

MARCOS ENOQUE LEITE LIMA

Dinâmica da Mata Atlântica de Paranapiacaba

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

SÃO PAULO

2015

MARCOS ENOQUE LEITE LIMA

Dinâmica da Mata Atlântica de Paranapiacaba

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

ORIENTADORA: DRA. INÊS CORDEIRO

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

Lima, Marcos Enoque Leite

L732d Dinâmica da Mata Atlântica de Paranapiacaba / Marcos Enoque Leite Lima --
São Paulo, 2015.
126 p. il.

Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio
Ambiente, 2015
Bibliografia.

1. Fitossociologia. 2. Distribuição espacial. 3. Mortalidade,. I. Título

CDU: 581.5

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Botânica de São Paulo (IBt) pelo apoio logístico.

Ao curso de pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente pela oportunidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

À Secretaria de Gestão de Recursos Naturais de Paranapiacaba e Parque Andreense pelas autorizações para a pesquisa no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

À Dra Inês Cordeiro pela oportunidade do trabalho, pelos auxílios nas discussões e pelos seus ensinamentos e amizade.

Aos professores Frederico Arzolla, Mateus B. Paciência e Eduardo P. Cabral Gomes pelas contribuições no momento da Qualificação.

Ao Prof. Dr. Paulo Moreno pelo auxílio nos inúmeros dias de campo, muito obrigado, e a todos que participaram de pelo menos um dia de atividades no campo, muito obrigado, sem vocês este trabalho não teria sido possível.

Aos pesquisadores do Núcleo de Curadoria do Herbário: Lucia Rossi, Rosangela Simão Bianchini, Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo, Maria Candida Henrique Mamede, Sonia Aragaki, Cíntia Kameyama, Marie Sugiyama, Sérgio Romaniuc Neto, pelo auxílio nas identificações das plantas.

À Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo pelo apoio na diagramação da tese.

À pesquisadora Fatima Scaf pelas autorizações para estadia na Casa do Naturalista da Reserva Biológica Alto da Serra de Paranapiacaba.

Aos funcionários do Herbário que foram sempre muito solícitos.

Ao Evandro Fortes que acompanhou e colaborou inúmeras vezes nos trabalhos de campo.

Aos colegas do curso de pós-graduação e àqueles que gentilmente auxiliaram na finalização da tese muito obrigado à Fernanda, Camila, Mayara, Rodrigo e Otavio pela amizade e pela força.

Ao Vitor Gedha que também esteve muitas vezes nos trabalhos de campo e contribuindo especialmente na distribuição espacial de *Guapira*.

A todos que participaram de alguma forma na execução deste trabalho.

Ao Sr. Antônio Vitor “Seu Vito” que tem grande participação neste trabalho, foram muitas horas na mata seja com sol, chuva, neblina, sempre disposto ao trabalho, muito obrigado.

Aos amigos pelo apoio constante.

Em especial a querida família pelo apoio incondicional, mesmo nas dificuldades.

Resumo

Lima, M.E.L. Dinâmica da Mata Atlântica de Paranapiacaba. 2015. Tese (Doutorado). Instituto de Botânica de São Paulo - Curso de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente

A Mata Atlântica, um dos maiores centros de diversidade e endemismo de plantas vasculares do planeta, é também uma das florestas mais ameaçadas, sendo considerada como um dos hotspots da biodiversidade global. Apesar da sua importância, esta diversidade vem sendo perdida, principalmente pela fragmentação do bioma. A fragmentação gera instabilidade, produzindo alterações demográficas na comunidade, principalmente com aumento nas taxas de mortalidade e recrutamento de pioneiras, comprometendo a regeneração e reduzindo a diversidade. No presente estudo foram avaliados os parâmetros relacionados à estrutura e dinâmica de dois fragmentos de Floresta Ombrófila Densa Montana, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), em Santo André (SP), e. A pesquisa foi realizada em duas parcelas de 0,5 ha, P1 e P2, utilizando como critério de inclusão $DAP \geq 48$ mm. Nas análises, as árvores foram divididas em duas classes: classe menor ($DAP \geq 48$ mm < 99.9) e classe maior ($DAP \geq 100$ mm). Para a análise da estrutura de cada parcela, foram realizadas duas amostragens nos anos de 2006 e 2013, para cálculo da densidade, área basal, abundância, diversidade (H'), equitabilidade de Pielou (J') e similaridade (Sorensen e Jaccard). A dinâmica das parcelas foi avaliada no mesmo período, sendo calculadas as taxas de mortalidade, crescimento, recrutamento e mudança da população, juntamente com a perda, ganho e incremento de área basal. Além disso, foi avaliada a ecologia populacional e a distribuição espacial pela função K-Ripley de Guapira opposita (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae). No ano de 2006 foram amostradas ao todo 1165 árvores pertencentes a 124 espécies, em 41 famílias em P1, e 730 árvores pertencentes a 123 espécies, em 37 famílias em P2. No ano de 2013 foram amostradas 1269 árvores pertencentes a 136 espécies, em 43 famílias em P1, e em P2, 762 pertencentes a 130 espécies, em 41 famílias. A diversidade H' e equitabilidade J' foram maiores em P2 que em P1 em 2006 e 2013. Dentre os valores da dinâmica, o recrutamento de indivíduos da classe menor da parcela P1 foi significativamente maior ($0,062 \pm 0,032 \sim 6,2$ % / ano; $t=3,72$, d.f.=6, $p=0,0023$) do que em P2, onde também houve aumento do recrutamento na menor classe ($0,047 \pm 0,019 \sim 4,7$ % / ano; $t=6,3189$, d.f.=6, $p=0,00002$). As maiores taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento em P1 foram observadas nas espécies pioneiras, bem como as maiores taxas de mudança. Em P2, as maiores taxas de mudança foram registradas nas espécies de sub-bosque tolerantes à sombra. O estudo da ecologia e distribuição espacial de Guapira opposita mostrou a estabilidade da população e uma distribuição espacial agregada nas classes menores e aleatória com o aumento das classes. Em síntese, pode-se observar pelos resultados obtidos, uma indicação de maior dinâmica em P1, que reforça a ideia das diferenças sucessionais entre as parcelas, pois esse fragmento florestal foi submetido a corte raso e utilizado como pastagem até os anos 1980, enquanto P2 sofreu apenas corte seletivo de espécies, podendo, portanto, ser considerado um relicto da floresta original.

Palavras-chave: dinâmica, Paranapiacaba, distribuição espacial, estrutura

Abstract

Lima, M.E.L. Dynamics of the Paranapiacaba Atlantic rain forest. 2015. Thesis (Doctorate). Instituto de Botânica de São Paulo – Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente.

The Atlantic rain forest, one of the greatest planet centers of diversity and endemism of vascular plants, is also one of the most threatened forests, considered as a hotspot of global biodiversity. Despite of its importance, the diversity of the Atlantic rain forest has been lost mainly by its fragmentation. The fragmentation creates instability and demographic changes in communities, mostly by increasing mortality rates and pioneer recruiting, which affect regeneration and diversity. In this study were evaluated the parameters related to structure and dynamics of two fragments of Montane Ombrophilous Dense Forest from the Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), in Santo André, São Paulo State (SP), between 2006 and 2013. The work was carried in two plots of 0.5 ha, P1 and P2, all stems ≥ 48 mm DBH were sampled. In the analysis, the trees were divided into two classes: lower class ($48 \text{ mm} \leq \text{DBH} < 99.9$) and higher class ($\text{DBH} \geq 100$ mm). Two surveys were conducted in each plot, one in 2006 and other in 2013, in which were estimated the basal area, abundance, diversity (H'), Pielou's index (J') and similarity (Sorensen and Jaccard). The dynamics in the plots were studied during the same period, being calculated the rates of mortality, growing, recruiting and population changes, along with the loss, gain and increasing of basal area. In addition, the spatial distribution of *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) was evaluated using the K-Ripley function. In 2006, 1165 trees from 124 species, in 41 families were sampled in P1, against 730 from 123 species in 32 families in P2. In 2013, 1250 trees from 135 species in 43 families were sampled in P1, against 751 from 131 species in 41 families in P2. The H' and J' were higher in P2 than in P1 in 2006 and 2013. Amongst the values of dynamic, the individuals recruiting of lower class from P1 were significantly higher ($0,062 \pm 0,032 \sim 6,2 \text{ \% / year}$; $t=3,72$, d.f.=6, $p=0,0023$) than in P2, where the recruiting of lower class increased as well ($0,047 \pm 0,019 \sim 4,7 \text{ \% / year}$; $t=6,3189$, d.f.=6, $p=0,00002$). In P1, the highest rates of mortality, recruiting and growing were obtained by pioneer species as well as the highest changes rates. In P2, the highest changes rates were obtained in understory and shade-tolerant species. The study of spatial distribution of *Guapira opposita* showed the stability of the its population, an aggregate distribution in lower classes, whereas a random distribution is seen, as the classes get higher. In summary, according to the results obtained, there is an indication of a higher dynamics in P1, which reinforces the idea of successional differences between the plots, once the forest of P1 was subjected to clear cutting and used as pasture until the 1980's, and the forest in P2 suffered only selective removal of species and can therefore be considered a relict of the original forest

