> O.Berg	T	78	2.94	2.95	6.06	5.74
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma *	T	1	2.35	2.36	3.88	4.34
Araliaceae	<i>Dendropanax exilis</i> (Toledo) S.L.Jung	T	105	2.35	2.95	3.42	4.19
Rubiaceae	<i>Cordia myrciifolia</i> (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	T	151	2.65	2.65	4.35	4.19
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	I	171	2.35	2.65	3.88	3.88
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	T	11	2.35	2.06	4.50	3.88
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand *	T	129	2.94	2.95	4.19	3.72
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	I	15	2.35	2.36	3.73	3.57
Myrtaceae	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	T	7	2.06	2.36	2.33	2.64
Myrtaceae	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	T	33	2.06	2.06	2.33	2.33
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	T	6	1.18	1.47	2.17	2.17
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	T	2	2.06	1.77	1.71	1.86
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	I	96	1.76	1.47	2.02	1.86
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart. **	T		0.88	2.06	0.62	1.71
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	T	83	1.47	1.47	1.71	1.71
Myrtaceae	<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	T	5	1.18	1.77	0.93	1.55
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk. **	T	147	1.76	1.77	1.71	1.55
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	T	18	1.76	1.77	1.55	1.55
Myrtaceae	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	T	163	1.47	1.47	1.55	1.55
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	I	197	2.35	1.77	2.02	1.40
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	T	99	1.47	1.47	1.55	1.24

(continuação Tabela 2)

Família	Espécie	GS/H	Nº Col.	FR (%)		DR (%)	
				2006	2012	2006	2012
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	I		1.18	0.88	1.40	1.24
Meliaceae	<i>Trichilia silvatica</i> C.DC. **	T	130	0.88	0.88	1.40	1.24
Myrtaceae	<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. ex DC.	T	79	1.47	1.47	1.09	1.09
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum. *	T	14	1.18	1.18	0.93	1.09
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	T	184	1.76	1.77	0.93	0.93
Podocarpaceae	<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl. *	T	172	1.47	1.47	0.78	0.93
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	T		0.59	0.59	0.93	0.93
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	I	167	1.47	1.47	0.78	0.78
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer *	T	196	1.18	1.18	0.78	0.78
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk. **	T	169	1.18	1.18	0.78	0.78
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	T	221	0.88	1.18	0.62	0.78
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	T	27	0.59	0.88	0.62	0.78
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC. **	T	134	0.88	0.88	0.78	0.78
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	T	215	1.18	0.29	1.40	0.78
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	T	195	1.18	1.18	0.62	0.62
Myrtaceae	<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	T	153	1.18	1.18	0.62	0.62
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	T	193	0.88	0.88	0.78	0.62
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	T	101	0.88	0.88	0.62	0.62
Piperaceae	<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	I	194	0.88	0.88	0.62	0.62
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	I	62	0.88	0.88	0.47	0.62
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	T	56	0.59	0.59	0.62	0.62
Lauraceae	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	T	189	0.59	0.59	0.62	0.62
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	T	165	0.59	0.59	0.62	0.62
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	T	139	1.18	0.59	0.93	0.62
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	I	188	0.88	0.88	0.62	0.47
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	I	190	0.88	0.88	0.47	0.47
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	T	57	0.59	0.88	0.31	0.47
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> Roem. & Schult.	I	207	0.88	0.88	0.47	0.47

(continuação Tabela 2)

Família	Espécie	GS/H	Nº Col.	FR (%)		DR (%)	
				2006	2012	2006	2012
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	I	200	0.59	0.59	0.47	0.47
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	T	58	0.59	0.59	0.31	0.47
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	T	204	0.59	0.59	0.47	0.47
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	T	170	0.59	0.59	0.47	0.47
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	I	181	0.59	0.59	0.47	0.47
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	T	71	0.29	0.59	0.16	0.47
Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i> Taub. *	T	13	0.59	0.59	0.31	0.47
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L. #	T	41	0.00	0.59	0.00	0.47
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	T	202	0.29	0.29	0.47	0.47
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	I	205	0.59	0.59	0.31	0.31
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	I	168	0.59	0.59	0.47	0.31
Fabaceae	<i>Inga sellowiana</i> Benth. *	I	192	0.59	0.59	0.31	0.31
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	T	107	0.59	0.59	0.31	0.31
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	T	142	0.59	0.59	0.31	0.31
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	T	64	0.00	0.59	0.00	0.31
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb. *	I	74	0.59	0.59	0.31	0.31
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	T	125	0.59	0.59	0.31	0.31
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	T	154	0.59	0.59	0.31	0.31
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	T	166	0.59	0.59	0.31	0.31
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	I	75	0.59	0.59	0.31	0.31
Rubiaceae	<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	T	160	0.59	0.59	0.31	0.31
Sapindaceae	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	I	201	0.59	0.59	0.31	0.31
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	I	80	0.59	0.59	0.31	0.31
Phyllanthaceae	<i>Gonatogyne brasiliensis</i> (Baill.) Müll.Arg.	T	85	0.29	0.29	0.31	0.31
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	I	141	0.29	0.29	0.16	0.16
Annonaceae	<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr. **	T	176	0.29	0.29	0.16	0.16
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	I	183	0.29	0.29	0.16	0.16
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	T	177	0.29	0.29	0.16	0.16

(continuação Tabela 2)

Família	Espécie	GS/H	Nº Col.	FR (%)		DR (%)	
				2006	2012	2006	2012
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	T	186	0.29	0.29	0.16	0.16
Chrysobalanaceae	<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	T	191	0.29	0.29	0.16	0.16
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	T	187	0.29	0.29	0.16	0.16
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	I	213	0.29	0.29	0.16	0.16
Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	I	98	0.29	0.29	0.16	0.16
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	I	63	0.29	0.29	0.31	0.16
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	I	118	0.29	0.29	0.16	0.16
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	I	59	0.00	0.29	0.00	0.16
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	I	173	0.59	0.29	0.31	0.16
Lauraceae	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	T	217	0.29	0.29	0.16	0.16
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	T	224	0.29	0.29	0.16	0.16
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	T	161	0.29	0.29	0.16	0.16
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez **	T	90	0.29	0.29	0.16	0.16
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	T	203	0.29	0.29	0.16	0.16
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	T	175	0.29	0.29	0.16	0.16
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> Kuntze	T	174	0.29	0.29	0.16	0.16
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.	I	76	0.59	0.29	0.31	0.16
Myrtaceae	<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	I	226	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	T	216	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	T	156	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	T	149	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	T	209	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Myrcia citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	T	152	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Myrcia oblongata</i> DC. **	I	212	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	I	228	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	T	155	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	T	227	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	I	115	0.29	0.29	0.16	0.16

(continuação Tabela 2)

Família	Espécie	GS/H	N° Col.	FR (%)		DR (%)	
				2006	2012	2006	2012
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	I	214	0.29	0.29	0.16	0.16
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	T	88	0.29	0.29	0.16	0.16
Primulaceae	<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	I	179	0.29	0.29	0.16	0.16
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	I	220	0.29	0.29	0.16	0.16
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	I	223	0.29	0.29	0.16	0.16
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	T	127	0.29	0.29	0.16	0.16
Rubiaceae	<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	T	182	0.29	0.29	0.16	0.16
Salicaceae	<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	I	93	0.29	0.29	0.16	0.16
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	I	81	0.29	0.29	0.16	0.16
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	I	222	0.29	0.29	0.16	0.16
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	I	225	0.29	0.29	0.31	0.16
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	T	208	0.29	0.29	0.16	0.16
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	T	230	0.29	0.00	0.16	0.00
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	I		0.29	0.00	0.16	0.00
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	T	111	0.29	0.00	0.16	0.00
Cyatheales	<i>Cyatheales</i> sp.1	T		0.59	0.00	0.31	0.00
Monimiaceae	<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	T	229	0.29	0.00	0.16	0.00
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	I		0.29	0.00	0.16	0.00
Myrtaceae	Myrtaceae sp.1			0.29	0.00	0.16	0.00
Araceae	<i>Philodendron appendiculatum</i> Nadruz & Mayo	He	91				
Celastraceae	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Trep.	128				
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Trep.	12				
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Trep.	16				

Considerando todas as plantas vivas amostradas da comunidade arbustivo-arbórea, observou-se que a altura mínima foi de 0,3 m, referente a um exemplar jovem quebrado; a altura mediana de 4 m ($\bar{x} = 4,9$ m); e a máxima de 18 m, referente a um exemplar de *Aspidosperma olivaceum* Müll.Arg. (Figura 3). A altura mediana das plantas mortas foi de 3,5 m ($\bar{x} = 3,5$ m).

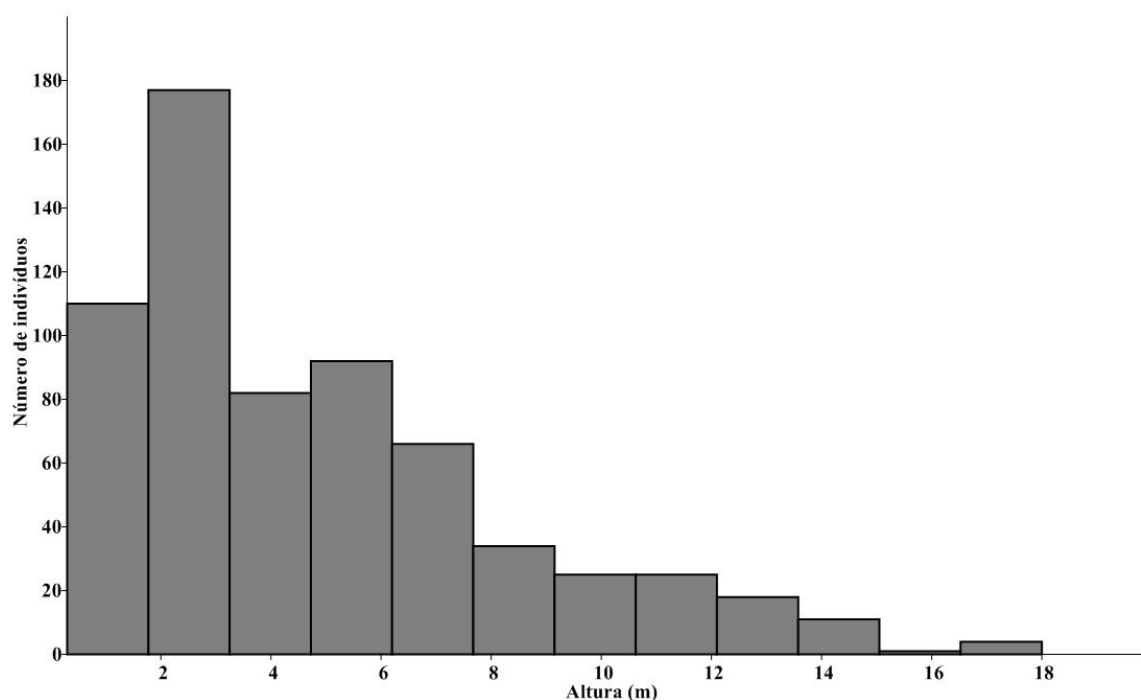


Figura 3: Distribuição dos indivíduos vivos da comunidade arbustivo-arbórea amostrados em 2012 em classes de altura (m). Intervalo das classes = 1,5 m.

A mediana dos valores de DAP das árvores e arbustos foi de 5 cm e o valor máximo observado de 43,3 cm referente a um exemplar de *Tapirira guianensis* Aubl. O diâmetro mediano das plantas mortas foi de 5,6 cm. A mediana dos valores de DAP das trepadeiras foi de 4,6 cm e o valor máximo observado de 22,3 cm.

A distribuição dos diâmetros (DAP) das plantas vivas em 2012 não diferiu da distribuição de DAP de 2006 (teste de Kolmogorov-Smirnov, $D = 0,05$, $p = 0,81$, Figura 4).

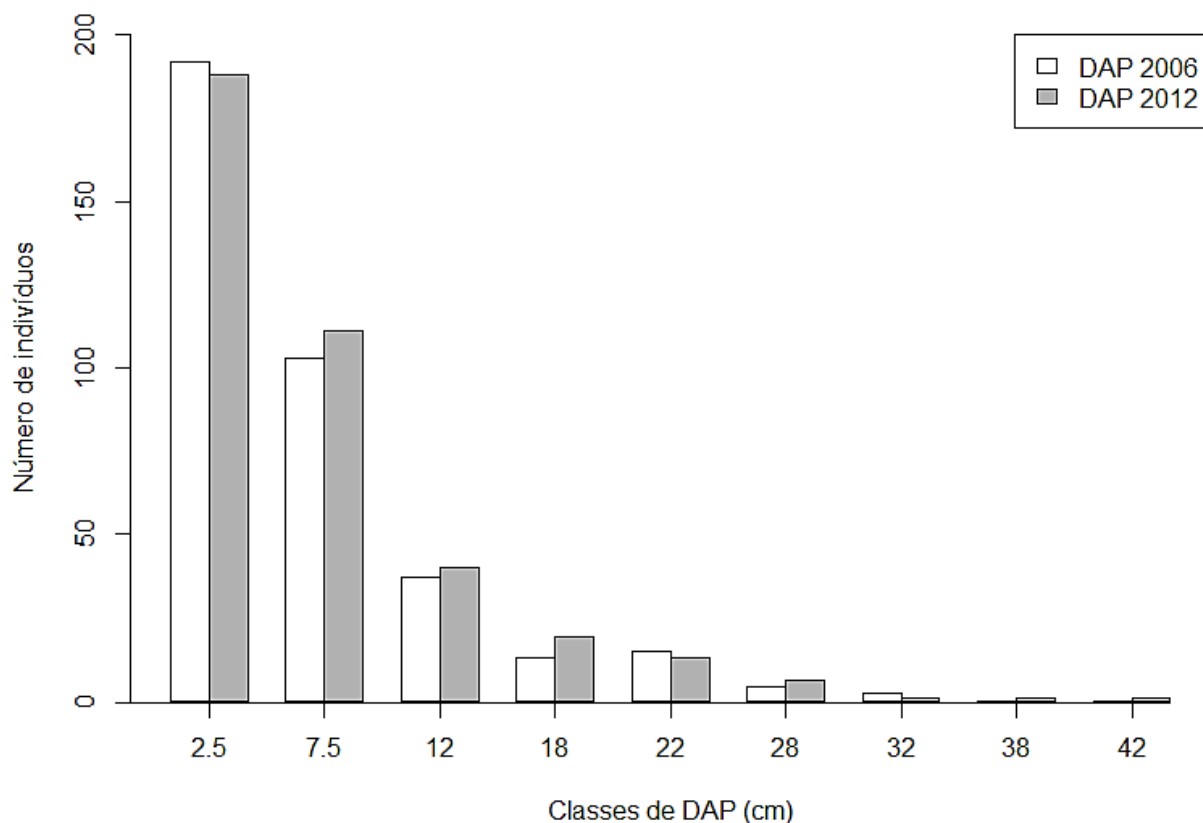


Figura 4: Distribuição dos indivíduos mensurados em 2006 (barras brancas) e em 2012 (barras cinza) em classes de diâmetro à altura do peito (DAP, cm). Intervalo das classes = 5 cm.

O crescimento diamétrico médio das plantas da comunidade arbustivo-arbórea foi de 1,14% / ano (Md = 0,58% / ano), o crescimento mínimo foi de zero e o máximo de 9,05% / ano referente a um exemplar de *Cryptocarya mandioccana* Meisn. (Lauraceae).

O crescimento diamétrico das plantas com $2,5 \leq \text{DAP} < 5$ cm (Md = 0,48% / ano) não diferiu do crescimento das plantas com $\text{DAP} > 5$ cm (Md = 0,7% / ano, Teste de Mann-Whitney, $p = 0,124$, Figura 5).

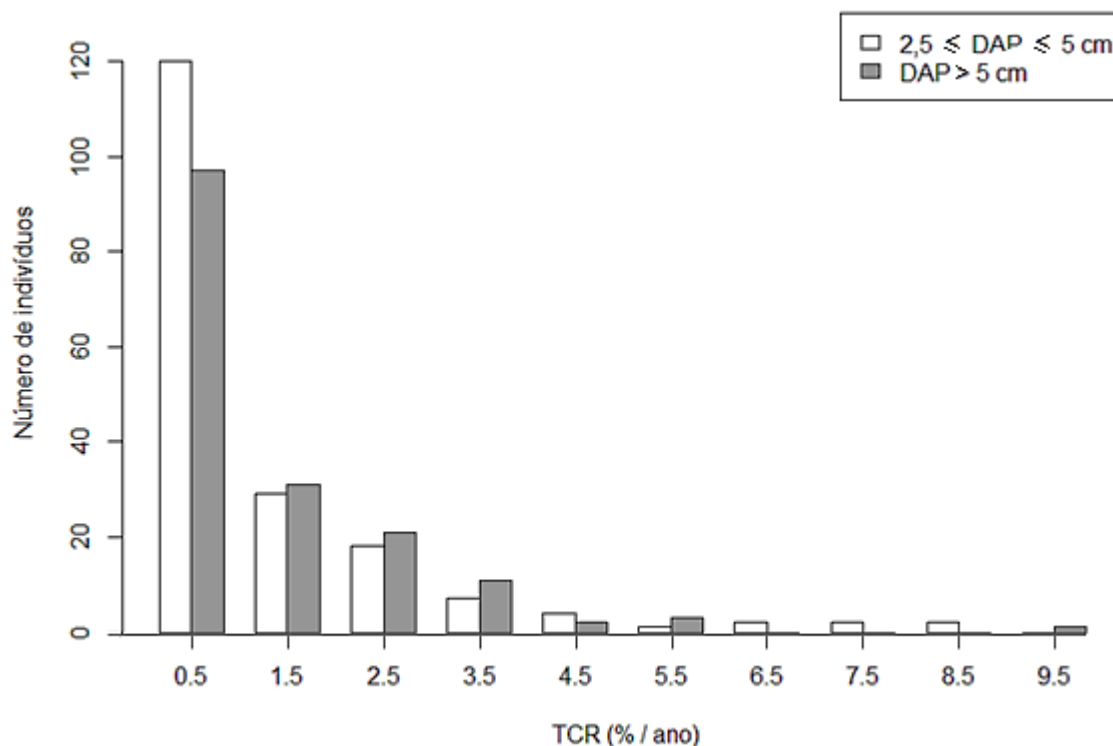


Figura 5: Distribuição das plantas da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro à altura do peito $2,5 \leq \text{DAP} \leq 5$ cm (barras brancas) e $\text{DAP} > 5$ cm (barras cinza) em classes de crescimento relativo (TCR, % / ano). Intervalo das classes = 1% / ano.

3.2 Dinâmica da Área Basal

Em relação às plantas da comunidade arbustivo-arbórea com $\text{DAP} \geq 2,5$ cm, a área basal total de $24,32 \text{ m}^2/\text{ha}$, em 2006, passou para $27,10 \text{ m}^2/\text{ha}$ em 2012. A mortalidade foi responsável pela redução de $1,07 \text{ m}^2/\text{ha}$ e o recrutamento (ingresso de novas plantas e crescimento das remanescentes) pelo ingresso de $3,85 \text{ m}^2/\text{ha}$ ($0,14 \text{ m}^2/\text{ha}$ dos recrutados e $3,71 \text{ m}^2/\text{ha}$ do crescimento dos remanescentes). Nos 6,5 anos, a mortalidade ou redução de área basal ($\text{Md} = 4,95\%$) foi menor do que o recrutamento de área basal na comunidade ($\text{Md} = 14,71\%$, teste de Mann-Whitney, $U = 11$, $p = 0,002$).

Em relação às plantas trepadeiras com $\text{DAP} \geq 2,5$ cm, a área basal total de $1,564 \text{ m}^2/\text{ha}$ de 2006 passou para $1,559 \text{ m}^2/\text{ha}$ em 2012. A mortalidade foi responsável pela redução de

0,599 m²/ha na área basal inicial e o recrutamento pelo acréscimo de 0,594 m²/ha (0,443 m²/ha dos recrutas e 0,151 m²/ha do crescimento dos remanescentes). Nos 6,5 anos, a redução da área basal (Md = 49,87%) não diferiu do recrutamento (Md = 27,48%, Teste de Mann-Whitney, U = 45, p = 0,734).

Comparando as formas de vida, proporcionalmente a redução de área basal das trepadeiras foi maior do que a das plantas da comunidade arbustivo-arbórea (Teste de Mann-Whitney, U = 12, p = 0,003).

3.3 Dinâmica comunidade arbustivo-arbórea

A mortalidade anual das plantas com DAP < 2,5 cm (Md = 1,94% / ano) não diferiu da mortalidade anual das plantas com DAP ≥ 2,5 cm (Md = 1,31% / ano, Teste de Mann-Whitney, U = 31,5, p = 0,171). No entanto, o recrutamento anual das plantas da menor classe (Md = 2,67% / ano) foi maior do que o das plantas com DAP ≥ 2,5 cm (Md = 0,82% / ano, Teste de Mann-Whitney, U = 0, p = 0,00001).

No período de seis anos e meio, a classe com DAP < 2,5 cm apresentou recrutamento médio ($\bar{x} = 19,7 \pm 2,0\%$) maior (teste t, t = -2,2, p = 0,040) do que a mortalidade média ($\bar{x} = 13,0 \pm 2,2\%$). Já a classe das plantas com DAP ≥ 2,5 cm apresentou mortalidade maior ($\bar{x} = 8,7 \pm 0,96\%$) do que o recrutamento médio do mesmo período ($\bar{x} = 4,6 \pm 0,96\%$, teste t, t = 3,0, p = 0,007).

Com a divisão da comunidade arbustivo-arbórea em três classes de tamanho, observou-se que a mortalidade anual diferiu entre as classes (F = 4,91, g.l. = 29, p = 0,015, Figura 6). A classe II (2,5 ≤ DAP ≤ 5 cm) apresentou média (± EP) de 0,85 ± 0,29% / ano, mortalidade inferior à média da classe I (DAP < 2,5 cm) de 2,15 ± 0,40% / ano (p = 0,022, teste *post-hoc* de Tukey - Kramer) e inferior à média da classe III (DAP > 5 cm) de 2,02 ± 0,27% / ano (p = 0,042, teste *post-hoc* de Tukey - Kramer).

O recrutamento anual também diferiu entre as três classes estudadas ($F = 6,61$, g.l. = 29, $p = 0,005$, Figura 6). A classe I apresentou média ($\pm$ EP) de $2,78 \pm 0,27\%$ / ano, recrutamento superior à média da classe II de $1,31 \pm 0,27\%$ / ano ($p = 0,008$, teste *post-hoc* de Tukey - Kramer) e superior à média da classe III de $1,44 \pm 0,39\%$ / ano ($p = 0,016$, teste *post-hoc* de Tukey - Kramer).

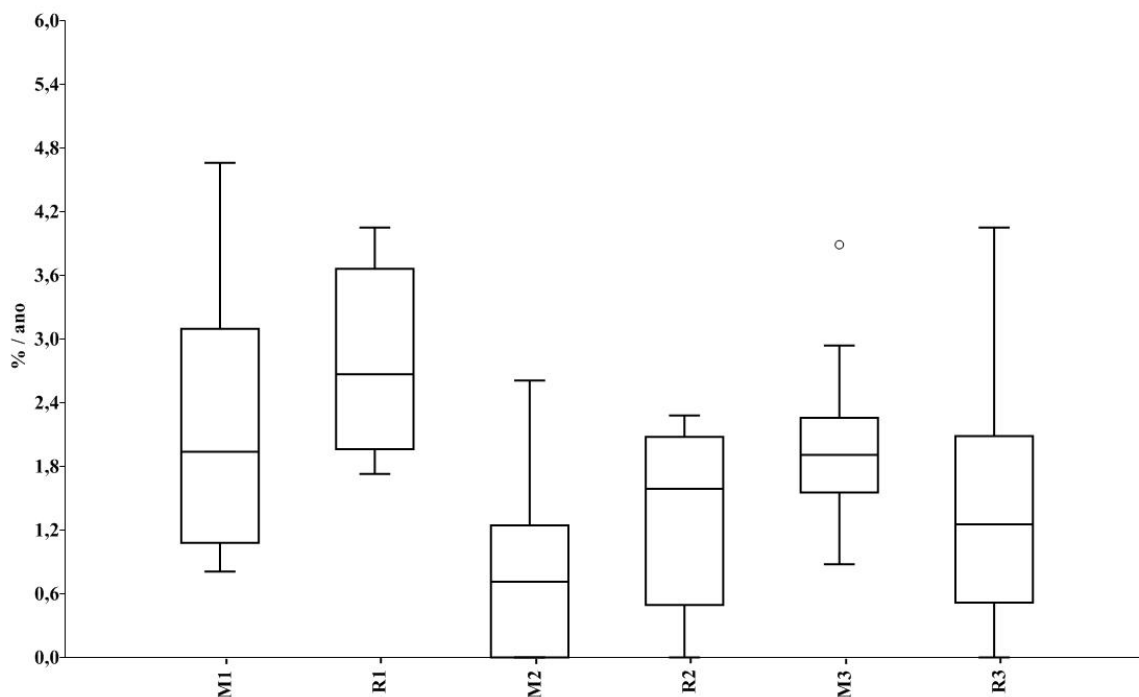


Figura 6: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das árvores e arbustos com $DAP < 2,5$ cm (M1 ou R1), $2,5 \leq DAP \leq 5$ cm (M2 ou R2) e $DAP > 5$ cm (M3 ou R3) nas 10 transecções permanentes.

A estimativa média do tempo necessário para dobrar o número de indivíduos e o tempo de meia vida da classe de plantas com $DAP \geq 2,5$ cm foi de 102,6 anos e 50,9 anos, respectivamente. As mesmas estimativas para a classe com $DAP < 2,5$ cm resultaram em 27,4 anos para dobrar o número de indivíduos e 43 anos para reduzir o total à metade.

3.4 Dinâmica das trepadeiras

A mortalidade anual das trepadeiras com $DAP < 2,5$ cm ($Md = 8,08\%$ / ano) não diferiu da mortalidade anual das trepadeiras com $DAP \geq 2,5$ ($Md = 5,18\%$ / ano, Teste de Mann-Whitney, $U = 41,5$, $p = 0,538$). No entanto, o recrutamento anual das trepadeiras da menor classe de tamanho ($Md = 11,25\%$ / ano) foi maior do que o das trepadeiras com $DAP \geq 2,5$ cm ($Md = 1,04\%$ / ano, Teste de Mann-Whitney, $U = 8$, $p = 0,0006$, Figura 7).

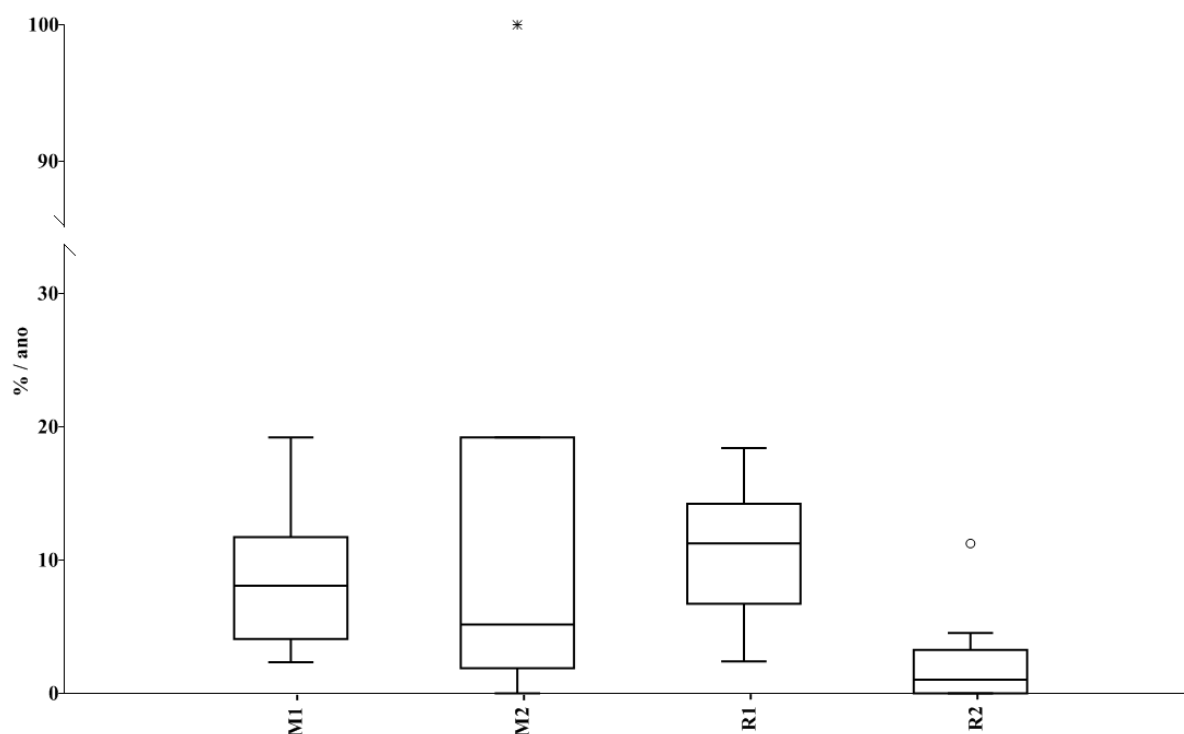


Figura 7: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M1 e M2) e recrutamento (R1 e R2) das trepadeiras com $DAP < 2,5$ cm (M1 ou R1) e $DAP \geq 2,5$ cm (M2 ou R2) nas 10 transecções permanentes.

No período de seis anos e meio, a classe das trepadeiras com $DAP < 2,5$ cm apresentou recrutamento ($Md = 100\%$) maior (Teste de Mann-Whitney, $U = 17$, $p = 0,011$) do que a mortalidade do período ($Md = 41,67\%$). Já para as trepadeiras com $DAP \geq 2,5$,

observou-se uma tendência de maior mortalidade ($Md = 28,75\%$) em comparação ao recrutamento ($Md = 7,14\%$, Teste de Mann-Whitney, $U = 28$, $p = 0,097$). Desconsiderando-se os pontos extremos de 100% da mortalidade e do recrutamento, referentes a uma parcela com número insuficiente de indivíduos, a mortalidade do período ($Md = 20\%$) torna-se significativamente maior do que o recrutamento ($Md = 0\%$, Teste de Mann-Whitney, $U = 18,5$, $p = 0,050$).

A estimativa do tempo médio necessário para dobrar o número de trepadeiras e o tempo de meia vida da classe com $DAP < 2,5$ cm foi de 7,5 anos e 8,2 anos, respectivamente. As mesmas estimativas para a classe com $DAP \geq 2,5$ cm resultaram em 42,8 anos para dobrar o número de indivíduos e 14,3 anos para reduzir o número à metade.

3.5 Dinâmica comunidade arbustivo-arbórea versus comunidade de trepadeiras

Em relação à classe de $DAP < 2,5$ cm, a mortalidade anual das trepadeiras ($Md = 8,08\%$ / ano) foi maior do que a mortalidade anual das plantas da comunidade arbustivo-arbórea ($Md = 1,94\%$ / ano, teste de Mann-Whitney, $U = 7$, $p = 0,0004$). Da mesma forma, o recrutamento anual das trepadeiras ($Md = 11,25\%$ / ano) foi maior do que o da comunidade arbustivo-arbórea ($Md = 2,67\%$ / ano, teste de Mann-Whitney, $U = 7,5$, $p = 0,0005$, Figura 8).