Keywords: dynamic, Paranapiacaba, space distribution, structure

Sumário

INTRODUÇÃO GERAL	1
ÁREA DE ESTUDO	4
Localização e histórico	4
Geologia, Geomorfologia e Pedologia.....	4
Hidrografia.....	5
Vegetação.....	7
Histórico e critérios dos levantamentos	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	10
CAPÍTULO 1: ESTRUTURA E DIVERSIDADE DA FLORESTA OMBRÓFILA DENSE MONTANA SECUNDÁRIA SUBMETIDA A DIFERENTES DISTÚRBIOS	15
Resumo	16
Introdução	17
Material e Métodos	20
Resultados.....	21
Discussão	24
Conclusões	29
Referências.....	30
CAPÍTULO 2: DINÂMICA DA FLORESTA OMBRÓFILA DENSE MONTANA SECUNDÁRIA SUBMETIDA A DIFERENTES DISTÚRBIOS	46
Resumo	47
Introdução	48
Material e métodos.....	54
Resultados.....	57
Dinâmica da Comunidade arbórea	57
Mortalidade, crescimento e recrutamento das espécies mais abundantes	57
Taxa de mudança líquida das espécies mais abundantes	59
Discussão	60
Conclusões	62
Referências.....	63
CAPÍTULO 3: ECOLOGIA POPULACIONAL DE GUAPIRA OPPOSITA (VELL.) REITZ (NYCTAGINACEAE) NO PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SÃO PAULO, BRASIL.....	86
Resumo	87
Introdução	88
Materiais e Métodos.....	89
Análise dos dados	91
Resultados.....	93
Discussão	94
Conclusão.....	95
Referências.....	96
CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
ANEXO 1: ABUNDÂNCIA E ÁREA BASAL DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NAS PARCELAS EM PASTAGEM ABANDONADA (P1) E SUBMETIDA A CORTE SELETIVO (P2) EM 2006 E 2013 NO PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SP, BRASIL.....	109
ANEXO 2: PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS EM 2006 DAS ESPÉCIES ARBÓREAS EM ORDEM DECRESCENTE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (VI) DA	

PARCELA P1, PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SP, BRASIL.	115
ANEXO 3: PARÂMETROS FITOSSOCIOLOGICOS EM 2013 DAS ESPÉCIES ARBÓREAS EM ORDEM DECRESCENTE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (VI) DA PARCELA P1, PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SP, BRASIL.	118
ANEXO 4: PARÂMETROS FITOSSOCIOLOGICOS EM 2006 DAS ESPÉCIES ARBÓREAS EM ORDEM DECRESCENTE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (VI) DA PARCELA P2, PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SP, BRASIL.	121
ANEXO 5: PARÂMETROS FITOSSOCIOLOGICOS EM 2013 DAS ESPÉCIES ARBÓREAS EM ORDEM DECRESCENTE DE VALOR DE IMPORTÂNCIA (VI) DA PARCELA P2, PARQUE NATURAL MUNICIPAL NASCENTES DE PARANAPIACABA, SANTO ANDRÉ, SP, BRASIL.	124

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização da área de estudo (parcelas P1 e P2) no Parque Natural Municipal das Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), próxima a trechos do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e da Reserva Biológica do Alto da Serra (RBAS). Parques localizados no Município de Santo André, vizinho dos Municípios de Mogi das Cruzes e Cubatão. Imagem de Satélite (Google maps em 13 de abril de 2008) com indicação das parcelas P1 e P2 no PNMNP, RBAS, Vila de Paranapiacaba e pólo Petroquímico de Cubatão no vale do Rio Moji 6

Figura 2 – Representação da topografia das parcelas P1 e P2, subdivididas em 50 subparcelas de 10 x 10 m (0,01 ha), com indicação das cotas altitudinais, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil 8

Capítulo 1

Figura 1 – Curvas de rarefação de espécies por número de indivíduos amostrados nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil 41

Figura 2 – Histograma de distribuição diamétrica observada (O), dos indivíduos por centro de classes diamétrica com intervalos de classe de 5 cm, e curva de distribuição estimada (E) através do ajuste, pela equação de Meyer, com respectivos coeficientes de determinação (R²) e quociente “q” de De Liocourt, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. (A): P1O06: Parcela P1 dados observados em 2006; P1O13: Parcela P1 dados observados em 2013; P1E06: Parcela P1 dados estimados em 2006; P1E13: Parcela P1 dados estimados em 2013. (B): P2O06: Parcela P2 dados observados em 2006; P2O13: Parcela P2 dados observados em 2013; P2E06: Parcela P2 dados estimados em 2006; P2E13: Parcela P2 dados estimados em 2013 42

Capítulo 2

Figura 1 – Recrutamento e Mortalidade no período de 2006 a 2013 nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil..... 79

Figura 2 – Recrutamento e Mortalidade no período de 2006 a 2013, nas duas classes de tamanho, DAP 48 - 99,9 e ≥ 100 mm, nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil 80

Figura 3 – Crescimento no período de 2006 a 2013, para o conjunto total dos dados e nas duas classes de tamanho, DAP 48 - 99,9 e ≥ 100 mm, nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil..... 81

Figura 4- Dinâmica de populações de 26 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P1 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida do número de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), bacore (*Baccharis oreophila*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *canjerana*), calluc (*Calypttranthes lucida*), clesca (*Clethra scabra*), cromac (*Croton macrobothrys*), dapsch (*Daphnopsis schwackeana*), guaopp

(*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), hedbra (*Hedyosmum brasiliense*), hyealc (*Hyeronima alchorneoides*), matjug (*Matayba juglandifolia*), miccab (*Miconia cabucu*), myrbra (*Myrcia brasiliensis*), myrpub (*Myrcia pubipetala*), myrspe (*Myrcia spectabilis*), myrspl (*Myrcia splendens*), myrumb (*Myrsine umbellata*), ocoele (*Ocotea elegans*), ocopar, (*Ocotea paranapiacabensis*), psicat, (*Psidium cattleianum*), psysut (*Psychotria suterella*), sapgla (*Sapium glandulosum*), schang (*Schefflera angustissima*), tibpul (*Tibouchina pulchra*), verpub (*Vernonanthura puberula*)..... 82

Figura 5 - Dinâmica de populações de 26 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P1 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida da área basal de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), bacore (*Baccharis oreophila*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *canjerana*), calluc (*Calypttranthes lucida*), clesca (*Clethra scabra*), cromac (*Croton macrobothrys*), dapsch (*Daphnopsis schwackeana*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), hedbra (*Hedyosmum brasiliense*), hyealc (*Hyeronima alchorneoides*), matjug (*Matayba juglandifolia*), miccab (*Miconia cabucu*), myrbra (*Myrcia brasiliensis*), myrpub (*Myrcia pubipetala*), myrspe (*Myrcia spectabilis*), myrspl (*Myrcia splendens*), myrumb (*Myrsine umbellata*), ocoele (*Ocotea elegans*), ocopar, (*Ocotea paranapiacabensis*), psicat, (*Psidium cattleianum*), psysut (*Psychotria suterella*), sapgla (*Sapium glandulosum*), schang (*Schefflera angustissima*), tibpul (*Tibouchina pulchra*), verpub (*Vernonanthura puberula*)..... 83

Figura 6 - Dinâmica de populações de 16 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P2 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida do número de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), batsti (*Bathysa stipulata*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *Canjerana*), camgua (*Campomanesia guaviroba*), chopoh (*Chomelia pohliana*), crysal (*Cryptocarya saligna*), eripen (*Eriotheca pentaphylla*), eugsub (*Eugenia subavenia*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), moucha, (*Mouriri chamissoana*), myrspl (*Myrcia splendens*), ocoele (*Ocotea elegans*), psynud (*Psychotria nuda*), psysut (*Psychotria suterella*), salgra (*Salacia grandifolia*)..... 84

Figura 7 - Dinâmica de populações de 16 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P2 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida da área basal de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), batsti (*Bathysa stipulata*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *Canjerana*), camgua (*Campomanesia guaviroba*), chopoh (*Chomelia pohliana*), crysal (*Cryptocarya saligna*), eripen (*Eriotheca pentaphylla*), eugsub (*Eugenia subavenia*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), moucha, (*Mouriri chamissoana*), myrspl (*Myrcia splendens*), ocoele (*Ocotea elegans*), psynud (*Psychotria nuda*), psysut (*Psychotria suterella*), salgra (*Salacia grandifolia*)..... 85

Capítulo 3

Figura 1 – Distribuição de <i>Guapira opposita</i> em classes de diâmetro (DAP) na parcela P1....	102
Figura 2 – Distribuição de <i>Guapira opposita</i> em classes de altura na parcela P1	102
Figura 3 – Distribuição de <i>Guapira opposita</i> em classes de diâmetro (DAP) na parcela P2 ...	103
Figura 4 – Distribuição de <i>Guapira opposita</i> em classes de altura na parcela P2	103
Figura 5 - Distribuição espacial de <i>Guapira opposita</i> ($DAP \geq 1,0$ cm) na parcela P1. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE)	104
Figura 6 - Distribuição espacial de <i>Guapira opposita</i> em diferentes classes de diâmetro na parcela P1.. Em cada uma das classes, o mapa das árvores está demonstrado à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE)	105
Figura 7 - Distribuição espacial de <i>Guapira opposita</i> ($DAP \geq 1,0$ cm) na parcela P2. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE)	106
Figura 8 - Distribuição espacial de <i>Guapira opposita</i> na Classe 1 ($DAP \leq 5$ cm) na parcela P2. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE)	106
Figura 9 - Distribuição espacial de <i>Guapira opposita</i> na Classe 2 ($DAP \leq 5,01 -10,0$ cm). Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE)	107

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Histórico dos censos realizados nas parcelas P1 e P2 localizadas no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil	9
---	---

Capítulo 1

Tabela 1 – Densidade, área basal, riqueza, índices de diversidade e similaridade das comunidades nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. DT: densidade total; ABT: área basal total; N.Fam: número de famílias amostradas; N.Gen: número de gêneros amostrados; Riqueza: número de espécies amostradas; H': índice de diversidade de Shannon; J: índice de Pielou.	43
--	----

Tabela 2 – Rank das 20 espécies mais importantes nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. Ni: número de indivíduos amostrados; DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância, VC: valor de cobertura.....	44
---	----