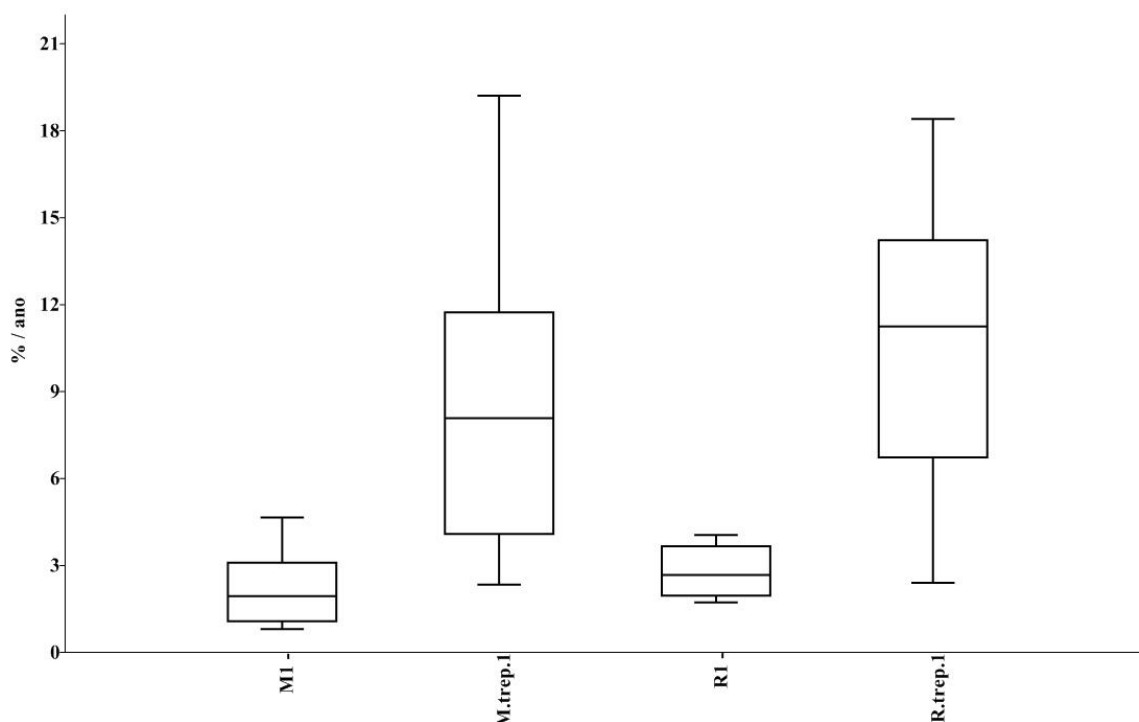


Figura 8: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) da comunidade arbustivo-arbórea e de trepadeiras (trep.) com DAP < 2,5 cm (1) nas 10 transecções permanentes.

Em relação à classe de DAP $\geq 2,5$ cm, a mortalidade anual das trepadeiras (Md = 5,17% / ano) também foi maior do que a das plantas da comunidade arbustivo-arbórea (Md = 1,31% / ano, teste de Mann-Whitney, $U = 16$, $p = 0,009$). No entanto, o recrutamento anual das trepadeiras (Md = 1,04% / ano) não diferiu do recrutamento anual da comunidade arbustivo-arbórea nessa classe de tamanho (Md = 0,82% / ano, teste de Mann-Whitney, $U = 45$, $p = 0,73$, Figura 9).

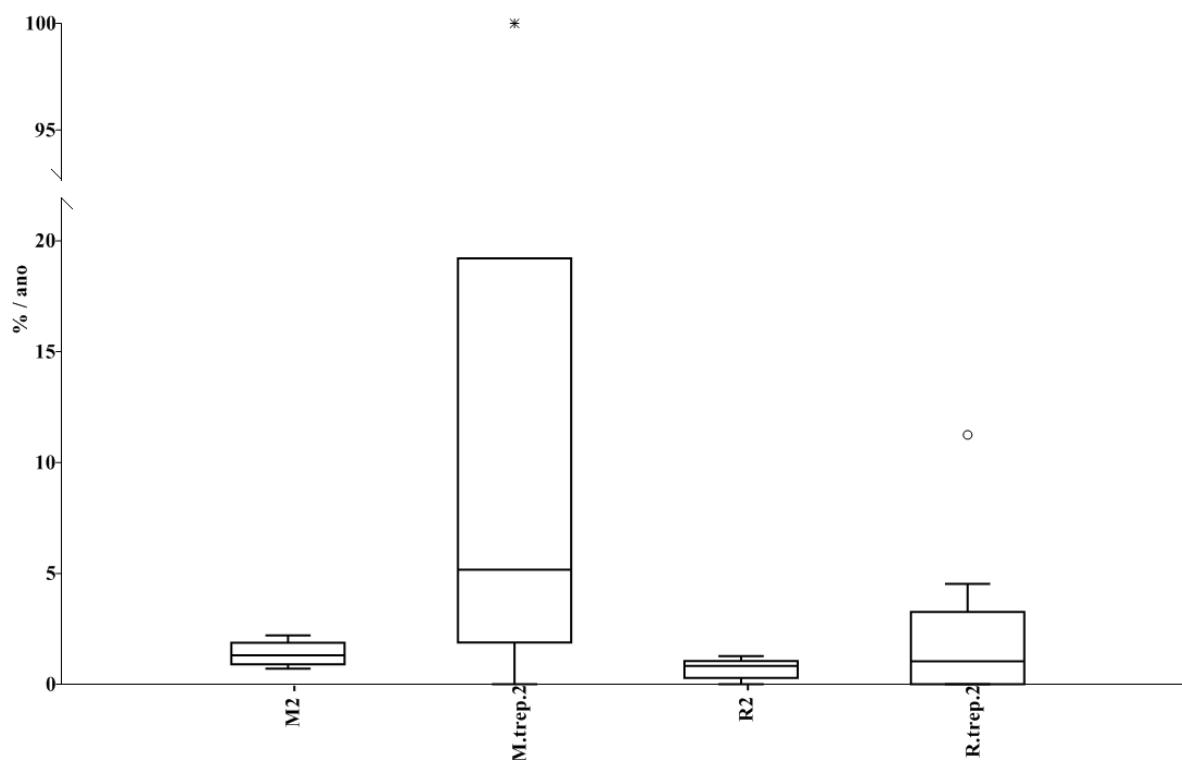


Figura 9: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) da comunidade arbustivo-arbórea e de trepadeiras (trep.) com DAP $\geq$ 2,5 cm (2) nas 10 transecções permanentes.

3.6 Dinâmica dos grupos sucessionais

Dos indivíduos amostrados da comunidade arbustivo-arbórea, 157 (43 espécies) foram classificados no grupo sucessional Iniciais e 548 (82 espécies) no grupo Tardias (Tabela 3). Dois mortos remanescentes de 2006, dois samambaias e uma Myrtaceae com DAP $\geq$ 2,5 cm, mortos e sem material para identificação a nível específico não foram classificados e considerados nessa contagem.

Tabela 3: Número de exemplares amostrados em 2006 e 2012, mortos e recrutados, classificados nos grupos sucessionais Iniciais e Tardias, separados por classe de tamanho: diâmetro a altura do peito (DAP) < 2,5 cm e DAP ≥ 2,5 cm. Obs.: Quatro indivíduos do grupo das Tardias passaram da classe menor para a maior (entre parênteses).

	2006	2012	Mortos	Recrutados
Iniciais				
DAP < 2,5 cm	46	41	8	3
DAP ≥ 2,5 cm	106	99	9	2
Total	152	140	17	5
Tardias				
DAP < 2,5 cm	197	224 (-4)	20	47
DAP ≥ 2,5 cm	292	282 (+4)	22	12 (+4)
Total	489	506	42	59 (+4)

Em relação às plantas Iniciais com DAP ≥ 2,5 cm, a mortalidade (Md = 9,19%) foi maior (teste de Mann-Whitney, U= 22, p = 0,022) do que o recrutamento (Md = 0%) no período de seis anos e meio. Em relação às plantas Tardias da mesma classe de tamanho, não houve diferença significativa (teste t, t = 1,19, p = 0,25) entre a mortalidade ($\bar{x}$ = 7,67 ± 1,24%) e o recrutamento ($\bar{x}$ = 5,55 ± 1,27%) no período.

Comparando a dinâmica entre os dois grupos sucessionais das plantas com DAP ≥ 2,5 cm, observou-se que a mortalidade anual das plantas Iniciais (Md = 1,48% / ano) não diferiu da mortalidade anual das plantas tardias (Md = 1,32% / ano, teste de Mann-Whitney, U= 46, p = 0,78). Já o recrutamento anual das plantas Tardias (Md = 0,84% / ano) foi maior do que o das plantas Iniciais (Md = 0% / ano, U = 22, p = 0,022, Figura 10).

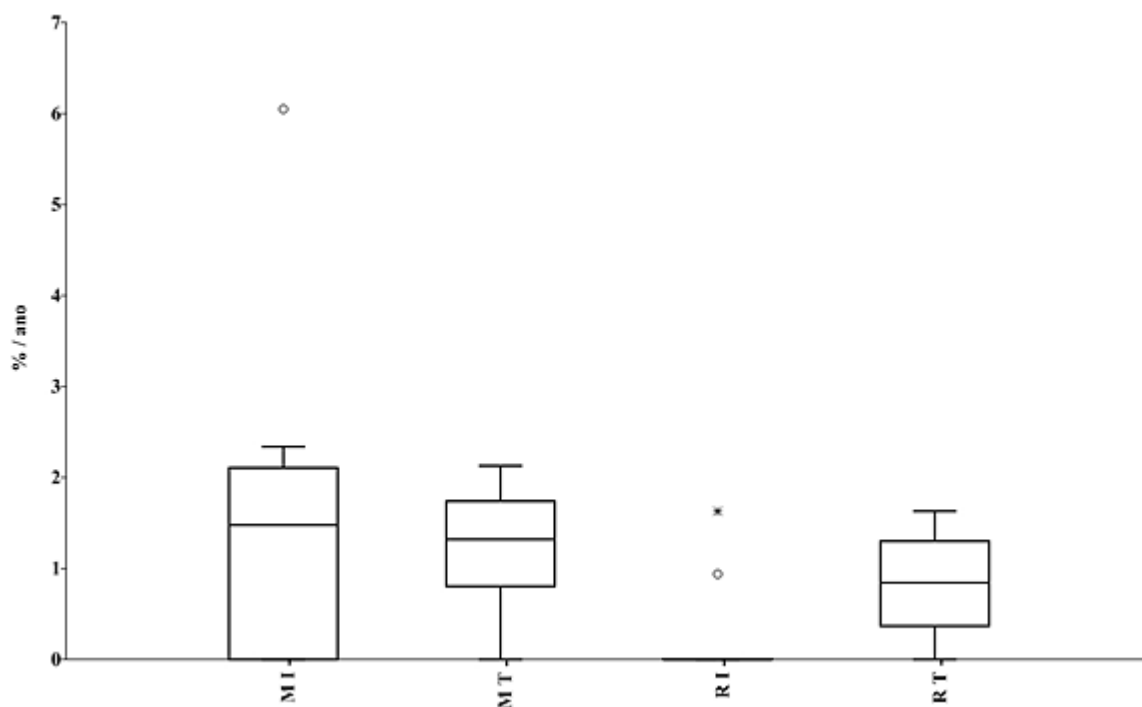


Figura 10: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das plantas com $DAP \geq 2,5$ cm classificadas nas categorias sucessionais Iniciais (I) e Tardias (T) nas 10 transecções permanentes.

Em relação às plantas Iniciais com $DAP < 2,5$ cm, a mortalidade ($Md = 19,64\%$) não diferiu significativamente (teste de Mann-Whitney, $U = 32,5$, $p = 0,18$) do recrutamento ($Md = 0\%$) no período de seis anos e meio. No entanto, desconsiderando-se o ponto extremo da mortalidade (100%) a mesma ($Md = 14,29\%$, sem o ponto extremo) torna-se maior (teste de Mann-Whitney, $U = 20,5$, $p = 0,031$) do que o recrutamento. Em relação às plantas Tardias da mesma classe de tamanho, o recrutamento ($Md = 19,52\%$) foi maior (teste de Mann-Whitney, $U = 20$, $p = 0,022$) do que a mortalidade ($Md = 6,90\%$) no período.

Comparando a dinâmica entre os dois grupos sucessionais das plantas com $DAP < 2,5$ cm, não foram observadas diferenças significativas entre a mortalidade anual das Iniciais ($Md = 3,34\%$ / ano) e a mortalidade anual das Tardias ($Md = 1,09\%$ / ano, teste de Mann-Whitney, $U = 31$, $p = 0,159$). Já o recrutamento anual das plantas Tardias ($Md = 3,05\%$ / ano) foi maior do que o das plantas Iniciais ($Md = 0\%$ / ano, $U = 12,5$, $p = 0,002$), Figura 11.

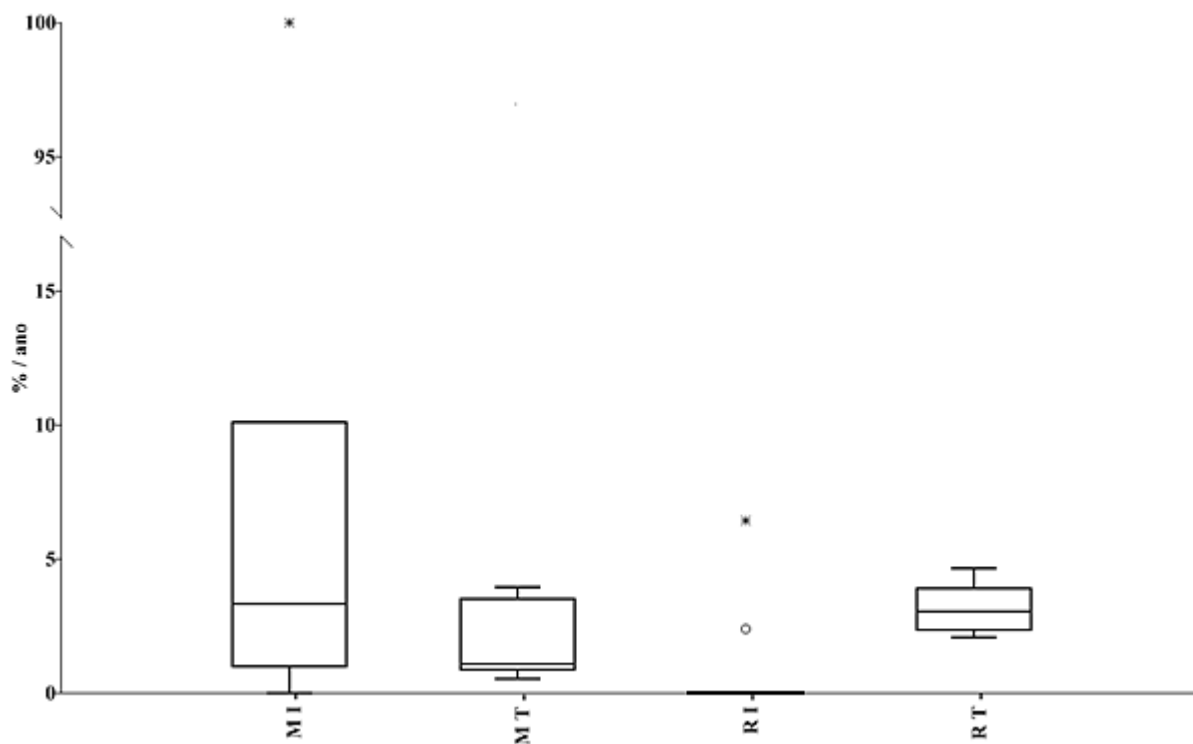


Figura 11: Distribuição das médias anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) das plantas com DAP < 2,5 cm classificadas nas categorias sucessionais Iniciais (I) e Tardias (T) nas 10 transecções permanentes.

4. Discussão

Em 2006 e 2012, as espécies mais abundantes, considerando todos os tamanhos amostrados, foram espécies tardias representativas das principais famílias ocorrentes em estádios sucessionais avançados de Florestas Ombrófilas Densas (Tabarelli & Mantovani 1999, Catharino 2006, Arzolla 2011). As famílias Myrtaceae (29 espécies), Lauraceae (15 espécies), Rubiaceae (10 espécies) e Fabaceae (7 espécies) foram as mais ricas, as duas primeiras com a maior riqueza o que é característico de Floresta Ombrófila Densa Montana madura (Tabarelli & Mantovani 1999, Franco *et al.* 2007, Arzolla *et al.* 2011).

Fabaceae, característica de ambientes mais iniciais e de florestas estacionais (Arzolla 2011), não esteve entre as três primeiras mais ricas e entre as mais abundantes diferentemente de outros estudos realizados no parque (Struffaldi-De-Vuono 1985, Nastri *et al.* 1992, Gomes 1992, Gomes & Mantovani 2001, Peccinini 2000, Pivello & Peccinini 2002, Hirata 2006, Eisenlohr 2008, Eisenlohr *et al.* 2009, Hirata *et al.* 2010, Tanus 2011, Tanus *et al.* 2012). De forma semelhante, a família Euphorbiaceae não esteve entre as mais representativas. A área estudada está em um estágio sucessional mais avançado, com baixa abundância e riqueza de espécies iniciais como as do gênero *Machaerium* (Fabaceae) e *Alchornea* (Euphorbiaceae) comuns nas áreas menos maduras.

No período, a dissimilaridade entre as unidades amostrais diminuiu (maior similaridade em 2012). A similaridade espacial em 2012 foi maior do que a temporal entre os anos, o que sugere que as diferenças temporais foram maiores do que as diferenças espaciais (Philippi *et al.* 1998). Ao longo dos seis anos e meio, as réplicas tornaram-se floristicamente menos heterogêneas entre si, o que somado ao maior recrutamento e predominância de espécies tardias e a maior mortalidade dentro do grupo das iniciais, parece corroborar com a progressão da regeneração da floresta, ao contrário de outras áreas do parque (Struffaldi 1985, Knobel 1995).

As espécies mais abundantes do estrato inferior da floresta, plantas com DAP < 2,5 cm, foram espécies tardias, entre elas *Geonoma gamiova* Barb. Rodr., ameaçada pelo extrativismo de suas folhas ornamentais; *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma, espécie que já foi considerada ameaçada pela Resolução SMA 48 de 2004 (São Paulo 2004); e *Euterpe edulis* Mart. (não estava identificada em 2006, APÊNDICE B), a palmeira Juçara, ameaçada segundo a mesma resolução, a Instrução Normativa IBAMA Nº 6 de 23/09/2008 (Brasil 2008) e o Livro Vermelho da Flora do Brasil. Em florestas úmidas preservadas *E. edulis* costuma ser bem abundante (Martinelli & Moraes 2013). É notável a diversidade de espécies tardias no sub-bosque, condição importante para a restauração do fragmento e das áreas secundárias próximas (Alves & Metzger 2006).

No estrato superior, plantas com DAP $\geq$ 2,5 cm, fora as espécies tardias abundantes da família Rubiaceae e das Myrtaceae *Calyptranthes grandifolia* O.Berg (também abundante no estrato inferior) e *Eugenia pruinosa* D.Legrand que também não estava identificada em 2006 (espécie endêmica da Floresta Ombrófila Densa Atlântica classificada Em Perigo, Martinelli & Moraes 2013), duas espécies de estádios iniciais também foram abundantes (*Cupania oblongifolia* Mart. e *Guarea macrophylla* Vahl). Indivíduos adultos de espécies iniciais ainda permanecem nos estratos superiores da floresta estudada. O estabelecimento de espécies tardias em florestas secundárias é um processo demorado (Toninato & Oliveira-Filho 2004, Arzolla 2011). Contudo, a permanência dessas espécies pode representar a maior longevidade e tolerância das mesmas a ambientes mais sombreados (em comparação a outras iniciais).

Costa e Mantovani (1992), em estudo no Parque, classificaram *C. oblongifolia* e *S. romanzoffiana* (palmeira dominante no estrato superior, apesar de sua baixa densidade) como especialistas de clareiras pequenas, ou seja, ambientes mais sombreados. No estudo de Nastri e colaboradores (1992), *G. macrophylla* apresentou o segundo maior Valor de Importância e foi considerada como espécie de sub-bosque característica de estádios mais avançados da regeneração. Em estudo em diferentes fragmentos do Parque (Peccinini 2000, Pivello &

Peccinini 2002) *C. oblongifolia* e *G. macrophylla* apresentaram maior representatividade nas áreas menos degradadas. Possivelmente, dentro do contínuo existente entre espécies iniciais e tardias, essas duas espécies persistentes estejam próximas do grupo das tardias.

Das 125 espécies da comunidade arbustivo-arbórea identificadas na área, 16 estão classificadas nas categorias de ameaça “Em Perigo” ou “Vulnerável” (São Paulo 2004, Brasil 2008, IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013) e três nas categorias “Pouco Preocupante” ou “Dados Deficientes” (IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013).

No âmbito estadual, a Resolução SMA 48 de 2004 (São Paulo 2004) classifica na categoria “Em Perigo”: *Pouteria reticulata* (Engl.) Eyma; na categoria “Vulnerável”: *Brosimum glaziovii* Taub., *Eugenia copacabanensis* Kiaersk., *Euterpe edulis* Mart., *Myrcia oblongata* DC., *Myrcia tijucensis* Kiaersk. e *Duguetia salicifolia* R.E.Fr.

No âmbito federal, a Instrução Normativa IBAMA Nº 6 de 23/09/2008 (Brasil 2008) classifica na categoria “Ameaçada”: *Euterpe edulis* Mart., *Ocotea catharinensis* Mez e *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer.; na categoria “Deficiência de dados”: *Brosimum glaziovii* Taub. e *Duguetia salicifolia* R.E.Fr. O Livro Vermelho da Flora do Brasil (Martinelli & Moraes 2013) classifica como “Em Perigo”: *Eugenia pruinosa* D.Legrand (espécie que em 2012 passou a ocorrer em todas as unidades amostrais), *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer, *Sloanea obtusifolia* (Moric.) Schum. e *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb. Como “Vulnerável”: *Euterpe edulis* Mart.; *Ocotea catharinensis* Mez. e “Espécies com Deficiência de Dados e de Interesse para Pesquisa e Conservação”: *Inga sellowiana* Benth., *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez e *Podocarpus sellowii* Klotzsch ex Endl.

No âmbito internacional, a *IUCN Red List of Threatened Species* (IUCN 2013) classifica como “Endangered”: *Brosimum glaziovii* Taub., *Inga sellowiana* Benth. e *Podocarpus sellowii* Klotzsch ex Endl. Como “Vulnerable”: *Ocotea catharinensis* Mez, *Trichilia emarginata* (Turcz.) C.DC. e *Trichilia silvatica* C.DC. Como “Lower Risk/near

threatened”: *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil., *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez. e como “Data Deficiente”: *Xylosma glaberrimum* Sleumer.

Comparando a listagem deste trabalho com a do Plano de Manejo do Parque (São Paulo 2008) notou-se que 58 espécies identificadas neste estudo não constam no plano, e destas, nove estão classificadas em alguma categoria de ameaça (APÊNDICE C). Informações importantes para a caracterização e manejo adequados da área.

Fora a riqueza de espécies ameaçadas e aquelas com pequenas populações, a área mantém dois indivíduos de *Gonatogyne brasiliensis* (Baill.) Müll.Arg., espécie rara de ocorrência nos municípios de São Paulo - SP (até o momento com 46 registros), Anhembi -SP (1 registro), Campinas - SP (2 registros), Itatiaia - RJ (3 registros) e Conceição do Mato Dentro – MG (1 registro) (CRIA 2014). Na cidade de São Paulo, poucos registros são dos bairros Jabaquara, Bosque da Saúde, registros de 1919 e 1922 respectivamente; Interlagos (1994); Grajaú (1998, CRIA 2014) e recentemente do Parque Estadual da Cantareira (Arzolla 2011, CRIA 2014). A maior parte dos registros é do próprio Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. Provavelmente, os exemplares dessa espécie pouco estudada estão preservados no município em fragmentos de floresta secundária, principalmente em áreas protegidas. Isso destaca a importância dos remanescentes na manutenção das espécies raras e ameaçadas.

Apesar da observação de espécies exóticas em fragmentos do Parque como *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Arecaceae), *Pittosporum undulatum* Vent. (Apiaceae), *Livistonia chinensis* (Jacq.) R.Br. ex. Mart., *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) e *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl., apenas *Coffea arabica* L. (café) apresentou exemplares nas unidades amostrais (três indivíduos recrutados em 2012). A presença dessa espécie está associada ao antigo histórico da área, cultivo de exemplares nos lotes de sitiantes e chacareiros existentes antes da criação do Parque (São Paulo 2008), à zoocoria e ao desenvolvimento do sub-bosque.

A única espécie de hemipífita amostrada foi *Philodendron appendiculatum* Nadruz & Mayo de ocorrência natural em Florestas Ombrófilas Densas, Estacionais Semidecíduas e distribuição do sudeste até regiões mais frias como o Rio Grande do Sul (Sakuragui 2001). O número reduzido de exemplares amostrado possivelmente reflete a estatura das árvores da comunidade, as quais não foram utilizadas como forófitos por hemiepífitas com raízes bem desenvolvidas, que entrariam no critério adotado.

Como observado em outros estudos no parque (Struffaldi-De-Vuono 1985, Gomes 1992, Nastri et al. 1992, Knobel 1995, Tanus 2011), os exemplares da comunidade apresentaram, de forma geral, porte pequeno. Não foram observadas diferenças entre as distribuições de tamanho dos anos estudados. A distribuição das alturas e diâmetros observados aproximou-se do padrão em J invertido, número maior de indivíduos nas primeiras classes com redução gradual conforme aumentam as alturas e os diâmetros. Pelo menos ao nível de comunidade, é possível afirmar que existe um estoque de indivíduos menores importante para a manutenção da floresta.

Existe um número menor de indivíduos na primeira classe de altura (até aproximadamente 2 m de altura), entretanto, isso se deve ao critério de inclusão e à representação adotada. Esse intervalo representa principalmente os indivíduos com DAP < 2,5 cm frequentemente não estudados. Com a utilização de um critério mais restritivo de amostragem ou um número menor de intervalos no histograma, por exemplo, essa classe seria ocultada. Uma redução no número de indivíduos também pode ser observada ao redor dos 4 m, o que provavelmente está relacionado à mortalidade de indivíduos ao redor dessa classe de altura.

Como sugerido por Struffaldi-De-Vuono (1985), algum fator parece ser responsável pela mortalidade de indivíduos menores, as quais ela chamou de finos, e a ausência de indivíduos mais altos no Parque. Segundo a autora, pelo tempo de proteção das áreas do parque (desde 1893) esperar-se-ia um porte maior da vegetação. A área apresenta um grande

banco de plantas como observado, no entanto, não é seguro afirmar que os indivíduos são jovens e, apesar do porte, o fragmento estudado não está em estágio inicial de sucessão, como proposto pela autora e por Knobel (1995) para área de estudo próxima. Não excluindo a possibilidade de a vegetação possuir originalmente um porte baixo (Gomes 1998), o tamanho dos indivíduos aqui observados parece estar ligado à dinâmica e ao crescimento das plantas.

Grande parte dos exemplares apresentou crescimento lento ($Md = 0,58 \% / \text{ano}$, $\bar{x} = 1,14 \% / \text{ano}$), inferior ao observado em outro trecho do parque em estado secundário ($Md = 0,72 \%$, $\bar{x} = 1,52 \% / \text{ano}$, Gomes 1998). Apesar da tendência observada em alguns estudos (Swaine *et al.* 1987a, Gentry & Terborgh 1990, Silva *et al.* 1995, Gomes 1998), não foram observadas diferenças de crescimento entre os tamanhos. A menor entrada de luz, a predominância de clareiras pequenas (Costa & Mantovani 2001, Davinson 2009) com espécies similares às de sub-bosque (Davison 2009), a inclusão dos indivíduos menores na análise (como DAP a partir de 2,5 cm) e a presença de indivíduos mais tardios na floresta, que, de forma geral, apresentam crescimento mais lento (Worbes 1989, Welden *et al.* 1991, Felfilli 1995, Condit *et al.* 1999) podem estar relacionados com o crescimento observado. Lieberman e colaboradores (1990) constataram em florestas neotropicais que muitas plantas não tiveram crescimento diamétrico ao longo de 30 anos. As taxas de crescimento são bem variáveis o que está relacionado às diferentes condições ambientais, à história de vida e aos fenótipos das espécies e dos indivíduos (Swaine *et al.* 1987a, Worbes 1989, Sheil 1995a, Silva *et al.* 1995).

A baixa estatura das árvores de dossel de florestas tropicais montanas pode se dever também à alta rotatividade (Herwitz & Young 1994). Como esperado, as plantas menores foram as mais dinâmicas, com o maior recrutamento, entretanto, as maiores também apresentaram as maiores taxas de mortalidade, como observado em outra área do Parque (Gomes 1998). Nessa área, Penhalber (1995) observou maior dinâmica e menor chance de sobrevivência das plântulas.

As maiores taxas de mortalidade, quantificadas nas classes extremas de tamanho, podem refletir a fragilidade das plantas pequenas (Salles & Schiavini 2007), mais propensas a danos letais (Sheil *et al.* 2000), e das árvores maiores, como pioneiras senescentes, na competição com outras plantas da comunidade (Felfili 1995). Como as plantas tardias predominam na comunidade, ainda que as iniciais apresentem declínio evidente, não é correto afirmar que essa mortalidade deva-se apenas à morte de plantas iniciais, pelo menos no período estudado, mas também à morte de tardias que apresentaram considerável porcentagem de mortos no período.

Em análise de fotografias aéreas do parque (Peccinini & Pivello 2002), é possível observar que nas imagens de 1953/55, 1977 e 1994 a área florestal que abrange o local de estudo é classificada como Floresta com Dossel Heterogêneo e Porte Alto pelos autores, no entanto, na imagem de 1962/65 como Floresta com Dossel Heterogêneo e Porte Baixo. A morte de exemplares grandes ocasionada por perturbações pretéritas (Struffaldi 1985, Gomes 1992, 1998) pode ter favorecido a entrada de luz no estrato inferior da floresta, uma maior rotatividade das plantas de menor porte e a maior mortalidade das trepadeiras, principalmente as lenhosas (lianas). A manutenção das lianas depende fortemente da disponibilidade de árvores de grande porte na floresta (Engel *et al.* 1998, Phillips *et al.* 2005).

A área apresenta lianas com diâmetros maiores do que 20 cm, indicativo de florestas maduras, e, como observado por Villagra (2008), maior diversidade e conservação, em comparação a outras áreas já estudadas. As trepadeiras foram as mais dinâmicas, como também observado em outros estudos (Wright 2004, Phillips *et al.* 2005), com os menores tempos estimados para dobrar e reduzir à metade o número de indivíduos. Penhalber (1995) constatou que plantas dessa sinúcia foram as que produziram a maior quantidade de propágulos em área do parque, o que favoreceria um maior recrutamento. Por sua vez, o difícil estabelecimento das mesmas, principalmente em florestas mais maduras (Engel 1998, Schnitzer 2005), diminuiria o recrutamento das maiores, como aqui constatado. Ainda que

menos abundantes, as trepadeiras apresentaram a maior diminuição de área basal, sendo responsáveis por 36% da redução total observada na comunidade, ao contrário das plantas da comunidade arbustivo-arbórea que apresentaram o recrutamento maior do que a redução no período. O amadurecimento da área poderia estar relacionado com essa diminuição, entretanto, apenas as lianas maiores, já estabelecidas, apresentaram maiores taxas de mortalidade, com tendência ao declínio.

O dinamismo observado parece estar associado às condições e aos recursos ambientais locais. A área do Parque está conservada desde 1893 e a área amostrada não sofre alteração de uso há pelo menos 60 anos (Peccinini & Pivello 2002). Variações da disponibilidade de água, temperatura (Feeley *et al.* 2011), luz e nutrientes minerais estão correlacionadas com mudanças na dinâmica das comunidades vegetais (Machado & Oliveira-Filho 2010).

O solo do Parque é muito ácido e pobre em nutrientes (Struffaldi De Vuono 1985, Gomes 1992), entretanto, é similar ao de outras áreas com florestas desenvolvidas (Gomes, 1992), o que não estabelece uma relação clara de causa e efeito. Não pode ser descartado o fato de que a vegetação do Parque esteve sujeita às emissões de gases de uma siderúrgica vizinha por aproximadamente 60 anos. A esses, Struffaldi-De-Vuono (1985) atribuiu o estado degradado de parte da vegetação. A área recebe até hoje poluição atmosférica oriunda de sua matriz totalmente urbanizada. Entretanto, os estudos realizados até o momento não permitem uma inferência forte relacionada a esse fator (Bicudo *et al.* 2002, Domingos *et al.* 2002, Moraes 2002).