Capítulo 2

Tabela 1 – Parâmetros demográficos nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N06: Número de indivíduos em 2006; N13: Número de indivíduos em 2013; S: número de sobreviventes do primeiro censo; M: número de mortos; R: número de indivíduos recrutados; números grafados em negrito representam valores significativos ($p < 0,05$).....	75
---	----

Tabela 2 – Área basal das parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. AB0: área basal em 2006; AB1: área basal em 2013; ABS0: área basal em 2006 dos sobreviventes de 2013; ABS1: área basal dos sobreviventes em 2013; ABR: área basal dos indivíduos recrutados.....	76
---	----

Tabela 3 - Mortalidade (MM), Recrutamento (RR) e Crescimento (GG) das espécies com número de indivíduos inicial ≥ 10 , ordenadas de acordo com a taxa de mudança da população (r) na parcela P1 (2006-2013), Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N - valor de abundância em 2006 e 2013; S: número de sobreviventes; (r) taxas de mudança populacional de N ou AB; 48: classe com DAP 48 – 99.9 mm; 100: classe com DAP ≥ 100 mm; T: média dos tempos em anos $t_0-t_1 = \sim 8$ anos, MM: taxa de mortalidade anual, RR: taxa de recrutamento anual, GG: taxa de crescimento anual	77
---	----

Tabela 4 - Mortalidade (MM), Recrutamento (RR) e Crescimento (GG) das espécies com número de indivíduos inicial ≥ 10 , ordenadas de acordo com a taxa de mudança da população (r) na parcela P2 (2006-2013), Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: valor de abundância em 2006 e 2013; S: número de sobreviventes; (r) taxas de mudança populacional de N ou AB; 48: classe com DAP 48 – 99.9 mm; 100: classe com DAP ≥ 100 mm; T: média dos tempos em anos $t_0-t_1 = \sim 8$ anos, MM: taxa de mortalidade anual, RR: taxa de recrutamento anual, GG: taxa de crescimento anual	78
--	----

Introdução Geral

A Mata Atlântica é um dos centros de diversidade e endemismo de plantas vasculares (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Murray-Smith *et al.* 2009), além de ser uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo, um dos “hotspots” da biodiversidade global (Myers *et al.* 2000, Laurance & Vasconcelos 2009, Scarano 2009). Um dos grandes problemas para a conservação dessa diversidade é a fragmentação a que este bioma vem sendo submetido (Ranta *et al.* 1998, Metzger *et al.* 2009, Ribeiro *et al.* 2009).

A fragmentação altera o microclima do interior da floresta (Ewers & Banks-Leite 2013) e favorece o efeito de borda, pelo aumento da luminosidade, maior exposição aos ventos, e diminuição da umidade atmosférica e do solo (Kapos *et al.* 1997, Oliveira-Filho *et al.* 2007). Como parte desse processo, ocorre a alteração dos padrões de distribuição espacial, diversidade, dinâmica e genética das populações de espécies vegetais (Heinken & Weber 2013), tornando-as isoladas e propensas à extinção (Young *et al.* 1996, Lienert 2004, Ouborg *et al.* 2006).

O tamanho, a conectividade, a forma, o tempo de isolamento e a distância dos fragmentos são fatores que determinam a dinâmica destas florestas, com maior influência de fatores externos sobre os menores fragmentos (Saunders *et al.* 1991). O tamanho reduzido dos fragmentos (< 10 ha) pode resultar numa instabilidade extraordinária, inviabilizando a manutenção da comunidade e levando ao colapso de populações de interior de mata sensíveis aos efeitos de borda (Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003, Santos *et al.* 2008).

Alterações demográficas na comunidade arbórea ocorrem pelo aumento da abundância de espécies pioneiras próximo às bordas dos fragmentos e elevação das taxas de mortalidade de árvores do dossel (Turner 1996, Laurance *et al.* 1997, 1998, 2000), o que diminui a área basal, reduz a diversidade e compromete a regeneração da floresta (Murcia 1995, Benitez-Malvido & Martinez-Ramos 2003).

A compreensão das florestas tropicais depende do conhecimento de sua flora, bem como da análise da estrutura e do padrão espacial de suas populações (Marangon *et al.* 2003, Durigan 2009) para o entendimento de sua dinâmica (Silva, Martins, *et al.* 2009, Silva, van den Berg, *et al.* 2009). O estudo da estrutura aponta as mudanças mais marcantes que ocorrem durante a sucessão na floresta, tais como o aumento da altura do dossel, da densidade de árvores, do diâmetro, da área basal e da biomassa acima do solo (Chazdon 2008), enquanto a dinâmica avalia as mudanças espaço-temporais na composição florística e na estrutura das comunidades, com base nas flutuações de mortalidade, recrutamento e crescimento das árvores (Felfili 1995, Lopes & Schiavini 2007, Wagner *et al.* 2010).

Seja sob o aspecto estrutural ou da dinâmica, os estudos de sucessão secundária em ecossistemas florestais seguem duas abordagens básicas: 1) Avaliação através do tempo das

mudanças que ocorrem após perturbações; 2) Avaliação de diversos estágios sucessionais de idades conhecidas, incluindo-se os estudos de mosaicos florestais. Como as mudanças na composição de espécies e densidade em florestas naturais, sem a intervenção de uma grande perturbação, ocorrem lentamente, a maioria das informações a respeito da composição, estrutura e dinâmica de florestas tropicais são obtidas e monitoradas a partir de inventários repetidos de parcelas permanentes (Swaine *et al.* 1987, Ayyappan & Parthasarathy 2004, Phillips *et al.* 2008, Wagner *et al.* 2010).

O tamanho das parcelas e o intervalo de tempo utilizados para avaliação da estrutura e dinâmica de florestas tropicais variam de acordo com o descritor que se pretende avaliar. Geralmente os descritores estruturais (densidade, biomassa aérea) podem ser avaliados em pequenas parcelas, enquanto a dinâmica florestal (recrutamento, mortalidade, ganho e perda de biomassa aérea) requer uma relação espaço-temporal muito maior (Wagner *et al.* 2010).

Devido à variabilidade dos fragmentos florestais (Wagner *et al.* 2010), análises amplas são realizadas a partir de redes de parcelas para conferir confiança estatística nas conclusões (Condit 1995, Hall *et al.* 1998, Losos & Leigh 2004). Assim, parcelas de 50 hectares têm sido implantadas em todo o globo para testar teorias ecológicas (Condit 1998), como, por exemplo, a Parcela de Barro Colorado Island (BCI), com mais de 30 anos de levantamentos, originalmente estabelecida para avaliar teorias de manutenção da alta diversidade de espécies em florestas tropicais (Condit *et al.* 2012).

O uso de parcelas de tamanhos menores, por exemplo de um hectare, para avaliação da diversidade e abundância, pode subestimar a escala dos processos, principalmente em termos de demografia, produzindo, eventualmente, interpretações errôneas (Condit *et al.* 1992). Pequenas parcelas contíguas também podem apresentar autocorrelação espacial (Legendre 1993).

Por outro lado, parâmetros avaliados na maioria dos estudos de estrutura e dinâmica podem ser subestimados não apenas pela escala da unidade amostral, mas também pelo critério de inclusão, como é o caso da adoção de diâmetros de valores maiores tomados a 1,30 m de altura do solo (DAP), o que pode excluir da análise pequenas árvores e arbustos que compõem o estrato mais diverso e rico em espécies (Lü & Tang 2010).

Além das diferentes abordagens para análise da dinâmica sucessional, deve ser levado em conta que os processos ecológicos que a afetam variam entre os estágios sucessionais. Os processos estocásticos de dispersão e colonização influenciam a composição da comunidade mais fortemente no início da sucessão, ao passo que os determinísticos, como a fidelidade das espécies ao ambiente, tornam-se mais importantes posteriormente (Brown & Lugo 1990, Guariguata & Ostertag 2001, Chazdon 2003, Chazdon *et al.* 2007). Assim, a dinâmica de comunidades arbóreas de florestas tropicais é impulsionada pela sua história de perturbação (Machado & Oliveira-Filho 2010).

Analisando-se o histórico dos fragmentos florestais, observa-se que as taxas mais altas de recrutamento e mortalidade foram encontradas em áreas mais perturbadas no passado, de acordo com estudos desenvolvidos por Melo (2000), Gomes *et al.* (2003) e Ruschel *et al.* (2009), em Floresta Ombrófila Densa; Hack (2007) e Salami *et al.* (2014), em Floresta Ombrófila Mista; Scaranello (2010), em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e de Restinga; Oliveira-Filho *et al.* (1997, 2007), Nascimento *et al.* (1999), Appolinário *et al.* (2005), Higuchi *et al.* (2008), Silva & Araújo (2009) e Gastauer & Meira-Neto (2013), em Floresta Estacional Semidecidual; Werneck *et al.* (2000), em Floresta Decidual; e (Guimarães *et al.* 2008), em Floresta de Galeria.

Além de associar a dinâmica dos fragmentos ao histórico de degradação dos mesmos, Oliveira-Filho *et al.* (1997), em Floresta Estacional Semidecidual e Guimarães *et al.* (2008), em Floresta de Galeria, apontaram as áreas de borda como um importante componente a influenciar a estrutura e a dinâmica de uma comunidade arbórea.

Considerando a importância do histórico de degradação para a dinâmica sucessional de uma floresta tropical, o presente estudo teve como objetivo avaliar dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Montana, com diferentes históricos de uso, em um intervalo de oito anos, para testar as seguintes hipóteses: a) “A estrutura e a dinâmica de fragmentos florestais secundários está relacionada ao tipo de pressão antrópica a que foram submetidos no passado” e b) “A distribuição espacial de uma determinada espécie fornece indicações do estágio sucessional do fragmento florestal em que ocorre”.