A maior mortalidade das árvores e das lianas possivelmente está associada com alterações do clima (Hubbell & Foster, 1990, Condit *et al.* 1996a,b, Curran *et al.* 1999, Rolim *et al.* 1999, Nepstad *et al.* 2007, Feeley *et al.* 2011). Condições climáticas anormais são limitantes para a regeneração florestal (Silveira & Silva 2010) e para o desenvolvimento vegetal, podendo resultar em diminuição do crescimento e maior mortalidade dos indivíduos

(Oliveira-Filho & Fontes 2000, Oliveira 2001, Gomes *et al.* 2003, Schnitzer 2005, Nepstad *et al.* 2007).

Mudanças significativas da precipitação e temperatura são observadas no sudeste brasileiro. Os padrões pluviométricos da região são os que apresentam as maiores irregularidades (Sant'Anna Neto 2005). Na cidade de São Paulo, as chuvas estão mais concentradas e o total anual de precipitação está aumentando ao longo dos anos, com crescimento significativo do volume diário médio de chuvas (Dufek & Ambrizzi 2008, Salvador & Santos 2010, Dias *et al.* 2013). Em 79 anos (1933-2011) de monitoramento da precipitação no próprio Parque, verificou-se que o mês de julho de 2008 foi o mais seco, enquanto que o mês de janeiro de 2010 (segundo ano mais chuvoso de toda a série) foi o que apresentou a maior pluviosidade (Camargo 2012).

Variações climáticas e hidrológicas interanuais, relacionadas a fenômenos de El Niño Oscilação Sul (ENOS) (Holmgren *et al.* 2001, Marengo 2007, Nobre *et al.* 2007, Seneviratne *et al.* 2012) ou a variabilidades do Atlântico tropical e subtropical, estão associadas a ocorrência de extremos nas regiões brasileiras (Marengo 2007, Marengo & Valverde 2007). Eventos de El Niño estão relacionados a um aumento na precipitação e frequência de chuvas intensas nas regiões do sudeste e sul do Brasil e diminuição nas regiões da Amazônia e nordeste, enquanto que a La Niña está relacionada à secas prolongadas na região sul. Todas as regiões apresentam temperaturas do ar mais elevadas durante eventos de El Niño. No entanto, um maior aquecimento é observado em grandes cidades, como São Paulo e Rio de Janeiro, podendo esse estar associado aos efeitos de urbanização e as ilhas de calor formadas (Marengo 2007).

A concentração das chuvas e as ondas de calor podem estar diminuindo a disponibilidade de água no ambiente e, conseqüentemente, aumentando a mortalidade de espécies fisiologicamente sensíveis (Feeley *et al.* 2011, Handmer *et al.* 2012), o que necessita ser verificado. Nos estádios mais avançados da sucessão ecológica de uma floresta, como a

estudada, a demanda por água é maior, pois maiores são as taxas de evapotranspiração (Silveira & Silva 2010). Para árvores, o total de dias seguidos sem chuva é mais importante do que o total anual (Oliveira 2001). Em experimento com simulação de seca, as árvores do dossel e as lianas foram as mais vulneráveis (Nepstad *et al.* 2007). Ainda que as lianas tenham maior vantagem competitiva (Schnitzer 2005), elas dependem de suportes bem desenvolvidos para o seu sucesso (Phillips *et al.* 2005).

Ainda que o fragmento estudado demonstre progressão em direção a um estágio avançado de regeneração como discutido inicialmente, são necessários estudos que avaliem diretamente os fatores aqui levantados como potenciais responsáveis pela dinâmica observada.

5. Considerações Finais

O remanescente estudado encontra-se em estágio avançado de regeneração, com composição florística representada principalmente por espécies florestais de áreas maduras. A nova coleta e identificação das plantas possibilitou o levantamento de um número considerável de espécies ameaçadas e raras, antes subestimado. Grande parte das espécies identificadas, incluindo ameaçadas, não consta no plano de manejo do parque, que poderá ser atualizado com essas informações.

As diferenças temporais existentes, ainda que pouco perceptíveis em relação à estrutura da comunidade, estiveram associadas com a progressão da floresta para estádios mais avançados. As plantas iniciais estiveram em declínio ao contrário das tardias que apresentaram o maior recrutamento. Com o estudo de diferentes classes de tamanho e formas de vida foi possível constatar que as trepadeiras foram as mais rotativas e as plantas de menor tamanho da comunidade arbustivo-arbórea as mais dinâmicas, como esperado. Entretanto, as plantas da maior classe de tamanho também apresentaram a maior mortalidade.

A ausência de árvores maiores, tanto em diâmetro como em altura, e o declínio das lianas na comunidade podem estar relacionados com os recursos e condições locais, como a temperatura e a precipitação. A disponibilidade de água pode estar interferindo no crescimento, na sobrevivência e consequentemente no estabelecimento de plantas de maior porte na floresta. De forma semelhante, a poluição atmosférica ou as condições edáficas podem estar limitando o desenvolvimento das plantas, hipóteses que precisam ser testadas.

Apesar de isolado e com entorno totalmente urbanizado, o remanescente mantém importante fonte de propágulos. O monitoramento permanente da comunidade e das populações existentes poderá esclarecer como a diversidade relaciona-se com a resiliência do ecossistema e com os possíveis fatores perturbadores da floresta.

REFERÊNCIAS

- ALVES, L. F. & METZGER, J. P. 2006. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6: 1-26.
- ARZOLLA, F. A. R. D. P. 2011. Florestas secundárias e a regeneração natural de clareiras antrópicas na Serra da Cantareira, SP. 141p. Tese de Doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.
- ARZOLLA, F. A. R. D. P., VILELA, F. E. S. P., PAULA, G. C. R., SHEPHERD, G. J., DESCIO, F. & MOURA, C. 2011. Composição florística e a conservação de florestas secundárias na Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. *Revista do Instituto Florestal* 23: 149-171.
- BARROS, F., MAMEDE, M.C.H., MELO, M.M.R.F., LOPES, E.A., JUNG-MENDAÇOLLI, S.L., KIRIZAWA, M., MUNIZ, C.F.S., MAKINO-WATANABE, H., CHIEA, S.A.C. & MELHEM, T.S. 2002. In: Bicudo, D. C., FORTI, M. C., BICUDO, C. E. M. (Org.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 93-110.
- BERNACCI, L. C., FRANCO, G. A. D. C., ÀRBOCZ, G. F., CATHARINO, E. L. M., DURIGAN, G. & METZGER, J. P. 2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). *Revista do Instituto Florestal* 18: 121-166.
- BICUDO, D. C., FORTI, M. C., CARMO, C. F., BOUROTTE, C., BICUDO, C. E. M., MELFI, A. T. & LUCAS, Y. 2002. In: Bicudo, D.C.; Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 162-201.
- BRASIL. 2008. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, v. 145, n. 185, 24 set. 2008. Seção 1, p. 75-83.
- BROWN, S. & LUGO, A. E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes. *Turrialba* 15: 40-42.

- CAMARGO, R. (Coord.). 2012. 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, 16: 1-63.
- CARVALHO, F. A. & FELFILI, J. M. 2011. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica*. 25(1): 203-214.
- CARVALHO, P. G., MELLIS J. V., ASCENÇÃO, 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. As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil). 2006. 230p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- 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.
- CHAZDON, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6: 51-71.
- CHAZDON, R. L., LETCHER, S. G, 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* 362: 273-289.
- CRIA 2014. CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL. Species-link in: <http://www.splink.org.br>.
- COLOMBO, A. F. & JOLY, C. A. 2010. Brazilian Atlantic Forest Lato Sensu: the Most Ancient Brazilian Forest, and a Biodiversity Hotspot, Is Highly Threatened by Climate Change. *Brazilian Journal of Biology* 70(3): 697-708.
- CONDIT, R., ASHTON, P. S., MANOKARAN, N., LAFRANKIE, J. V, HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1999. Dynamics of the forest communities at Pasoh and Barro Colorado: comparing two 50-ha plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 354: 1739–1748.
- CONDIT, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1996a. Assessing the Response of Plant Functional Types to Climatic Change in Tropical Forests Richard Condit; Stephen P. Hubbell; Robin B. Foster. *Journal of Vegetation Science* 7: 405-416.

- CONDIT, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1996b. Changes in Tree Species Abundance in a Neotropical Forest: Impact of Climate Change. *Journal of Tropical Ecology* 12(2): 231-256.
- COSTA, M. P. D. & MANTOVANI, W. 1992. Composição e estrutura de clareiras em mata mesófila na bacia de São Paulo, SP. *Revista do Instituto Florestal* 4: 178-183.
- CURRAN, L. M., CANIAGO, I., PAOLI, G. D., ASTIANTI, D. KUSNETI, M., LEIGHTON, M., NIRARITA, C. E. & HAERUMAN, H. 1999. Impact of El Niño and Logging on Canopy Tree Recruitment in Borneo. *Science* 286: 2184-2188.
- 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.
- DENSLOW, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest succession trees. *Biotropica* 12: 47-55.
- DIAS, M. A. F. S., DIAS, J., CARVALHO, L. M. V., FREITAS, E. D. & DIAS, P. L. S. 2013. Changes in extreme daily rainfall for São Paulo, Brazil. *Climatic Change* 116: 705–722.
- DOMINGOS, M., BOUROTTE, C., KLUMPP, A., KLUMPP, G. & FORTI, M. C. 2002. Impactos de poluição atmosférica sobre remanescentes florestais. In: Bicudo, D.C.; Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 222-251.
- DUFEK, A. S. & AMBRIZZI, T. 2008. Precipitation variability in São Paulo State, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology* 93: 167-178.
- EISENLOHR, P. V. 2008. Composição florística e aspectos ecológicos de comunidades arbóreas adjacentes a trilhas em duas áreas de Floresta Atlântica do sudeste brasileiro. 186p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- EISENLOHR, P. V., MELO, M. M. R. F. & SILVA, A. V. 2009. Trilhas afetam comunidades arbóreas florestais? Dois levantamentos na Floresta Atlântica do sudeste brasileiro. *Hoehnea* 36: 293-302.
- ENGEL, V. L., FONSECA, R. C. B. & OLIVEIRA, R. E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. *Série técnica IPEF* 12: 43-64.
- FAO. 2010. Global Forest Resources Assessment 2010 Main report. FAO Forestry Paper 163, Rome, Italy: FAO, 340p.
- FARAH, F. T. 2009. Vinte anos de dinâmica em um hectare de floresta estacional semidecidual. 124p. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- FEELEY, K. J.; DAVIES, S. J.; PEREZ, R; HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 2011. Directional changes in the species composition of a tropical forest. *Ecology* 92(4): 871–882.
- FELFILI, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology* 11: 67-83.
- 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 (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 49-62.
- FINEGAN, B. 1996. Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: the first 100 years of sucession. *Tree* 11: 119-124.
- FORZZA, R. C., STEHMANN, J. R., NADRUZ, M. (Coord.). 2013. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 15 out. 2013.
- FRANCO, G.A.D.C., SOUZA, F.M., IVANAUSKAS, N.M., MATTOS, I.F.A., BAITELLO, J.B., AGUIAR, O.T., CATARUCII, A.F. M. & POLISEL, R.T. 2007. Importance of Embu (SP, Brazil) forest fragments to conservation of regional flora. *Biota Neotropica* 7: 145-161.
- GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campina (São Paulo, Brasil). 520p. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- GANDOLFI, S., LEITÃO FILHO, H. F. & BEZERRA, C. L. F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55:753-767.
- GENTRY, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15:1-84 apud PHILLIPS, O. L & MILLER, J. S. 2002. Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis. 319 p.
- GENTRY, A. H. & TERBORGH, J. 1990. Composition and Dynamics of the Cocha Cashu "Mature" Floodplain Forest. In: Gentry, A.H. (ed.). *Neotropical Forests*. Yale University Press, New Haven.
- GOMES, E. P. C. 1992. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. 143p. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GOMES, E. P. C. 1998. Dinâmica do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. 312p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- GOMES, E.P.C. & MANTOVANI, W. 2001. Size structure of six tree populations in a subtropical rain forest in southeastern Brazil. *Naturalia* 26: 131-158.
- GOMES, E. P. C., MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. Y. 2002. Dinâmica da floresta no P.E.F.I. In: Bicudo, D. C., FORTI, M. C., BICUDO, C. E. M. (Org.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 111-132.
- GOMES, E. P. C., MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 35-45.
- GUARATINI, M. T. G., GOMES, E. P. C., TAMASHIRO, J. Y. & RODRIGUES, R. R. 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31: 323-337.
- GUARIGUATA, M. R. & OSTERTAG, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- HANDMER, J., Y. HONDA, Z.W. KUNDZEWICZ, N. ARNELL, G. BENITO, J. HATFIELD, I.F. MOHAMED, P. PEDUZZI, S. WU, B. SHERSTYUKOV, K. TAKAHASHI, AND Z. YAN. 2012. Changes in impacts of climate extremes: human systems and ecosystems. In: Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor & P.M. Midgley (eds.) *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, p. 231-290.
- HERWITZ, S. R. & YOUNG, S. S. 1994. Mortality, recruitment, and growth rates of Montane Tropical Rain Forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, Northeast Queensland, Australia. *Biotropica* 26: 350-361.
- HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M. & PIFANO, D. S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. *Revista Árvore* 32: 417-426.
- HIRATA, J. K. R. 2006. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de trilhas do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. 93p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.

- HIRATA, J. K. R., MELO, M. M. R. F. & EISENLOHR, P. V. 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.
- HOLMGREN, M., SCHEFFER, M., EZCURRA, E., GUTIÉRREZ, J. R. & MOHREN, G. M. J. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 89-94.
- HUBELL, S. P. 2004. Two decades of research on the BCI forest dynamics plot: where we have been and where we are going. In: Losos, E. C. & Leigh, E. G. J. (eds.) *Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network*. University of Chicago Press, Chicago, p.3-7.
- HUBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1992. Short-term dynamics of a Neotropical forest: Why ecological research matters to tropical conservation and management. *Oikos* 63: 48-61.
- IUCN. 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 16 nov. 2013.
- IVANAUSKAS, N. M., RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis* 56: 83-99.
- KNOBEL, M.G. 1995. Aspectos da regeneração natural do componente arbóreo-arbustivo, de trecho de floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica em São Paulo, SP. 128p. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- KÖRNER, C. 2004. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359: 493-498.
- LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; ANDRADE, A.; FEARNSIDE, P. M.; REBELLO, E. R. G. & CONDIT, R. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science* 20: 323–333.
- LAVELL, A., OPPENHEIMER, M., DIOP, C., HESS, J., LEMPERT, R., LI, J., MUIR-WOOD, R. & MYEONG, S. 2012. Climate change: new dimensions in disaster risk, exposure, vulnerability, and resilience. In: Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.). *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change ADAPtation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge and New York, p. 25-64.

- LIBANO, A. M. & FELFILI, J. M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20: 927-936.
- LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G.S.; LIEBERMAN, M. & PERALTA R. 1990. Forest Dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: Gentry, A.H. (ed.). 1990. Four neotropical forests. Yale University Press, New Haven.
- LOSOS, E. C. & LEIGH, E. G. J. (eds.). 2004. Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network. University of Chicago. 688p.
- MACHADO, E.L.M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica* 24: 250-261.
- MARENGO J, A. (Coord.). 2007. Caracterização do clima no Século XX e Cenários Climáticos no Brasil e na América do Sul para o Século XXI derivados dos Modelos Globais de Clima do IPCC, Relatório 1, Ministério do Meio Ambiente-MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF, Diretoria de Conservação da Biodiversidade – DCBio. Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade - Sub projeto: Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI. Brasília. 182p.
- MARENGO, J. A., VALVERDE, M. C. 2007. Caracterização do clima no Século XX e Cenários Climáticos no Brasil e na América do Sul para o Século XXI derivados dos Modelos Globais de Clima do IPCC AR4. *Multiciência* 8: 1-28.
- MARTINELLI, G. & MORAES, M. A. 2013. Livro Vermelho da Flora do Brasil. Rio de Janeiro : Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1100 p.
- MARTINI, A.M.Z.; LIMA, R.A.F.; FRANCO, G.A.D.C. & RODRIGUES, R.R. 2008. The need for full inventories of tree modes of disturbance to improve forest dynamics comprehension: An example from a semideciduous forest in Brazil. *Forest Ecology and Management* 255: 1479 - 1488.
- MELHEM , T. S., GIULIETTI, A. M., FORERO, E., BARROSO, G. M., SILVESTRE, M. S. F., JUNG, S. L., MAKINO, H., MELO, M. M. R. F., CHIEA, S. C., WANDERLEY, M. G. L., KIRIZAWA, M. & MUNIZ, C. 1981. Planejamento para a elaboração da “Flora Fanerogâmica da Reserva do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo, Brasil)”. *Hoehnea* 9: 63-74.
- MELO, M. M. R. F. 2000. Demografia de árvores em Floresta Pluvial Tropical Atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. 155p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

- MIGUEL, A., MARIMON, B.S., OLIVEIRA, E.A., MARACAHIPES, L. & MARIMON-JUNIOR, B.H. 2011. Woody community dynamics of a gallery forest in the transition Cerrado-Amazon Forest in Eastern Mato Grosso, over a seven year period (1999 to 2006). *Biota Neotropica* 11: 53-61.
- 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 (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p.134-143.
- NASTRI, V. D. F., CATHARINO, E. L. M., ROSSI, L., BARBOSA, L. M., PIRRÉ, E., BEDINELLI, C., ASPERTI, L. M., DORTA, R. DE O. & DA COSTA, M. P. 1992. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programa de educação ambiental. *Revista do Instituto Florestal* 4: 219-225.
- NEPSTAD, D. C., TOHVER, I. M., RAY, D., MOUTINHO, P. & CARDINOT, G. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon Forest. *Ecology* 88: 2259–2269.
- NOBRE, C. A, SAMPAIO, G. & SALAZAR, L. 2007. Mudanças climáticas e Amazônia. *Ciência e Cultura* 59: 22-27.
- NORDEN, N., CHAZDON, R. L., CHAO, A., JIANG, Y. H. & VÍLCHEZ-ALVARADO, B. 2009. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12: 385-394.
- NUNES, Y. R. F., MENDONÇA, A. V. R., BOTEZELLI, L., MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasilica* 17: 213-229.
- O'BRIEN, K., PELLING, M., PATWARDHAN, A., HALLEGATTE, S., MASKREY, A., OKI, T., OSWALD-SPRING, U., WILBANKS, T. & YANDA, P. Z. 2012. Toward a sustainable and resilient future. In: Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.). *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change ADAPtation: A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge and New York, p. 437-486.
- OLIVEIRA, A. A. 2001. Diversidade e Conservação de Árvores. In: Oliveira, A. A.; Daly, D. C. (Org.). *Florestas do Rio Negro*. São Paulo: Companhia das Letras, p. 89-117.

- OLIVEIRA FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORRÊA, B. S. & ALVES, J. M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). *Revista Brasileira de Botânica* 30: 149-161.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- PAULA, A., SILVA, A. F., MARCO JÚNIOR, P., SANTOS, F. A. M. & SOUZA, A. L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18: 407- 423.
- PECCININI, A. A. 2000. Caracterização de fragmentos de mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): subsídios para a conservação biológica. 114p. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PECCININI, A.A. & PIVELLO, V.R. 2002. Histórico do Uso das terras e Condição da Vegetação no PEFI. In: Bicudo, D.C.; Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 251-258.
- PIVELLO, V.R. & PECCININI, A.A. 2002. A vegetação do PEFI. In: Bicudo, D.C.; Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (Org.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. p. 77-93.
- PENHALBER, E. F. 1995. Fenologia, Chuva de Sementes e Estabelecimento de Plântulas em um Trecho de Mata em São Paulo. 124p. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- PENHALBER, E. F. & MANTOVANI, W. 1997. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 20: 205-220.
- PHILIPPI, T. E., DIXON, P. M. & TAYLOR, B. E. 1998. Detecting trends in species composition. *Ecological Applications* 8: 300–308.
- PHILLIPS, O. L. 1996. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environmental Conservation* 23: 235-248.
- PHILLIPS, O. L. & GENTRY, A. H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.

- PHILLIPS, O. L., MARTÍNEZ, R. V., MENDOZA, A. M., BAKER, T. R. & VARGAS, P. N. 2005. Large lianas as hyperdynamic elements of the tropical forest canopy. *Ecology* 86: 1250-1258.
- PHILLIPS, O. L. & MILLER, J. S. 2002. Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis. 319 p.
- R CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>.
- RAMOS, E., TORRES, R. B., VEIGA, R. F. A. & JOLY, C. A. 2011. Estudo do componente arbóreo de dois trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). *Biota Neotropica* 11: 313-335.
- RODRIGUES, R. R. (Coord.) 2006. Diversidade, dinâmica e conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40 ha de parcelas permanentes. 4º Relatório Temático do Projeto Parcelas Permanentes - Parte II - Fatores abióticos. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/old/parcelas/relatorio2005/parteII.pdf>>. Acesso em: 01 de maio de 2012.
- RODRIGUES, R. R., LIMA, R. A. F., GANDOLFI, S. & NAVE, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242-1251.
- ROLIM, S. G., COUTO, H. T. Z. & JESUS, R. M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). *Scientia Forestalis* 55: 49-69.
- RUSCHEL, A. R.; MANTOVANI, M.; REIS, M. S. & NODARI, R. O. 2009. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. *Revista Árvore* 33: 101-115.
- SAKURAGUI, C. M. 2001. Biogeografia de *Philodendron* seção *Calostigma* (Schott) Pfeiffer (Araceae) no Brasil. *Acta Scientiarum* 23: 561-569.
- SALLES, J. C. & SCHIAVINI, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botanica Brasilica* 21: 223-233.
- SALVADOR, M. A. & SANTOS, L. S. F. C. 2010. Análise da precipitação na cidade de São Paulo no período 1961-2009. *Revista Brasileira de Climatologia* 7: 7-20.
- SANT'ANNA NETO, J. L. 2005. Decálogo da Climatologia do Sudeste Brasileiro. *Revista Brasileira de Climatologia* 1: 43-60.

- SÃO PAULO (Estado). 2004. Resolução SMA 48 de 21 de setembro de 2004. Publica a lista das espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçada de extinção. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, v. 114, n. 179, 22 set. 2004. Seção I, p. 26-33.
- SÃO PAULO (Estado). 2006. Secretaria do Meio Ambiente. 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 Ecodesenvolvimento. Plantec/Unicamp-LAPLA/Instituto de Botânica. 256 p.
- SÃO PAULO (Estado). 2008. Secretaria do Meio Ambiente. Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. São Paulo: Plantec/Unicamp-LAPLA/Instituto de Botânica. 256 p.
- SANTOS, A. C. L. 2008. Composição florística e estrutura da comunidade de epífitas vasculares associadas a trilhas no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. 56p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- SANTOS, A. C. L., MELO, M. M. R. F. & EISENLOHR, P. V. 2010. Trilhas podem influenciar a composição florística e a diversidade de epífitas na Floresta Atlântica? *Hoehnea* 37: 743-754.
- SCHNITZER, S. A. 2005. A mechanistic explanation for global patterns of liana abundance and distribution. *The American Naturalist* 166: 262-276.
- SENEVIRATNE, S.I., NICHOLLS, N., EASTERLING, D., GOODESS, C.M., KANAE, S., KOSSIN, J., LUO, Y., MARENGO, J., MCINNES, K., RAHIMI, M., REICHSTEIN, M., SORTEBERG, A., VERA, C. & ZHANG, X. 2012. Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.). *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge and New York, p. 109-230.
- SHEIL, D. 1995a. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. *Forest Ecology and Management* 77: 11-34.
- SHEIL, D. 1995b. Evaluating turnover in tropical forests. *Science* 268: 894-895.
- SHEIL, D., BURSLEM, D. F. R. P. & ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rates measures. *Journal of Ecology* 83: 331-333.
- SHEIL, D., JENNINGS, S. & SAVILL, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 765-800.

- SILVA, M. R. & ARAUJO, G. M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 23: 49-56.
- SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, C. A., ALMEIDA, B. F., COSTA, D.H.M., OLIVEIRA, L.C., VANCLAY, J.K. & SKOVSGAARD, J.P. 1995. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management* 71: 267-274.
- SILVEIRA, C. S. & SILVA, V. V. 2010. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geoecológica através de SIG. *Revista Árvore* 34: 1025-1034.
- SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. 2013. Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2011-2012, São Paulo, 61p.
- STRUFFALDI-DE-VUONO, Y. S. 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo-SP). 213p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SWAINE, M. D., HALL, J. B. & ALEXANDER I. J. 1987a. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). *Journal of Tropical Ecology* 3: 331-345.
- SWAINE, M. D., LIEBERMAN, D. & PUTZ, F. E. 1987b. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3: 359-366.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999. Clareiras naturais e riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 251-261.
- TANUS, M. R. 2011. Florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva e o efeito de borda em trecho de mata atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. 48p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- 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.
- VALERIANO, D. D. B. 2010. Dinâmica da Floresta Ombrófila Mista Alto Montana, Campos do Jordão, SP. 176p. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- VILLAGRA, B. L. P. 2008. Diversidade florística e estrutura da comunidade de plantas trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. 151p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.

- TONIATO, M. T. Z. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management* 198: 319–339.
- WELDEN, C. W., HEWETT, S. W., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. *Ecology* 72(1): 35-50.
- WHITMORE, T. C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.
- WORBES, M. 1989. Growth rings, increment and age of trees in inundation forests, savannas and a mountain forest in the neotropics. *IAWA Bulletin* 10: 109-122.
- WRIGHT, S. J., CALDERÓN, O., HERNANDÉZ, A. & PATON, S. 2004. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from Panama. *Ecology*, 85 484-489.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3 ed. New Jersey: Prentice-Hall. 662 p.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Listagem das famílias, espécies e grupos sucessionais identificados em remanescente florestal no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. GS/H = Grupo Sucessional/Hábito (T = tardia, I = inicial, Trep. = trepadeira, HE = Hemiepífita), N° Col. = número do coletor H. Kondrat. Categorias de ameaça “Em Perigo” = *, “Vulnerável” = ** (São Paulo 2004, IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013). Espécie exótica = #.

Família	Espécie	GS/ H	N° Col.
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	I	205
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	I	141
Annonaceae	<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr. **	T	176
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	T	230
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	T	27
Apocynaceae	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	T	184
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	I	183
Araceae	<i>Philodendron appendiculatum</i> Nadrusz & Mayo	He	91
Araliaceae	<i>Dendropanax exilis</i> (Toledo) S.L.Jung	T	105
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	T	56
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart. **	T	
Arecaceae	<i>Geonoma gamiova</i> Barb.Rodr.	T	
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	T	
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	I	
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	I	
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	I	200
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	I	197
Burseraceae	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	I	188
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	T	177
Celastraceae	<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Trep	128
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	T	186
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Trep	12
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	T	202
Chrysobalanaceae	<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	T	191
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	T	111
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	T	187
Cyatheales	<i>Cyatheales</i> sp.1	T	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	T	58
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	T	195
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum. *	T	14
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	T	6
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	I	213
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	I	168
Fabaceae	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	I	98
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	I	63

(continuação APÊNDICE A)

Família	Espécie	GS/ H	Nº Col.
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	I	118
Fabaceae	<i>Inga sellowiana</i> Benth. *	I	192
Fabaceae	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	I	59
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Trep	16
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	I	190
Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	I	173
Lauraceae	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	T	217
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	T	107
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	T	2
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	T	224
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	T	204
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	T	161
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	T	57
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez **	T	90
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	T	203
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	T	142
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	T	175
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer *	T	196
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	T	64
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	T	193
Lauraceae	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	T	189
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> Kuntze	T	174
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.	I	76
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	T	101
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	T	170
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	I	15
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC. **	T	134
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	I	181
Meliaceae	<i>Trichilia silvatica</i> C.DC. **	T	130
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	T	71
Monimiaceae	<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	T	229
Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i> Taub. *	T	13
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	I	
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb. *	I	74
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	T	79
Myrtaceae	<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	T	78
Myrtaceae	<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	I	226
Myrtaceae	<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	T	5
Myrtaceae	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	T	216
Myrtaceae	<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	T	156
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk. **	T	169
Myrtaceae	<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	T	7
Myrtaceae	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	T	33
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	T	165
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand *	T	129
Myrtaceae	<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	T	149
Myrtaceae	<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	T	209
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	T	125

Família	Espécie	GS/ H	Nº Col.
Myrtaceae	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	T	163
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	T	154
Myrtaceae	<i>Myrcia citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	T	152
Myrtaceae	<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	T	153
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	I	96
Myrtaceae	<i>Myrcia oblongata</i> DC. **	I	212
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	T	99
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	I	228
Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	T	155
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk. **	T	147
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	T	227
Myrtaceae	<i>Myrtaceae</i> sp.1		
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	T	83
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	I	115
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	I	214
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	T	88
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	T	139
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	T	166
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	I	75
Phyllanthaceae	<i>Gonatogyne brasiliensis</i> (Baill.) Müll.Arg.	T	85
Piperaceae	<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	I	194
Podocarpaceae	<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl. *	T	172
Primulaceae	<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	I	179
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	I	220
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	I	223
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	I	167
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L. #	T	41
Rubiaceae	<i>Cordia myrciifolia</i> (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	T	151
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	T	18
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	T	127
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> Roem. & Schult.	I	207
Rubiaceae	<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	T	182
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	T	215
Rubiaceae	<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	T	160
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	T	11
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	I	62
Salicaceae	<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	I	93
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	I	81
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	I	171
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	I	222
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	I	225
Sapindaceae	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	I	201
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	T	221
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma *	T	1
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	I	80
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	T	208

APÊNDICE B - Espécies existentes em 2006 que não estavam identificadas nas parcelas permanentes. Grupo Sucessional/Hábito (GS/H): T = tardia, I = inicial. Trep. = trepadeira. Categorias de ameaça “Em Perigo” = *, “Vulnerável” = ** (São Paulo 2004, IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013).

Família	Espécie	GS/H	
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	I	
Annonaceae	<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr.	T	**
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	T	
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	T	**
Celastraceae	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	T	
Celastraceae	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Trep.	
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	T	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	T	*
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	I	
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Trep.	
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	I	
Lauraceae	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	T	
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	T	
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	T	
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	T	
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	T	
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	T	
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.	I	
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	T	
Meliaceae	<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	T	**
Monimiaceae	<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	T	
Moraceae	<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	T	*
Myrtaceae	<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	T	**
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	T	*
Myrtaceae	<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	T	
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	I	
Myrtaceae	<i>Myrcia oblongata</i> DC.	I	**
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	I	
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	T	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	T	
Phyllanthaceae	<i>Gonatogyne brasiliensis</i> (Baill.) Müll.Arg.	T	

(continuação APÊNDICE B)

Família	Espécie	GS/H
Piperaceae	<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	I
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	T
Salicaceae	<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	I
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	I
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	I
Vochysiaceae	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	T

APÊNDICE C - Espécies identificadas que não constam no Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. Grupo Sucessional/Hábito (GS/H): T = tardia, I = inicial. Trep. = trepadeira. Categorias de ameaça “Em Perigo” = *, “Vulnerável” = ** (São Paulo 2004, Brasil 2008, IUCN 2013, Martinelli & Moraes 2013).