Com base nestas hipóteses as perguntas que nortearam este estudo foram:

- 1) A estrutura da comunidade arbórea de dois fragmentos secundários próximos varia de acordo com o tipo de uso a que foram submetidos no passado?
- 2) Um fragmento secundário resultante da recuperação de uma antiga área de pastagem apresentaria maiores taxas de dinâmica em relação a outro submetido a corte seletivo de espécies arbóreas?
- 3) O intervalo de oito anos entre duas amostragens seria suficiente para detectar alterações significativas nos parâmetros estruturais e taxas da dinâmica da comunidade arbórea?
- 4) A estrutura populacional e a distribuição espacial de uma espécie da comunidade podem indicar diferenças sucessionais entre fragmentos próximos de uma mesma matriz florestal?

Área de Estudo

Localização e histórico

O Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) é uma unidade de conservação com 426 hectares localizada em área de proteção aos mananciais no Município de Santo André, SP, Brasil (23°46'41"S e 46°18'16"W) (Figura 1), nas encostas da Serra do Mar, com altitudes que variam de 780 na “Trilha da Pontinha” a 1174m no “caminho da Bela Vista”.

O Parque foi criado em 5 de junho de 2003 com o intuito de “conservar os contrafortes da Serra do Mar e as nascentes formadoras do rio Grande, o principal rio formador da represa Billings, que é responsável pelo abastecimento de 1,5 milhões de pessoas nos municípios da Grande São Paulo (PMSA 2008). O PNMNP faz parte de um contínuo de Mata Atlântica, limítrofe do Núcleo Itutinga-Pilões do Parque Estadual da Serra do Mar e da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (PMSA 2008).

Além da preservação do patrimônio ambiental, a região destaca-se historicamente pela presença da Vila de Paranapiacaba, um ponto estratégico na subida da Serra do Mar no período de implantação da ferrovia Santos-Jundiaí na segunda metade do século XIX (Mazzoco *et al.* 2005). A construção da Vila de Paranapiacaba, da estrada de ferro e a manutenção de atividades vitais para suprir um núcleo populacional tão isolado, tais como pequenas roças e criação de gado (Ferreira 1990), foram responsáveis pela degradação de trechos da floresta, bem como pela intensiva extração seletiva de madeiras e palmito juçara (*Euterpe edulis*) nos trechos de floresta mais próximos da Vila. Na década de 1980, a intensa poluição atmosférica gerada pelo complexo industrial de Cubatão foi responsável pela morte maciça de árvores, o que causou catastróficos escorregamentos nas encostas da Serra do Mar, e modificou profundamente a estrutura das matas nessa região, principalmente na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (Pompéia 1997, Santos 2004).

Geologia, Geomorfologia e Pedologia

A área do PNMNP apresenta embasamento geológico cristalino, em relevo bastante acidentado, com altas e médias declividades e amplitudes topográficas superiores a 200 metros, com escarpas festonadas, espigões digitados, morrotes baixos, morros paralelos e a falha de Cubatão (PMSA 2008). O Parque localiza-se no Planalto Paulistano e pertence à Província Geomorfológica do Planalto Atlântico e ao Complexo Litológico Costeiro. Apresenta na sua porção SE um perfil retilíneo, com diversas nascentes e grotas, solos rasos, com grandes matacões, vales fechados e abruptos, com topos de morro estreitos e alongados. Essas características geomorfológicas associadas à chuva abundante são a causa de frequentes deslizamentos no parque (PMSA 2008).

Os solos que predominam no PNMNP são o Podzólico Vermelho-Amarelo que corresponde ao relevo dissecado dos morros e o Hidromórfico que está presente nas áreas de várzea, os relevos de declividade acentuada de natureza granítica e gnáissica atribuem uma característica de solo raso pouco espesso e pouco desenvolvido, fazendo com que seja altamente susceptível a deslizamentos. Na região da Água Fria, especificamente, encontram-se o Cambissolo e o Latossolo Vermelho-Amarelo, com Neosolo Litólico encontrado nas vertentes mais íngremes, nas áreas mais escarpadas e em rupturas bruscas das vertentes, com até 40 cm de profundidade. Podem ainda ser encontrado Gleissolo associados às planícies dos cursos d'água, caracterizado pela grande influência do lençol freático e acúmulo de matéria orgânica na porção mais superficial e cor cinzenta (PMSA 2008).

Hidrografia

A hidrografia do PNMNP caracteriza-se por cursos d'água retilíneos, com padrão dendrítico e dezenas de nascentes subdivididas em 4 microbacias, dentre elas as principais estão situadas nas regiões Norte (N) e Nordeste (NE) do Parque, com canais perenes. Na microbacia NE encontram-se as nascentes do rio Grande, que é o principal tributário da represa Billings. Estas nascentes localizam-se nas encostas mais altas do Complexo Costeiro próximo das divisas de Santos e Mogi das Cruzes (PMSA 2008).

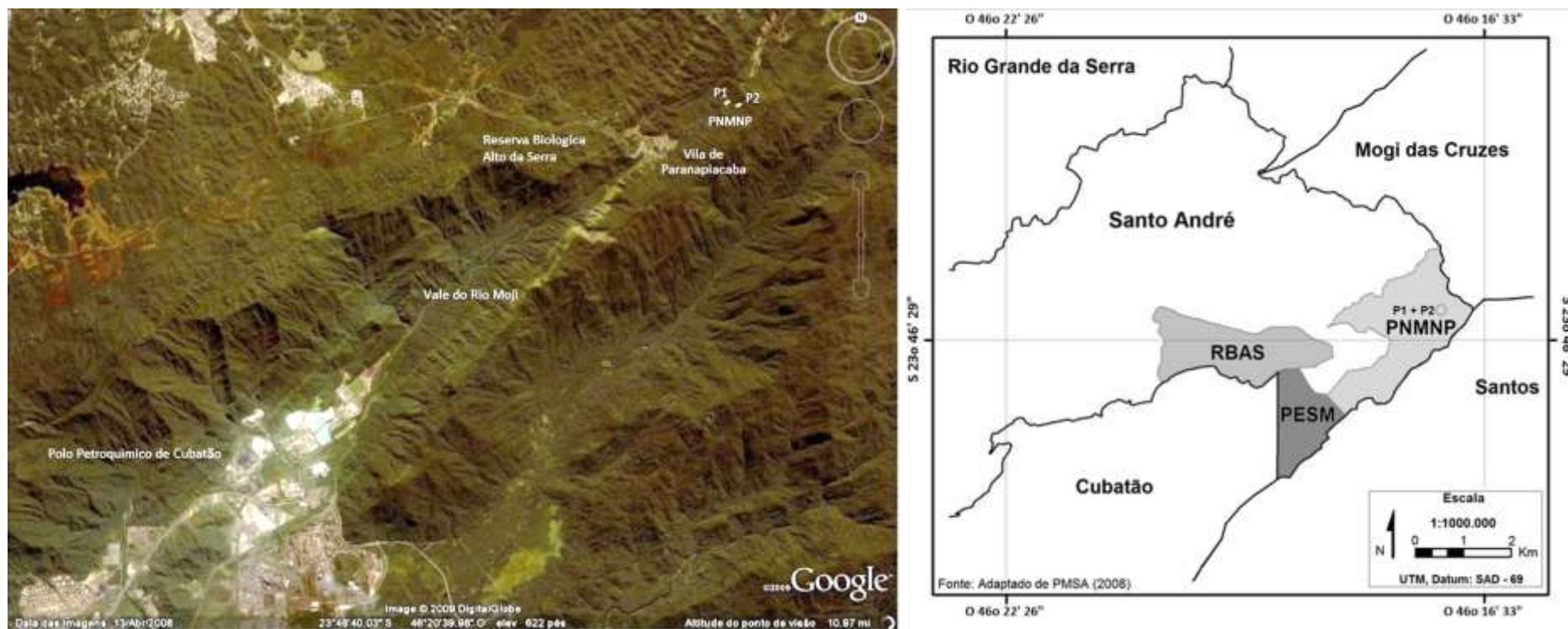


Figura 1 – Localização da área de estudo (parcelas P1 e P2) no Parque Natural Municipal das Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), próxima a trechos do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e da Reserva Biológica do Alto da Serra (RBAS). Parques localizados no Município de Santo André, vizinho dos Municípios de Mogi das Cruzes e Cubatão. Imagem de Satélite (Google maps em 13 de abril de 2008) com indicação das parcelas P1 e P2 no PNMNP, RBAS, Vila de Paranapiacaba e pólo Petroquímico de Cubatão no vale do Rio Moji.

Vegetação

A região do PNMNP é recoberta pela Floresta Ombrófila Densa Montana sensu IBGE (2012) ou Floresta Ombrófila Baixo-Montana sensu Oliveira-Filho & Fontes (2000). A floresta é considerada secundária em boa parte de sua extensão, mas relativamente conservada em alguns trechos, particularmente aqueles não afetados pela poluição gerada no pólo industrial de Cubatão, nas nascentes dos rios Grande e Pequeno (PMSA 2008).

A vegetação do Parque é formada por um mosaico de fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais, com trechos mais preservados localizados nos fundos de vale e nas áreas mais íngremes e de difícil acesso, com dossel de 20 m e emergentes com DAP superior a 100 cm e mais de 30 m de altura, com alta diversidade florística e presença de mirtáceas e lauráceas de grande porte como a murta, *Blepharocalyx salicifolius*, o cambuci *Campomanesia phaea*, o guamirim-vermelho, *Myrcia spectabilis*, a canela-crespa *Cinnamomum glaziovii* e canela-pimenta *Ocotea dispersa* (PMSA 2008, Lima *et al.* 2011).