Família	Espécie	GS/H	
Annonaceae	<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr.	T	**
Araliaceae	<i>Dendropanax exilis</i> (Toledo) S.L.Jung	T	
Araliaceae	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	T	
Arecaceae	<i>Geonoma gamiova</i> Barb.Rodr.	T	
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	T	
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	Trep.	
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	T	*
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	T	
Lauraceae	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	T	
Lauraceae	<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	T	
Lauraceae	<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	T	
Lauraceae	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	T	
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	T	
Lauraceae	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	T	**
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	T	
Lauraceae	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	T	
Lauraceae	<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	T	
Fabaceae	<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	I	
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	I	
Melastomataceae	<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.	I	
Melastomataceae	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	T	
Meliaceae	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	T	**
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	I	
Myrtaceae	<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	T	**
Myrtaceae	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	T	
Myrtaceae	<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	T	*
Myrtaceae	<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	T	
Myrtaceae	<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	T	

(continuação APÊNDICE C)

Família	Espécie	GS/H	
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia oblongata</i> DC.	I	**
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	I	
Myrtaceae	<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	T	
Myrtaceae	<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	T	**
Myrtaceae	<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	T	
Myrtaceae	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	I	
Myrtaceae	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	T	
Phyllanthaceae	<i>Gonatogyne brasiliensis</i> (Baill.) Müll.Arg.	T	
Primulaceae	<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	I	
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	T	
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	T	
Rubiaceae	<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	T	
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> Roem. & Schult.	I	
Rubiaceae	<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	T	
Rubiaceae	<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	T	
Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	T	*

APÊNDICE D - Descritores fitossociológicos das famílias da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq 2,5$ cm em 2012. DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa.

Famílias	DA (ind./ha)	DR (%)	DoA(m²/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
Myrtaceae	1130	29.66	4.43	16.33	100	7.69	17.89
Rubiaceae	650	17.06	1.94	7.14	100	7.69	10.63
Sapindaceae	240	6.3	1.82	6.71	100	7.69	6.9
Arecaceae	180	4.72	2.84	10.49	70	5.38	6.87
Lauraceae	230	6.04	1.83	6.77	100	7.69	6.83
Meliaceae	320	8.4	0.9	3.32	90	6.92	6.21
Boraginaceae	120	3.15	1.92	7.07	60	4.62	4.94
Sapotaceae	170	4.46	0.58	2.13	90	6.92	4.5
Apocynaceae	50	1.31	1.59	5.86	50	3.85	3.67
Euphorbiaceae	100	2.62	0.67	2.48	50	3.85	2.98
Fabaceae	70	1.84	0.66	2.43	50	3.85	2.7
Elaeocarpaceae	80	2.1	0.36	1.32	60	4.62	2.68
Anacardiaceae	20	0.52	1.53	5.65	20	1.54	2.57
Annonaceae	60	1.57	0.93	3.42	30	2.31	2.43
Podocarpaceae	50	1.31	0.54	2.01	50	3.85	2.39
Melastomataceae	30	0.79	0.82	3.03	30	2.31	2.04
Salicaceae	30	0.79	0.74	2.72	30	2.31	1.94
Araliaceae	50	1.31	0.13	0.46	30	2.31	1.36
Vochysiaceae	10	0.26	0.8	2.97	10	0.77	1.33
Chrysobalanaceae	40	1.05	0.23	0.84	20	1.54	1.14
Moraceae	20	0.52	0.36	1.31	20	1.54	1.13
Primulaceae	10	0.26	0.57	2.12	10	0.77	1.05
Peraceae	10	0.26	0.45	1.65	10	0.77	0.89
Nyctaginaceae	30	0.79	0.09	0.34	20	1.54	0.89
Burseraceae	20	0.52	0.09	0.34	20	1.54	0.8
Olacaceae	20	0.52	0.02	0.07	20	1.54	0.71
Phyllanthaceae	20	0.52	0.11	0.42	10	0.77	0.57
Rosaceae	10	0.26	0.1	0.36	10	0.77	0.46
Lecythidaceae	10	0.26	0.05	0.19	10	0.77	0.41
Solanaceae	10	0.26	0.01	0.03	10	0.77	0.35
Myristicaceae	10	0.26	0.01	0.03	10	0.77	0.35
Aquifoliaceae	10	0.26	0.01	0.03	10	0.77	0.35

APÊNDICE E - Descritores fitossociológicos das espécies da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq 2,5$ cm em 2012.

DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, VI = Valor de Importância.

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)	DoA (m2/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	80	2.1	2.77	10.22	30	1.26	4.53
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	200	5.25	1.27	4.68	80	3.35	4.43
<i>Cordia myrciifolia</i> (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	240	6.3	0.38	1.4	90	3.77	3.82
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	220	5.77	0.5	1.86	70	2.93	3.52
<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	160	4.2	0.65	2.39	90	3.77	3.45
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	180	4.72	0.46	1.68	80	3.35	3.25
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	160	4.2	0.75	2.78	60	2.51	3.16
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	50	1.31	1.59	5.86	50	2.09	3.09
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	130	3.41	0.47	1.75	70	2.93	2.7
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	90	2.36	0.73	2.7	60	2.51	2.52
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	20	0.52	1.53	5.65	20	0.84	2.34
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	110	2.89	0.26	0.96	60	2.51	2.12
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	120	3.15	0.18	0.66	60	2.51	2.11
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	30	0.79	1.18	4.37	20	0.84	2
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	50	1.31	0.54	2.01	50	2.09	1.8
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	60	1.57	0.54	1.98	40	1.67	1.74
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	30	0.79	0.82	3.03	30	1.26	1.69
<i>Geonoma gamiova</i> Barb.Rodr.	100	2.62	0.07	0.27	50	2.09	1.66
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	90	2.36	0.13	0.46	50	2.09	1.64
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	30	0.79	0.74	2.72	30	1.26	1.59
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	60	1.57	0.41	1.5	40	1.67	1.58
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	80	2.1	0.13	0.49	50	2.09	1.56
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	60	1.57	0.44	1.64	30	1.26	1.49

(continuação **APÊNDICE E**)

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)	DoA (m2/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	50	1.31	0.25	0.93	50	2.09	1.44
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	40	1.05	0.62	2.3	20	0.84	1.4
<i>Faramaea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	60	1.57	0.1	0.37	50	2.09	1.35
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	30	0.79	0.51	1.88	30	1.26	1.31
<i>Myrcia</i> cf. <i>citrifolia</i> (Aubl.) Urb.	20	0.52	0.63	2.33	20	0.84	1.23
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	10	0.26	0.8	2.97	10	0.42	1.22
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	70	1.84	0.15	0.54	30	1.26	1.21
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	50	1.31	0.16	0.58	30	1.26	1.05
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	40	1.05	0.21	0.77	30	1.26	1.03
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	50	1.31	0.11	0.42	30	1.26	1
<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	20	0.52	0.43	1.58	20	0.84	0.98
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	10	0.26	0.57	2.12	10	0.42	0.93
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	40	1.05	0.1	0.38	30	1.26	0.89
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	20	0.52	0.36	1.31	20	0.84	0.89
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	40	1.05	0.04	0.16	30	1.26	0.82
<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	40	1.05	0.04	0.14	30	1.26	0.82
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	20	0.52	0.27	1	20	0.84	0.79
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	10	0.26	0.45	1.67	10	0.42	0.78
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	40	1.05	0.12	0.44	20	0.84	0.78
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	10	0.26	0.45	1.65	10	0.42	0.78
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	30	0.79	0.06	0.2	30	1.26	0.75
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	40	1.05	0.08	0.28	20	0.84	0.72
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	30	0.79	0.14	0.53	20	0.84	0.72
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	10	0.26	0.39	1.45	10	0.42	0.71
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	30	0.79	0.22	0.8	10	0.42	0.67
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	20	0.52	0.16	0.61	20	0.84	0.66

(continuação **APÊNDICE E**)

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)	DoA (m2/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	30	0.79	0.09	0.34	20	0.84	0.65
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	20	0.52	0.11	0.41	20	0.84	0.59
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	20	0.52	0.22	0.82	10	0.42	0.59
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	30	0.79	0.03	0.12	20	0.84	0.58
<i>Annona cacans</i> Warm.	10	0.26	0.28	1.02	10	0.42	0.57
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	20	0.52	0.09	0.34	20	0.84	0.57
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	20	0.52	0.08	0.31	20	0.84	0.56
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	20	0.52	0.07	0.27	20	0.84	0.54
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	10	0.26	0.23	0.85	10	0.42	0.51
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	20	0.52	0.04	0.16	20	0.84	0.51
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	20	0.52	0.04	0.15	20	0.84	0.5
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	10	0.26	0.21	0.77	10	0.42	0.48
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	20	0.52	0.02	0.07	20	0.84	0.48
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	30	0.79	0.06	0.23	10	0.42	0.48
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	20	0.52	0.01	0.04	20	0.84	0.47
<i>Gonatogyne brasiliensis</i> (Baill.) Müll.Arg.	20	0.52	0.11	0.42	10	0.42	0.46
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	10	0.26	0.18	0.65	10	0.42	0.44
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	10	0.26	0.16	0.61	10	0.42	0.43
<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	10	0.26	0.14	0.52	10	0.42	0.4
<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	10	0.26	0.12	0.45	10	0.42	0.38
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	10	0.26	0.1	0.36	10	0.42	0.35
<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	10	0.26	0.09	0.35	10	0.42	0.34
<i>Inga capitata</i> Desv.	10	0.26	0.09	0.31	10	0.42	0.33
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	10	0.26	0.06	0.21	10	0.42	0.3
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	10	0.26	0.05	0.2	10	0.42	0.29
<i>Cariniana estrellensis</i> Kuntze	10	0.26	0.05	0.19	10	0.42	0.29

(continuação **APÊNDICE E**)

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)	DoA (m2/ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	10	0.26	0.05	0.18	10	0.42	0.29
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	10	0.26	0.04	0.15	10	0.42	0.28
<i>Psychotria longipes</i> Müll.Arg.	10	0.26	0.04	0.13	10	0.42	0.27
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	10	0.26	0.03	0.11	10	0.42	0.26
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	10	0.26	0.03	0.11	10	0.42	0.26
<i>Inga sellowiana</i> Benth.	10	0.26	0.03	0.1	10	0.42	0.26
<i>Duguetia salicifolia</i> R.E.Fr.	10	0.26	0.03	0.09	10	0.42	0.26
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	10	0.26	0.02	0.06	10	0.42	0.25
<i>Marlierea reitzii</i> D.Legrand	10	0.26	0.01	0.06	10	0.42	0.25
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	10	0.26	0.01	0.05	10	0.42	0.24
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.	10	0.26	0.01	0.04	10	0.42	0.24
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	10	0.26	0.01	0.04	10	0.42	0.24
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	10	0.26	0.01	0.04	10	0.42	0.24
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	10	0.26	0.01	0.03	10	0.42	0.24
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	10	0.26	0.01	0.03	10	0.42	0.24
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	10	0.26	0.01	0.03	10	0.42	0.24
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	10	0.26	0.01	0.03	10	0.42	0.24
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	10	0.26	0.01	0.03	10	0.42	0.24
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	10	0.26	0.01	0.02	10	0.42	0.23
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	10	0.26	0.01	0.02	10	0.42	0.23
<i>Dendropanax exilis</i> (Toledo) S.L.Jung	10	0.26	0.01	0.02	10	0.42	0.23

APÊNDICE F - Densidade Absoluta (DA) e Densidade Relativa (DR) das famílias da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro a altura do peito (DAP) < 2,5 cm em 2012.

Famílias	DA (ind./ha)	DR (%)
Myrtaceae	770	29.06
Arecaceae	510	19.25
Araliaceae	260	9.81
Lauraceae	200	7.55
Rubiaceae	180	6.79
Sapotaceae	160	6.04
Meliaceae	100	3.77
Euphorbiaceae	70	2.64
Elaeocarpaceae	60	2.26
Sapindaceae	60	2.26
Fabaceae	40	1.51
Piperaceae	40	1.51
Monimiaceae	30	1.13
Melastomataceae	20	0.75
Salicaceae	20	0.75
Annonaceae	10	0.38
Apocynaceae	10	0.38
Burseraceae	10	0.38
Cardiopteridaceae	10	0.38
Celastraceae	10	0.38
Cyatheaceae	10	0.38
Moraceae	10	0.38
Myristicaceae	10	0.38
Nyctaginaceae	10	0.38
Peraceae	10	0.38
Podocarpaceae	10	0.38
Primulaceae	10	0.38
Solanaceae	10	0.38

APÊNDICE G - Densidade Absoluta (DA) e Densidade Relativa (DR) das espécies da comunidade arbustivo-arbórea com diâmetro a altura do peito (DAP) < 2,5 cm em 2012.

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)
<i>Geonoma gamiova</i> Barb.Rodr.	340	12.83
<i>Dendropanax exilis</i> (Toledo) S.L.Jung	260	9.81
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	210	7.92
<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma	150	5.66
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	110	4.15
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	90	3.40
<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	80	3.02
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax	70	2.64
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	60	2.26
<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	60	2.26
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	60	2.26
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	60	2.26
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	50	1.89
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	50	1.89
<i>Eugenia copacabanensis</i> Kiaersk.	40	1.51
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	40	1.51
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	40	1.51
<i>Myrcia laxiflora</i> Cambess.	40	1.51
<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	40	1.51
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	40	1.51
<i>Coffea arabica</i> L.	30	1.13
<i>Cordia myrciifolia</i> (Spruce ex K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	30	1.13
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	30	1.13
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	30	1.13
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	30	1.13
<i>Posoqueria latifolia</i> Roem. & Schult.	30	1.13
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	30	1.13
<i>Sloanea obtusifolia</i> (Moric.) Schum.	30	1.13
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	20	0.75
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	20	0.75
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	20	0.75
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	20	0.75
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	20	0.75
<i>Ocotea venulosa</i> (Nees) Baitello	20	0.75
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	20	0.75
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	20	0.75
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F.Macbr.	10	0.38
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	10	0.38
<i>Brosimum glaziovii</i> Taub.	10	0.38
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	10	0.38
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	10	0.38
<i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.	10	0.38
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	10	0.38

Espécies	DA (ind./ha)	DR (%)
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	10	0.38
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	10	0.38
<i>Cybianthus cuneifolius</i> Mart.	10	0.38
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	10	0.38
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	10	0.38
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	10	0.38
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	0.38
<i>Inga sellowiana</i> Benth.	10	0.38
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	10	0.38
<i>Leandra dasytricha</i> (A.Gray) Cogn.	10	0.38
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	10	0.38
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	10	0.38
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	10	0.38
<i>Myrcia</i> cf. <i>glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	10	0.38
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	10	0.38
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	10	0.38
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	10	0.38
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	10	0.38
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	10	0.38
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	10	0.38
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	10	0.38
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	10	0.38
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	10	0.38
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	10	0.38
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	10	0.38
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	10	0.38
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	10	0.38
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	10	0.38
<i>Xylosma glaberrimum</i> Sleumer	10	0.38

APÊNDICE H - Página de Ajuda (help) de função em linguagem R elaborada como trabalho final da disciplina Uso da Linguagem R para análise de dados em ecologia (BIE5782, Universidade de São Paulo).

```
tcr.analises package:"Trabalhos finais da disciplina BIE5782 - USP"
```

Conversões de medidas dendrométricas, cálculo da taxa de crescimento relativo, análise exploratória de dados e aplicação de teste estatístico.

Description:

Realiza conversão entre as unidades dendrométricas de PAP, DAP e Área Basal. Além disso, a partir de um conjunto de dados temporais (de um tempo inicial e final), faz o cálculo das taxas de crescimento relativo de árvores e identifica indivíduos com "crescimento negativo", o que pode servir de alerta para o pesquisador da existência de erros de mensuração ou da interferência de fatores naturais como a inclinação da árvore, a perda de casca e/ou morte do exemplar, por exemplo. A função cria gráficos para análise exploratória de dados e aplica, se desejável, um teste estatístico comparativo das taxas de crescimento relativo entre classes.

Usage:

```
tcr.analises(x, medida, n.max.ramos, delta.t, teste=FALSE, n.classes)
```

Arguments:

x um data.frame (ver detalhes)

medida "PAP"(perímetro a 1.3 m do solo), "DAP"(diâmetro a 1.3 m do solo) ou "AB" (área basal do ramo)

n.max.ramos número máximo de ramificações observado no conjunto de unidades amostrais

delta.t período de tempo entre a obtenção das medidas dendrométricas iniciais e finais apresentadas

teste TRUE para a realização de teste estatístico comparativo entre as taxas de crescimento positivas e FALSE (default) para a não realização.

n.classes número de classes a serem consideradas pelo teste estatístico. A função compara duas ou três classes.

Details:

As colunas 1, 2 e 3 do data.frame devem estar reservadas. Recomenda-se que sejam destinadas a informações básicas como parcela, nome da espécie e número do indivíduo. O nome da coluna referente ao número dos indivíduos deve ser igual a "N". As medidas, sejam de PAP, DAP ou AB, devem aparecer a partir da quarta coluna, sequencialmente, de acordo com o número máximo de ramos estabelecido, primeiramente as medidas do tempo 1 (inicial) e secundariamente as medidas do tempo 2 (final).

(continuação APÊNDICE H)

Ex:

```
^ Parcela ^ Espécie ^ N ^ PAPinicial1 ^ PAPinicial2 ^...^ PAPinicialn ^  
PAPfinal1 ^ PAPfinal2 ^ ... ^ PAPfinaln ^ Classe ^
```

Não deve existir nenhum campo de PAP, DAP ou AB sem valor (NA). Para os indivíduos que não possuem determinada ramificação, deve-se preencher o respectivo campo com zero (0). Caso o data.frame possua apenas os dados para os cálculos da função, o código `> x[is.na(x)]=0` pode ser utilizado antes de aplicar a função. Recomenda-se que o usuário verifique atentamente os campos da planilha que podem ser preenchidos por zero.

Deve ser informado o número de classes a serem comparadas no argumento classe e existir uma coluna do data.frame com o nome "Classe" com a numeração da classe dos indivíduos.

Após o estudo dos gráficos apresentados deve-se responder a pergunta que aparece no R-console. Caso a resposta seja "n" é calculado o teste t, para a comparação de duas classes; e o teste de ANOVA, para a comparação de três classes. Caso a resposta seja diferente é calculado o teste não-paramétrico Wilcoxon rank sum test (Mann-Whitney), para a comparação de duas classes; e o teste de Kruskal-Wallis, para a comparação de três classes.

Value:

A função retorna um data.frame com as colunas originais dos dados de entrada e com as colunas referentes às conversões das medidas de PAP, DAP e AB do tempo inicial e final; ao diâmetro equivalente inicial e final; à área basal total inicial e final; e à Taxa de Crescimento Relativo "TCR" dos indivíduos.

```
PAP1,..., PAPn, PAPf1,..., PAPfn  
DAP1,..., DAPn, DAPf1,..., DAPfn  
AB1,..., ABn, ABf1,..., ABfn  
AB.total.t0  
AB.final.tf  
DAP.eq.t0  
DAP.eq.tf  
TCR
```

Se existirem indivíduos com TCR negativa, um alerta com o número dos indivíduos é apresentado no R-console.

Caso o argumento teste seja TRUE é impresso no R-console uma janela gráfica com o histograma, o boxplot, o qqnorm e a qqline das classes de indivíduos com TCR>0 (indivíduos que cresceram no período de tempo considerado).

Após a resposta do usuário a pergunta realizada é impresso no R-console o resultado do teste estatístico.

Warning:

Os vetores com as medidas devem ser numéricos para a efetivação dos cálculos.

A função não salva o data.frame criado.

Note:

É necessária a utilização de uma função do pacote "plotrix". Caso o usuário não possua o pacote o mesmo pode ser instalado pelo comando:

(continuação **APÊNDICE H**)

```
> install.packages("plotrix").
```

Para a comparação de duas classes de interesse numere previamente a coluna "Classe" dos indivíduos com o número 1 ou 2.

Para a comparação de três classes numere previamente a coluna "Classe" com o número 1, 2 ou 3, de acordo com o grupo estabelecido ao qual pertence o indivíduo.

Author:

Hebert Kondrat
hebbberkon@hotmail.com

References:

WELDEN, C. W., HEWETT, S. W., HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. *Ecology* 72(1): 35-50.

Examples:

```
## 1. Aplicação da função tcr.analises ao conjunto de dados "testel"
## Baixe o arquivo "testel.csv"

# Duas classes

x=read.table("testel.csv", sep=";", header=TRUE, as.is=T)
y=tcr.analises(x, medida="PAP", n.max.ramos=5, delta.t=6, teste=TRUE,
n.classes=2)
y # data.frame criado

# Três classes

y=tcr.analises(x, medida="PAP", n.max.ramos=5, delta.t=6, teste=TRUE,
n.classes=3)
y

## 2. Criação de um data.frame qualquer

set.seed(3)
AB1=sample(rep(c(6,8,10,15,30,50,100), times=c(15,15,10,10,5,3,2)))
set.seed(3)
AB2=sample(rep(c(5.8,6.2,6.5,7,7.7,8.2,8.5,9,9.8,10.1,11,12.5,0,16,17,18,31,
33,34,54,60,70,150,180),times=c(2,3,5,3,4,3,5,5,2,2,4,2,2,2,4,2,1,2,2,1,1,
1,1,1)))
x=data.frame("Parcela"="", "Espécie"=paste("sp", 1:60,
sep=""), "N"=1:60, "AB1"=AB1, "AB2"=AB2, "Classe"=rep(1:3,each=20))

# Aplicação da função aos dados gerados (medida=AB e n.max.ramos=1).

tcr.analises(x, medida="AB", n.max.ramos=1, delta.t=6, teste=TRUE,
n.classes=3)
```

APÊNDICE I - Script de função em linguagem R elaborada como trabalho final da disciplina Uso da Linguagem R para análise de dados em ecologia (BIE5782, Universidade de São Paulo).

```
tcr.analises<-function(x, medida, n.max.ramos, delta.t, teste=FALSE,
n.classes)

{
  stopifnot(medida=="PAP"|medida=="AB"|medida=="DAP")
  P1=c((length(x[])+1):(length(x[]) + n.max.ramos)
  if(medida=="DAP")
  {
    colnames(x)[4:(3+n.max.ramos)]=paste("DAP", 1:n.max.ramos, sep="")
    colnames(x)[(4+n.max.ramos) : (3+2*n.max.ramos)]=paste("DAPf",
1:n.max.ramos, sep="")
    x[c((length(x[])+1):(length(x[]) +
2*n.max.ramos)]=x[4:(3+2*n.max.ramos)]*pi
    colnames(x)[P1]=paste("PAP", 1:length(P1), sep="")
    colnames(x)[(max(P1)+1):(max(P1)+n.max.ramos)]= paste("PAPf",
1:length(P1), sep="")
    P2=c((length(x[])+1):(length(x[]) + n.max.ramos)
    x[c((length(x[])+1):(length(x[]) +
2*n.max.ramos)]=x[4:(3+2*n.max.ramos)]^2*pi/4
    colnames(x)[P2]=paste("AB", 1:length(P1), sep="")
    colnames(x)[(max(P2)+1):(max(P2)+n.max.ramos)]= paste("ABf",
1:length(P1), sep="")
  }

  if(medida=="AB")
  {
    colnames(x)[4:(3+n.max.ramos)]=paste("AB", 1:n.max.ramos, sep="")
    colnames(x)[(4+n.max.ramos) : (3+2*n.max.ramos)]=paste("ABf",
1:n.max.ramos, sep="")
    x[c((length(x[])+1):(length(x[]) +
2*n.max.ramos)]=sqrt((x[4:(3+2*n.max.ramos)]*4)/pi)
    colnames(x)[P1]=paste("DAP", 1:length(P1), sep="")
    colnames(x)[(max(P1)+1):(max(P1)+n.max.ramos)]= paste("DAPf",
1:length(P1), sep="")#nomeia as colunas com os valores de DAP final
    P3=c((length(x[])+1):(length(x[]) + n.max.ramos)
    x[c((length(x[])+1):(length(x[]) +
2*n.max.ramos)]=sqrt((x[4:(3+2*n.max.ramos)]*4)/pi)*pi
    colnames(x)[P3]=paste("PAP", 1:length(P1), sep="")
    colnames(x)[(max(P3)+1):(max(P3)+n.max.ramos)]= paste("PAPf",
1:length(P1), sep="")
    P2=4:(3+n.max.ramos)
  }

  if(medida=="PAP")
  {
    colnames(x)[4:(3+n.max.ramos)]=paste("PAP", 1:n.max.ramos, sep="")
    colnames(x)[(4+n.max.ramos) : (3+2*n.max.ramos)]=paste("PAPf",
1:n.max.ramos, sep="")
    x[c((length(x[])+1):(length(x[]) + 2*n.max.ramos)]=x[4:(3+
2*n.max.ramos)]/pi
    colnames(x)[P1]=paste("DAP", 1:length(P1), sep="")
    colnames(x)[(max(P1)+1):(max(P1)+n.max.ramos)]= paste("DAPf",
1:length(P1), sep="")
    P2=c((length(x[])+1):(length(x[]) + n.max.ramos)
```

(continuação APÊNDICE I)

```
x[c((length(x[]) + 1)): (length(x[]) + 2*n.max.ramos)] = ((x[4:(3+
2*n.max.ramos)])^2)/(4*pi)
colnames(x)[P2] = paste("AB", 1:length(P1), sep="")
colnames(x)[(max(P2)+1):(max(P2)+n.max.ramos)] = paste("ABf",
1:length(P1), sep="")
}

x$AB.total.t0 = apply(x[P2], MARGIN=1, sum)
x$AB.total.tf = apply(x[(max(P2)+1):(max(P2)+ n.max.ramos)],
MARGIN=1, sum)
x$DAP.eq.t0 = sqrt((x$AB.total.t0*4)/pi)
x$DAP.eq.tf = sqrt((x$AB.total.tf*4)/pi)
x$TCR = ((x$DAP.eq.tf/x$DAP.eq.t0)^(1/delta.t) - 1)*100

if(sum(x$TCR < 0) > 0)
{
  individuos = x[x$TCR < 0,]$N
  cat("\nOs seguintes indivíduos apresentaram crescimento negativo:",
paste(individuos), "\nFatores como inclinação de árvore, perda de casca
e/ou morte de exemplar, por exemplo, podem estar presentes. Verifique
atentamente se não existem erros de mensuração.\n\n")
}

if(teste == TRUE)
{
  stopifnot(n.classes == 2 | n.classes == 3)
  library(plotrix)

  if(n.classes == 2)
  {
    dados1 = x[x$TCR > 0 & x$Classe == 1,]$TCR
    dados2 = x[x$TCR > 0 & x$Classe == 2,]$TCR

    graficos <- function(dados1, dados2)
    {
      x11(width=12, height=10)
      par(mfrow = c(2,2))
      vetores <- list(dados1, dados2)
      multhist(vetores, col=c("white", "gray"), xlab="Valores",
ylab="Frequência", main="Histograma das amostras")
      legend("topright", c("Amostr1", "Amostra2"), fill = c("white",
"gray"))
      boxplot(vetores, col=c("white", "gray"), xlab="Amostras",
ylab="Dispersão", main="Boxplot das amostras")
      qqnorm(dados1, main="qqplot da Amostr1", xlab="Quantis Teóricos",
ylab="Quantis da amostra")
      qqline(dados1)
      qqnorm(dados2, main="qqplot da Amostra2", xlab="Quantis Teóricos",
ylab="Quantis da amostra")
      qqline(dados2)
      cat("\t\t Sumário da Amostr1 \n")
      print(summary(dados1))
      cat("\n\t\t Sumário da Amostra2 \n")
      print(summary(dados2))
    }
    graficos(dados1, dados2)

    Pergunta <- function()
    {
      ANSWER <- readline("\n Deseja realizar um teste não-paramétrico?")
    }
  }
}
```


(continuação **APÊNDICE I**)

```
if (substr(ANSWER, 1, 1) == "n")
t=t.test(dados1,dados2)
else
t=wilcox.test(dados1,dados2)
print(t)
}
}

if(n.classes==3)
{
dados1=x[x$TCR>0&x$Classe==1,]$TCR
dados2=x[x$TCR>0&x$Classe==2,]$TCR
dados3=x[x$TCR>0&x$Classe==3,]$TCR
graficos2 <- function(dados1,dados2,dados3)
{
x11(width=14, height=10)
par(mfrow = c(2,3))
vetores<-list(dados1,dados2,dados3)
multhist(vetores, col=c("white", "gray", "gray50"), xlab="Valores",
ylab="Frequência", main="Histograma das amostras")
legend("topright", c("Amostral", "Amostra2", "Amostra3"), fill =
c("white", "gray", "gray50"))
boxplot(vetores, col=c("white", "gray", "gray50"), xlab="Amostras",
ylab="Dispersão", main="Boxplot das amostras")
qqnorm(dados1, main="qqplot da Amostral", xlab="Quantis Teóricos",
ylab="Quantis da amostra")
qqline(dados1)
qqnorm(dados2, main="qqplot da Amostra2", xlab="Quantis Teóricos",
ylab="Quantis da amostra")
qqline(dados2)
qqnorm(dados3, main="qqplot da Amostra3", xlab="Quantis Teóricos",
ylab="Quantis da amostra")
qqline(dados3)
cat("\t\t Sumário da Amostral \n")
print(summary(dados1))
cat("\n\t\t Sumário da Amostra2 \n")
print(summary(dados2))
cat("\n\t\t Sumário da Amostra3 \n")
print(summary(dados3))
}
graficos2(dados1, dados2, dados3)

Pergunta <- function()
{
var.resp=c(dados1,dados2,dados3)
classe=factor(rep(c("dados1","dados2","dados3"),times=c(length(dados1),length(dados2),length(dados3))))
res.anova=aov(var.resp~classe)
ANSWER <- readline("\n Deseja realizar um teste não-paramétrico?")
if (substr(ANSWER, 1, 1) == "n")
t=summary(res.anova)
else
t=kruskal.test(list(dados1,dados2,dados3))
print(t)
}
}
Pergunta()
}
return(x)
}
```

APÊNDICE J - Matrizes com valores de similaridade de Bray-Curtis entre unidades amostrais do ano de 2006 (plot1: plot10) e 2012 (plot11: plot20).

	plot 1	plot 2	plot 3	plot 4	plot 5	plot 6	plot 7	plot 8	plot 9	plot 10	plot 11	plot 12	plot 13	plot 14	plot 15	plot 16	plot 17	plot 18	plot 19	plot 20
plot 1	1										0,923	0,536	0,374	0,362	0,336	0,37	0,309	0,388	0,289	0,321
plot 2	0,5	1									0,479	0,911	0,467	0,438	0,478	0,37	0,309	0,417	0,368	0,37
plot 3	0,4	0,473	1								0,396	0,528	0,95	0,424	0,449	0,471	0,346	0,421	0,384	0,308
plot 4	0,345	0,4	0,423	1							0,342	0,377	0,396	0,869	0,336	0,333	0,423	0,376	0,411	0,333
plot 5	0,342	0,45	0,419	0,324	1						0,357	0,523	0,412	0,36	0,907	0,369	0,324	0,418	0,408	0,242
plot 6	0,375	0,411	0,509	0,302	0,355	1					0,389	0,463	0,505	0,356	0,385	0,923	0,264	0,459	0,351	0,342
plot 7	0,312	0,312	0,35	0,408	0,288	0,286	1				0,309	0,324	0,34	0,367	0,302	0,257	0,913	0,394	0,29	0,232
plot 8	0,374	0,417	0,391	0,361	0,403	0,459	0,379	1			0,4	0,415	0,369	0,359	0,426	0,427	0,346	0,938	0,526	0,432
plot 9	0,311	0,378	0,408	0,437	0,392	0,361	0,298	0,515	1		0,322	0,347	0,374	0,38	0,4	0,329	0,296	0,538	0,913	0,423
plot 10	0,301	0,34	0,313	0,327	0,216	0,322	0,247	0,409	0,432	1	0,312	0,322	0,292	0,324	0,24	0,29	0,245	0,42	0,413	0,905
plot 11											1									
plot 12											0,531	1								
plot 13											0,37	0,524	1							
plot 14											0,396	0,416	0,396	1						
plot 15											0,351	0,55	0,442	0,373	1					
plot 16											0,404	0,423	0,465	0,392	0,381	1				
plot 17											0,324	0,321	0,337	0,404	0,336	0,255	1			
plot 18											0,414	0,43	0,4	0,375	0,456	0,427	0,376	1		
plot 19											0,327	0,351	0,35	0,411	0,416	0,347	0,288	0,526	1	
plot 20											0,331	0,354	0,288	0,331	0,264	0,312	0,231	0,443	0,424	1