Nas áreas com solos litólicos, o dossel é mais baixo e emergentes chegam no máximo a 15 m, com algumas espécies pioneiras muito comuns, como o tapiá-branco, *Alchornea glandulosa*, o tamanqueiro, *Aegiphila sellowiana* e o manacá-da-serra, *Tibouchina pulchra*. O subosque é denso, com espécies típicas deste estrato, como a cavarana (*Bathysa australis*) e a aricanga-do-brejo (*Geonoma schottiana*), além de árvores jovens de espécies arbóreas de maior porte.

Aproximadamente, 40 % do Parque é recoberto por vegetação secundária em estágio médio de regeneração, com dossel de até 17 m, sem emergentes, formado basicamente por espécies pioneiras de grande porte como tapiá-branco, tamanqueiro, manacá-da-serra e paucigarra, *Senna multijuga*.

Em algumas manchas isoladas, cerca de 5,48 % do parque, ocorre vegetação secundária em estágio inicial de recuperação, resultante de ação antrópica relativamente recente, com dossel baixo (5 - 10 m), formado basicamente pelo manacá-da-serra. Existe ainda vegetação aberta e pioneira, em 3,97 % do Parque, com cobertura de gramíneas, e esparsos arbustos e árvores pioneiras de até 5 m (PMSA 2008, Lima *et al.* 2011).

Área Amostral

Os estudos foram desenvolvidos na região da Água Fria e da Trilha da Comunidade, junto às cabeceiras do rio Grande, sob as rochas do Complexo Costeiro, com Latossolo Vermelho-Amarelo. Nesta região em 2005 foram implantadas e geo-referenciadas duas parcelas permanentes (P1 e P2) de 0,5 hectare cada, distantes 200 m entre si (Lima *et al.* 2011). Cada uma delas foi subdividida em 50 subparcelas de 10 x 10 m, totalizando 100 parcelas de 0,01 hectare (Figura 2).

As áreas delimitadas nas parcelas P1 e P2 possuem histórico de exploração diferenciado, o que se reflete no estágio sucessional mais inicial do fragmento P1 quando comparado a de P2 (Lima *et al.* 2011). A parcela P1 localiza-se a 23°46'08"S e 46°17'09"W, em terreno com altitudes que variam no sentido nordeste - sudoeste de 903 a 927 m (desnível de 24 m) (Figura 2). Este trecho da floresta, segundo relato dos moradores, era totalmente desmatado e serviu como pastagem até a década de 1980, quando foi abandonado. Ainda hoje, em algumas de suas clareiras, encontram-se touceiras de *Melinis minutiflora* P. Beauv., o capim-gordura, forrageira exótica possivelmente introduzida para alimentação do gado (Lima *et al.* 2011).

A outra parcela, denominada P2, localiza-se a 23°46'10"S e 46°17'00"W, com altitudes que variam no sentido oeste - leste de 923 a 964 m (desnível de 40 m), seu terreno muito íngreme, provavelmente impediu sua utilização para formação de pastagem, porém houve corte seletivo de madeiras e palmito (Figura 2) (Lima *et al.* 2011). Apesar do fragmento florestal de P2 constituir um relicto de floresta madura, a super-exploração do palmito jussara, *Euterpe edulis* L., praticamente extinguiu essa espécie da área, assim como aconteceu no final dos anos 90, na Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (Jordão & Poggiani 2009).

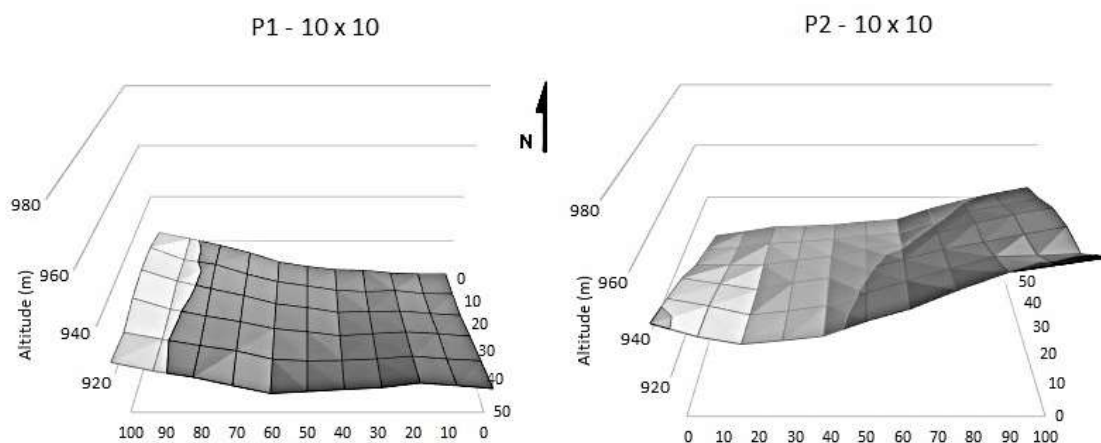


Figura 2 – Representação da topografia das parcelas P1 e P2, subdivididas em 50 subparcelas de 10 x 10 m (0,01 ha), com indicação das cotas altitudinais, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil.

Histórico e critérios dos levantamentos

As duas parcelas de 0,5 hectare foram demarcadas entre julho e setembro de 2005 (Lima *et al.* 2011). Em dezembro de 2005 teve início o levantamento sistemático da comunidade arbórea, onde todos os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 48 mm (PAP ≥ 150 mm) foram marcados com placas numeradas sequencialmente e medidos seu DAP e/ou PAP e altura total. Após oito anos, as mesmas parcelas foram novamente amostradas, utilizando-se o mesmo critério de inclusão (Tabela 1).

Tabela 1 – Histórico dos censos realizados nas parcelas P1 e P2 localizadas no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil.

Censo	P1	DAP (mm)	P2	DAP (mm)
	Período		Período	
1	Dezembro 2005 - Janeiro 2006	48	Janeiro 2006 - Fevereiro 2006	48
2	Setembro 2013 - Abril 2014	48	Fevereiro 2013 - Abril 2014	48
Intervalo	7,95 anos		8,13 anos	

Uma coleção-testemunho de cada espécie encontrada nas parcelas foi depositada no Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo (SP). A revisão do nome das espécies foi feita de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil: floradobrasil.jbrj.gov.br (Forzza 2015) e o sistema de classificação utilizado foi o Angiosperm Phylogeny Group III (APG III 2009)

Referências Bibliográficas

- APG III.** 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161: 205–121.
- Appolinário, V., Oliveira-Filho, T.A. & Guilherme, F.A.G.** 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Braz. J. Bot.* 28: 347–360.
- Ayyappan, N. & Parthasarathy, N.** 2004. Short-term changes in tree populations in a tropical evergreen forest at Varagalaia, Western Ghats, India. *Biodivers. Conserv.* 13: 1843–1851.
- Benitez-Malvido, J. & Martinez-Ramos, M.** 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. *Conserv. Biol.* 17: 389–400.
- Brown, S. & Lugo, A.E.** 1990. Tropical secondary forests. *J. Trop. Ecol.* 6: 1–32.
- Chazdon, R.L.** 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 51–71.
- Chazdon, R.L.** 2008. Chance and determinism in tropical forest succession, p. 384–408. *In* W.P. Carson & S.A. Schnitzer (eds.). *Tropical Forest Community Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Chazdon, R.L., Letcher, S.G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B.** 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 362: 273–289.
- Condit, R.** 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *TREE* 10: 18–22.
- Condit, R.** 1998. *Tropical Forest Census Plots*. Springer-Verlag and R.G. Landes Company., Berlin and Georgetown, Texas.
- Condit, R., Chisholm, R.A. & Hubbell, S.P.** 2012. Thirty Years of Forest Census at Barro Colorado and the Importance of Immigration in Maintaining Diversity. *PLoS ONE* 7: e49826.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B.** 1992. Short-Term Dynamics of a Neotropical Forest. *BioScience* 42: 822–828.
- Durigan, G.** 2009. Estrutura e diversidade de comunidade florestais., p. 185–215. *In* *Ecologia de Florestas Tropicais Do Brasil*. Editora UFV, Viçosa.
- Ewers, R.M. & Banks-Leite, C.** 2013. Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. *PLoS ONE* 8: e58093.
- Felfili, J.M.** 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). *J. Trop. Ecol.* 11: 67–83.
- Ferreira, J.** 1990. Memórias de Paranapiacaba, p. 120. *In* *Paranapiacaba, Estudos E Memória*. PMSA, Santo André, SP.
- Forzza, R.C.** 2015. Lista de Espécies da Flora do Brasil [www Document]. URL <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2015/>, retrieved January 2014.

- Gastauer, M. & Meira-Neto, J.A.A.** 2013. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. *Acta Bot. Bras.* 27: 270–285.
- Gomes, E.P.C., Mantovani, W. & Kageyama, P.Y.** 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 63: 47–60.
- Guariguata, M.R. & Ostertag, R.** 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manag.* 148: 185–206.
- Guimarães, J.C., van den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L. & Oliveira-Filho, A.T.** 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev. Bras. Botânica São Paulo* 31: 621–632.
- Hack, C.** 2007. Respostas da vegetação remanescente e regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista cinco anos após intervenções de manejo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, RS., Santa Maria, RS.
- Hall, P., Ashton, P.S., Condit, R., Manokaran, N. & Hubbell, S.P.** 1998. Signal and noise in sampling tropical forest structure and dynamics., p. 63–78. *In* Forest Biodiversity Diversity Research, Monitoring, and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies. UNESCO/Parthenon Publishing Group, Paris, France.
- Heinken, T. & Weber, E.** 2013. Consequences of habitat fragmentation for plant species: Do we know enough? *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 15: 205–216.
- 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. *Rev. Árvore* 32: 417–426.
- IBGE.** 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, Rio de Janeiro.
- Jordão, S.M.S. & Poggiani, F.** 2009. O extrativismo predatório do palmito., p. 473–490. *In* M.I.M.S. Lopes, M. Kirizawa & M.M. da R.F. de Melo (eds.). Patrimônio Da Reserva Biológica Do Alto Da Serra de Paranapiacaba: A Antiga Estação Biológica Do Alto Da Serra. Instituto de Botânica, São Paulo.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L. & Ganade, G.** 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *Trop. For. Remn. Ecol. Manag. Conserv. Fragm. Communities Univ. Chic. Press Chic.* 101: 33–44.
- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L. & Lovejoy, T.E.** 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E.** 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. *Conserv. Biol.* 12: 460–464.

- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Gascon, C. & Lovejoy, T.E.** 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117–1118.
- Laurance, W.F. & Vasconcelos, H.L.** 2009. Consequencias ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Bras.* 13: 434–451.
- Legendre, P.** 1993. Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Lienert, J.** 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *J. Nat. Conserv.* 12: 53–72.
- Lima, M.E.L., Cordeiro, I. & Moreno, P.R.H.** 2011. Estrutura do componente arbóreo em Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André, SP, Brasil. *Hoehnea* 38: 73–96.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I.** 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 21: 249–261.
- Losos, E.C. & Leigh, E.G.** 2004. Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Lü, X.T. & Tang, J.W.** 2010. Structure and composition of the understory treelets in a non-dipterocarp forest of tropical Asia. *For. Ecol. Manag.* 260: 565–572.
- 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 Bot. Bras.* 24: 250–261.
- Marangon, L.C., Soares, J.J. & Feliciano, A.L.P.** 2003. Florística arborea da mata da pedreira, município de Viçosa Minas Gerais. *Rev. Árvore* 27: 207–215.
- Mazzoco, M.I.D., Santos, C.R. & Gledhill, H.S.** 2005. De Santos a Jundiá: nos trilhos do café com a São Paulo Railway. Mazzoco, Maria Inês Dias, Cecília Rodrigues dos Santos, and H. Sabrina Gledhill. De Santos a Jundiá: nos trilhos do café com a São Paulo Railway. Magma Cultural, 2005. Magma Cultural, São Paulo.
- Melo, M.M.R.F.** 2000. Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. & Perдини, R.** 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* 142: 1166–1177.
- Murcia, C.** 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10: 58–62.
- Murray-Smith, C., Brummitt, N.A., Oliveira-Filho, A.T., Bachman, S., Moat, J., Lughadha, E.M.N. & Lucas, E.J.** 2009. Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. *Conserv. Biol.* 23: 151–163.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Nascimento, H.E.M., Dias, A.D.S., Tabanez, A.J. & Viana, V.M.** 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Rev. Bras. Biol.* 59: 329–342.
- 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). *Braz. J. Bot.* 30: 149–161.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S.** 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecol.* 131: 45–66.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L.** 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* 32: 793–810.
- Ouborg, N.J., Vergeer, P. & Mix, C.** 2006. The rough edges of the conservation genetics paradigm for plants. *J. Ecol.* 94: 1233–1248.
- Phillips, O.L., Lewis, S.L., Baker, T.R., Chao, K.J. & Higuchi, N.** 2008. The changing Amazon forest. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 363: 1819–1827.
- PMSA.** 2008. Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba. Revelando o nosso parque. 2 ed. Edição ampliada e revisada. Prefeitura do Município de Santo André, Annablume; Paradiso, São Paulo.
- Pompéia, S.L.** 1997. Sucessão secundária da Mata Atlântica em áreas afetadas pela poluição atmosférica de Cubatão, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E. & Siitonen, M.** 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7: 385–403.
- Ribeiro, M.T., Ramos, F.N. & Santos, F.A.M.** 2009. Tree structure and richness in an Atlantic forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. *Rev. Árvore* 33: 1123–1132.
- 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. *Rev. Árvore* 33: 101–115.
- Salami, B., Higuchi, P., Silva, A.C., Ferreira, T.S.F., Marcon, A.K., Junior, F.B. & Bento, M.A.** 2014. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. *Sci. For.* 42: 197–207.
- Santos, A.R.** 2004. A grande barreira da Serra do Mar: Da trilha dos Tupiniquins à Rodovia dos Imigrantes. O Nome da Rosa, São Paulo.

- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A.S., Alves-Costa, C.P. & Tabarelli, M.** 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 141: 249–260.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R.** 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conserv. Biol.* 5: 18–32.
- Scaranello, M.A.S.** 2010. Dinâmica da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa de terras baixas e de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Scarano, F.R.** 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1201–1208.
- Silva, A.C., van den Berg, E., Higuchi, P., Oliveira-Filho, A.T., Marques, J., Appolinário, V., Pifano, D.S., Ogusuku, L.M. & Nunes, M.H.** 2009. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. *Rev. Bras. Botânica* 32: 283–297.
- Silva, K.E., Martins, S.V., Santos, N.T. & Ribeiro, C.A.A.S.** 2009. Padrões espaciais de espécies arbóreas tropicais., p. 216–244. *In Ecologia de Florestas Tropicais Do Brasil*. Editora UFV, Viçosa.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M.** 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 23: 49–56.
- Swaine, M.D., Lieberman, D. & Putz, F.E.** 1987. The Dynamics of Tree Populations in Tropical Forest: A Review. *J. Trop. Ecol.* 3: 359–366.
- Turner, I.M.** 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* 33: 200–209.
- Wagner, F., Rutishauser, E., Blanc, L. & Herault, B.** 2010. Effects of Plot Size and Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics. *Biotropica* 42: 664–671.
- Werneck, M.D.S., Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto, E.** 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Braz. J. Bot.* 23: 401–413.
- Young, A., Boyle, T. & Brown, T.** 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11: 413–418..

CAPÍTULO 1

Estrutura e Diversidade da Floresta Ombrófila Densa Montana secundária submetida a diferentes distúrbios

Artigo preparado segundo as normas da revista:

International Journal of Tropical Biology and Conservation

RESUMO

A Mata Atlântica, um dos maiores centros de diversidade e endemismo de plantas vasculares do planeta, é também uma das florestas mais ameaçadas, sendo considerada como um dos hotspots da biodiversidade global. Apesar da sua importância, esta diversidade vem sendo perdida, gerando instabilidade e produzindo alterações demográficas na comunidade, principalmente com aumento nas taxas de mortalidade e recrutamento de pioneiras, comprometendo a regeneração e reduzindo a diversidade. No presente estudo foi avaliada a estrutura e a diversidade arbórea ($DAP \geq 4,8$ cm) de duas parcelas (0,5 hectare cada), P1 uma área que sofreu corte raso e foi utilizada como pastagem até os anos 1980 e P2 submetida a corte seletivo de espécies e super-exploração de *Euterpe edulis*, ambas inseridas numa matriz de Floresta Ombrófila Densa Montana (Mata Atlântica), no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), em Santo André, São Paulo, Brasil através de duas amostragens em 2006 e 2013. Para a análise de cada parcela, foram calculados a densidade, área basal, distribuição diamétrica observada e balanceada, quociente “q” de De Liocourt, curvas de rarefação, diversidade (H'), equitabilidade (J'), similaridade de Sorensen, e os parâmetros fitossociológicos clássicos. No ano de 2006 foram amostradas ao todo 1165 árvores pertencentes a 124 espécies em P1, e 730 árvores pertencentes a 123 espécies, em P2. No ano de 2013 foram amostradas 1269 árvores pertencentes a 136 espécies, em P1, e em P2, 762 pertencentes a 130 espécies. A diversidade H' e equitabilidade J' foram maiores em P2 que em P1, com 50 % de espécies raras nos dois períodos. A distribuição diamétrica apresentou um padrão J-invertido em P1 e P2 em ambos períodos, com uma tendência a floresta balanceada. Em P1 *Miconia cabucu* em 2006 e *Guapira opposita* em 2013 tiveram maior VI e em P2 *Bathysa stipulata* o maior VI nos dois períodos. Os resultados revelam que P2 encontra-se em um estágio sucessional mais avançado em relação a P1.

Palavras-chave: mata atlântica, pastagem abandonada, exploração seletiva de espécies arbóreas, quociente “q”, índice de shannon

INTRODUÇÃO

O que resta atualmente da Mata Atlântica é o reflexo do histórico de seu desmatamento ao longo dos diferentes ciclos econômicos, que converteu grande parte de sua extensão original em pastagens, lavouras e núcleos urbanos (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Rodrigues, Brancalion, & Isernhagen, 2009; Warren, 1996). É uma das florestas tropicais mais ameaçadas e um dos centros mundiais de biodiversidade e endemismo de plantas vasculares e por isso considerada entre os 35 hotspots de biodiversidade do planeta (Laurance & Vasconcelos, 2009; Mittermeier, Turner, Larsen, Brooks, & Gascon, 2011; Murray-Smith et al., 2009; Scarano, 2009).

A recuperação natural dessa floresta, alterada por práticas agrícolas ou pastoris, é proporcionada pela sucessão secundária, que em geral é mais lenta em pastagens abandonadas, do que em áreas cultivadas (Aide, Zimmerman, Herrera, Rosario, & Serrano, 1995; Chazdon, 2003; Ferguson, Vandermeer, Morales, & Griffith, 2003; Tonhasca, 2005).

A intensidade do impacto resultante da atividade agrícola está relacionada à extensão da área utilizada, duração e preparo da terra, ou seja, retirada total ou parcial da cobertura florestal, manualmente, com máquinas ou queimada, e utilização de agrotóxicos e fertilizantes (Zermeño-Hernández, Méndez-Toribio, Siebe, Benítez-Malvido, & Martinez-Ramos, 2015).

Apesar da velocidade da sucessão variar de acordo com o histórico e a intensidade do distúrbio sofrido, em geral a recuperação da biomassa é mais rápida, enquanto a composição florística da floresta secundária continua, por muitas décadas, a ser bem diferente da floresta original (Brown & Lugo, 1990; Finegan, 1996; Hooper, Legendre, & Condit, 2004; Letcher & Chazdon, 2009), principalmente em pastagens abandonadas (Letcher & Chazdon, 2009).

A supressão de trechos da cobertura vegetal original para criação de gado ou cultivo, produz um mosaico de pastagens, plantações e remanescentes florestais (Tilman, Cassman, Matson, Naylor, & Polasky, 2002), que além de reduzir a diversidade biológica da floresta, provoca a desorganização de seus processos ecossistêmicos (Aide, Zimmerman, Pascarella, Rivera, & Marcano-Vega, 2000; Cheung, Liebsch, & Marques, 2010; Esquivel, Harvey, Finegan, Casanoves, & Skarpe, 2008; Holl, Loik, Lin, & Samuels, 2000; Houghton, 2003; Kaimowitz, 1996). Com o passar do tempo, o uso intensivo dessas áreas acarreta o esgotamento do solo e consequente diminuição da produtividade das terras, que acabam por ser abandonadas, com sua função ecossistêmica profundamente alterada (Cheung et al., 2010).

A supressão de fragmentos de uma floresta afeta a abundância e a diversidade de seus propágulos e plântulas, responsáveis pela sucessão secundária (Aide et al., 1995; Benítez-Malvido, 2006; Chazdon, 2003; Holl et al., 2000; Martinez-Ramos & García-Orth, 2007; Zermeño-Hernández et al., 2015). Além disso, os propágulos oriundos de áreas florestais próximas (Günter, Weber, Erreis, & Aguirre, 2007), que escapam à intensa predação a que estão

expostos, tem dificuldade para se estabelecer devido à compactação e impermeabilização do solo (Chazdon, 2003), pobre em nutrientes pela intensa utilização a que foi submetido (Aide & Cavelier, 1994; Aide et al., 1995; Chazdon, 2003; Holl, 1999; Holl et al., 2000; Uhl, 1987).

Em pastos abandonados há uma dificuldade adicional para a sucessão, representada pela cobertura de gramíneas forrageiras, cujo emaranhado de estolões dificulta o estabelecimento de propágulos (C. R. Martins, Leite, & Haridasan, 2004; Zimmerman, Pascarella, & Aide, 2000).

Apesar do extrativismo madeireiro ser considerado uma atividade de impacto relativamente baixo na floresta (Broadbent et al., 2008), uma vez que possibilita o uso sustentável desse recurso (Dekker & De Graaf, 2003; Gatti et al., 2015; Rametsteiner & Simula, 2003), alguns autores acreditam que a derrubada seletiva de espécies madeireiras é tão danosa para a sucessão, quanto a substituição de fragmentos por pastos e campos de cultivo (Asner et al., 2005; Broadbent et al., 2008).

O corte seletivo de árvores, mesmo considerando-se a aparente rápida recuperação das florestas extrativistas, causa mudanças nos sistemas micrometeorológicos e hidrológicos da floresta, aumenta a susceptibilidade a incêndios e produz alterações na estrutura e composição da floresta (Broadbent et al., 2008; Cochrane, 2001; Nepstad et al., 1999; Uhl, Veríssimo, Mattos, Brandino, & Guimarães Vieira, 1991; Veríssimo, Barreto, Mattos, Tarifa, & Uhl, 1992).

Alguns estudos têm demonstrado que o corte seletivo tem baixo impacto na diversidade (Charles H. Cannon, Peart, & Leighton, 1998; Imai et al., 2012; Johns, 1988), porém alto impacto na composição de espécies (Ganzhorn, Ganzhorn, Abraham, Andriamanarivo, & Ramananjatovo, 1990; Magnusson, de Lima, Quintiliano Reis, Higuchi, & Ferreira Ramos, 1999; Silva et al., 1995), na diversidade genética das populações (Jennings, Brown, Boshier, Whitmore, & Lopes, 2001), na estrutura da floresta (Chuck H. Cannon, Peart, Leighton, & Kartawinata, 1994; Hall, Harris, Medjibe, & Ashton, 2003; Okuda et al., 2003) e ciclagem de nutrientes (Herbohn & Congdon, 1993).

Para as espécies tardias, de crescimento lento e tolerantes à sombra, tanto o corte raso quanto o seletivo interferem na riqueza, principalmente por estas estarem representadas na floresta como singletons ou doubletons (Gatti, 2011; Gatti et al., 2015).

Um dos aspectos críticos da extração seletiva de madeiras é a abertura de clareiras que produzem um impacto imediato sobre a interceptação da luz, estresse hídrico e produtividade das espécies da floresta (Healey, Price, & Tay, 2000). Estima-se que, em média, a área inicial afetada pela abertura de uma clareira seja um círculo com raio entre 50 e 100 m (Asner, Keller, & Silva, 2004). As clareiras produzidas pela extração de árvores, bem como sua área de influência, facilitam a invasão de ervas daninhas e trepadeiras, dificultando a regeneração de espécies tardias (Gatti et al., 2015; Schnitzer, Dalling, & Carson, 2000). Por outro lado, pequenas clareiras naturais produzidas pela morte de árvores e/ou queda de galhos, beneficiam as plantas jovens de espécies

tolerantes à sombra, favorecendo seu crescimento e, por conseguinte o fechamento do dossel, limitando a colonização por espécies heliófilas como cipós e ervas daninhas (Asner et al., 2004; Gatti et al., 2015; Thorpe, Thelen, Diaconu, & Callaway, 2009).

Quanto ao tempo de recuperação de florestas extrativistas, Gatti *et al.* (2015) sugeriram 30 anos para o restabelecimento da densidade original das florestas tropicais montanas de Serra Leoa na África, enquanto que para as florestas do Monte Kilimanjaro, Rutten *et al.* (2015) recomendaram um período superior a 40 anos para restabelecimento da estrutura e para que as árvores de grande porte pudessem crescer e produzir sementes repetidas vezes, até o próximo ciclo de corte.

Aparentemente a recuperação da estrutura se processa de maneira distinta em relação aos seus diferentes componentes. Estimativas de recuperação do DAP original em florestas moderadamente a fortemente exploradas, estão entre 74 e 111 anos, enquanto a área basal entre 95 e 112 anos respectivamente (Bonnell, Reyna-Hurtado, & Chapman, 2011). Outros autores indicam um tempo muito maior, entre 100 e 1000 anos, para a recuperação da estrutura, e estabelecimento de uma comunidade de espécies secundárias e tardias (Bonnell et al., 2011; Chapman et al., 2010; Finegan, 1996; Liebsch, Marques, & Goldenberg, 2008). Por outro lado, segundo Chazdon *et al.* (2007) a recuperação da composição de espécies, é mais difícil de ser restabelecida a uma condição pré-distúrbio.

Na Mata Atlântica, assim como em outras florestas tropicais, a recuperação da estrutura das florestas secundárias, de maneira geral, é mais rápida do que da composição e riqueza de espécies. Porém, o tempo necessário para que estas florestas secundárias apresentem riqueza e diversidade similares a florestas maduras, é menor do que para a recuperação dos valores da estrutura física, como a biomassa (Brown & Lugo, 1990; Guariguata & Ostertag, 2001; Padgurschi, Pereira, Tamashiro, & Joly, 2011; Piotto, Montagnini, Thomas, Ashton, & Oliver, 2009; M. Tabarelli & Mantovani, 1999; Vandermeer, Cerda, & Boucher, 1997).

Estudos sobre a recuperação da Mata Atlântica apontam espécies iniciais da sucessão, que estabelecem condições para que outras, de estágios sucessionais mais avançados, se estabeleçam (Alves & Metzger, 2006; Garcia et al., 2011; Higuchi et al., 2006; Narvaes, Brena, & Longhi, 2005; M. Tabarelli & Mantovani, 1999).

Neste trabalho, avaliamos as diferenças florísticas e estruturais de dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Montana, submetidos a diferentes regimes de exploração, iniciados na última década do século XIX e mantidos até 1980, quando cessaram tais atividades. Um deles, com supressão quase total da vegetação, onde um pasto para gado foi mantido até a década de 1980, e outro submetido a corte seletivo, não manejado, de madeiras variadas e *Euterpe edulis*. Assim, tivemos por objetivo responder às seguintes perguntas: 1) A estrutura dos fragmentos estudados (área basal e densidade) e a diversidade e riqueza são semelhantes, independentemente do

distúrbio a que foram submetidos? 2). Com base no estudo realizado na área em 2006 (M. E. L. Lima, Cordeiro, & Moreno, 2011), quais foram as alterações estruturais e florísticas observadas após oito anos? 3) Apesar da proximidade entre os dois fragmentos, há espécies exclusivas em cada um deles?

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba – PNMNP, Santo André (SP), Brasil, (23°46'41" S, 46°18'16" W), uma Unidade de Conservação de 400 ha, localizada no Município de Santo André, São Paulo, Brasil, na região das nascentes do Rio Grande, um dos principais formadores da Represa Billings, responsável pelo abastecimento de 1,5 milhões de pessoas nos municípios próximos da cidade de São Paulo (PMSA, 2008).

O clima da região é classificado como “Cfb”, isto é, subtropical úmido, de clima oceânico, sem estação seca e com verão temperado (Alvares, Stape, Sentelhas, Gonçalves, & Sparovek, 2013), com média pluviométrica anual superior a 1700 mm e temperaturas médias anuais máxima de 22 e mínima de 14 °C. A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Montana, secundária em grande parte de sua extensão, com histórico de extrativismo da madeira e incipiente atividade agropecuária registrada a partir da segunda metade do século XIX (Ferreira, 1990; M. E. L. Lima et al., 2011; PMSA, 2008).

Trechos dessa floresta foram totalmente suprimidos para a construção da ferrovia Santos-Jundiaí e da Vila de Paranapiacaba, iniciadas em 1861 para o transporte da produção de café do interior do Estado de São Paulo para o Porto de Santos, onde era exportado para outros países (Lopes & Kirizawa, 2009).

Para este estudo foram utilizadas duas parcelas de 0,5 hectare, divididas em 50 sub-parcelas de 10 x 10 m, distantes 200 metros entre si, implantadas em 1995 (M. E. L. Lima et al., 2011), uma delas (P1), em um fragmento de floresta secundária, resultante da recuperação de pastagem abandonada há cerca de 35 anos, com *Melinis minutiflora* P. Beauv., o capim exótico cultivado para o pasto, ainda crescendo em uma de suas clareiras; e outra em um fragmento, onde houve corte seletivo para extração de madeira de espécies variadas e palmito de *Euterpe edulis* Mart. (P2).

O primeiro estudo foi realizado em 2006 (M. E. L. Lima et al., 2011), quando todas as árvores com DAP $\geq 4,8$ cm tiveram seu diâmetro aferido e foram amostradas para identificação. Em 2013, todas essas foram novamente medidas, assim como amostradas e medidas aquelas que alcançaram o diâmetro mínimo nesse ano.

As amostras foram identificadas e classificadas nas famílias reconhecidas pelo APG III (APG III, 2009), encontrando-se depositadas no herbário do Instituto de Botânica -SP.

Para descrever a estrutura horizontal da comunidade arbórea, foram calculados os parâmetros fitossociológicos clássicos (Muller-Dombois & Ellenberg, 1974) para cada espécie: Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR), Frequência Relativa (FR), Valor de Importância (VI) e Valor de Cobertura (VC).

Foram estimados o Índice de Diversidade de Shannon (H') a equabilidade (J') e a similaridade florística foi calculada por meio do Índice de Sorensen, a partir da matriz de presença e ausência das espécies (Muller-Dombois & Ellenberg, 1974). Para comparação da riqueza entre as parcelas de diferentes usos e no período avaliado, foram elaboradas curvas de rarefação baseado no número de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001).

Para avaliar a significância da diferença entre valores de densidade e área basal das duas parcelas, foi aplicado um teste t pareado, das médias desses parâmetros obtidas nas duas amostragens e o teste t de Hutcheson (1970) para os resultados da diversidade de Shannon (H'). As árvores amostradas foram distribuídas em classes com amplitude de 5 cm de DAP como em Souza & Soares (2013), com 7,3 cm como centro da primeira classe, sendo realizado o ajuste da distribuição observada segundo o modelo exponencial de Meyer ($Y_j = e^{\beta_0 + \beta_1 D_j}$; onde: Y_j =estimador do número de árvores por hectare na j -ésima classe de dap; β_0 e β_1 = são parâmetros a serem estimados; D_j = é o centro da classe de diâmetro da j -ésima classe de DAP; e e =constante dos logaritmos neperianos) (Meyer, 1952; Souza & Soares, 2013). Para avaliar se a estrutura diamétrica obtida nas parcelas foi balanceada, foi calculado o quociente “q” de De Liocourt (Meyer, 1952), tanto para a frequência observada, quanto para a estimada, obtido pela divisão do número de indivíduos de uma classe pelo número de indivíduos da classe anterior (Felfili, 1997).

Para o cálculo dos descritores fitossociológicos foi utilizado o software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2009), para os Índices de diversidade, equabilidade, similaridade e a curva de rarefação o pacote “vegan” do R-project (Oksanen et al., 2014) e para o teste t de Hutcheson o programa PAST versão 3.06 (Hammer, Ryan, & Harper, 2001).

RESULTADOS

Em 2006 foram amostradas 1165 árvores em P1 e 730 em P2, correspondendo às densidades de 2330 e 1460 ind.ha⁻¹, e área basal de 26,43 e 33,46 m²/hectare e em 2013, 1269 em P1 e 762 em P2, com densidades de 2538 e 1524 ind.ha⁻¹, e área basal de 29,57 e 37,84 m²/hectare respectivamente (Tabela 1). Entre as árvores amostradas em 2006 foram identificadas 124 espécies em 80 gêneros de 41 famílias em P1 e 123 espécies em 81 gêneros de 37 famílias

em P2, sendo 70 espécies comuns às duas parcelas, 54 exclusivas de P1 e 53 de P2 (Tabela 1). Em 2013 o número de espécies elevou-se a 136 em 83 gêneros de 43 famílias em P1 e 130 em 84 gêneros de 41 famílias em P2, sendo 77 comuns às duas parcelas, com 59 exclusivas de P1 e 53 de P2 (Tabela 1). A comparação da lista de espécies encontradas em cada uma das parcelas pelo Índice de Sorensen apontou baixa similaridade florística entre elas, com valores de 0,39 e 0,40 em 2006 e 2013 respectivamente (Tabela 1).

A curva de rarefação indicou diferenças significativas entre a diversidade de P1 e P2, tanto em 2006 quanto em 2013 (Figura 1). No ponto de igual esforço amostral, P2 apresentou riqueza de 122,93 espécies (IC 95%: $\pm 0,25$) em 2006 e de 127,74 espécies (IC 95%: $\pm 1,42$) em 2013, enquanto P1 apresentou 105,46 espécies (IC 95%: $\pm 3,43$) em 2006 e 110,85 espécies (IC 95%: $\pm 3,90$) em 2013 (Figura 1).

A análise comparativa da diversidade de cada uma das parcelas nas duas amostragens com o teste t de Hutcheson de P1 em 2006 ($H' = 3,80$) e 2013 ($H' = 3,79$) não indicou diferença significativa quanto ao índice de Shannon ($t=0,02749$, gl.=2431,7, $p = 0,978$), da mesma forma para P2 entre os anos de 2006 ($H' = 4,02$) e 2013 ($H' = 4,10$), ($t=-1,0124$, gl.=1490, $p = 0,31149$). Porém entre P1 e P2 houve diferença significativa tanto em 2006 ($t=-3,5599$, gl.=1619,1, $p=0,001$) como em 2013 ($t=-4,7189$, gl.=1745, $p<0,0001$) (Tabela 1). A equabilidade (J') foi maior em P2 tanto em 2006 ($J'=0,84$) quanto em 2013 ($J'=0,84$) (Tabela 1).

Analisando o conjunto de espécies encontradas em P1, a família Myrtaceae foi a mais abundante em 2006 e 2013 com 172 e 196 árvores respectivamente, seguida de Rubiaceae (146 e 174), Nyctaginaceae (155 e 171), e Melastomataceae (133 e 16) em 2006 e 2013 respectivamente (Anexo 1). As famílias Myrtaceae e Rubiaceae foram também as mais ricas tanto em 2006, com 24 e 13 espécies, quanto em 2013, com 29 e 15 espécies respectivamente (Anexo 1).

Em P1 no ano de 2006, 32,26 % das espécies foram amostradas por apenas uma árvore e 16,95% por duas, enquanto em 2013, 35,29 % eram singletons, com destaque para *Piper dilatatum*, *Symphypappus itatiquensis* e *Eugenia oblongata* que foram amostradas por uma árvore apenas na segunda amostragem e *Coussarea contracta* e *Psychotria fluminensis*, duas Rubiaceae que não foram reamostradas em 2013; e 13,97 % doubletons, como *Vernonanthura divaricata* que perdeu quatro de suas seis árvores amostradas em 2006, além de *Psychotria hastisepala* que foi registrada pela primeira vez em P1 (Tabela 1 e Anexo 1).

As espécies com os 10 maiores valores de área basal na primeira amostragem de P1 foram *Miconia cabucu*, *Guapira opposita*, *Croton macrobothrys*, *Tibouchina pulchra*, *Cyathea delgadii*, *Vernonanthura puberula*, *Psychotria suterella*, *Alchornea triplinervia*, *Myrsine umbellata* e *Ocotea paranapiacabensis*, enquanto em 2013 a maioria delas continuaram entre as dez mais, com exceção de *Myrsine umbellata* e *Ocotea paranapiacabensis*, que foram ultrapassadas por *Clethra scabra* e *Hedyosmum brasiliense* (Anexo 1).

Os valores dos parâmetros fitossociológicos clássicos para todas espécies da parcela P1 tanto em 2006 quanto em 2013 são apresentados nos Anexos 2 e 3 respectivamente. Dentre estas espécies amostradas, *Miconia cabucu* foi aquela com o maior Valor de Importância (VI), maior dominância relativa (DoR), e valor de cobertura (VC) em 2006 na parcela P1. A segunda espécie em importância foi *Guapira opposita* com maior densidade relativa (DR), a terceira espécie em VI foi *Psychotria suterella*, seguido de mais 17 espécies (Tabela 2). Em 2013 a espécie de maior VI foi *Guapira opposita* com maior densidade (DR) valor de cobertura (VC), substituindo a primeira colocada em 2006 *Miconia cabucu* que apesar do maior valor de dominância (DoR), não foi suficiente para manter a maior importância (VI) de 2006, em terceira posição se manteve *Psychotria suterella* pela sua alta densidade relativa DR, seguido de mais 17 espécies (Tabela 2).

Em P2 Rubiaceae foi a família mais abundante em 2006 e 2013, com 153 e 173 árvores respectivamente seguida de Myrtaceae (127 e 136), Cyatheaceae (91 e 63), Lauraceae (60 e 61), Nyctaginaceae (42 e 52) em 2006 e 2013 respectivamente (Anexo 1). Em 2006 Myrtaceae e Rubiaceae foram as famílias mais ricas com 13 e nove espécies respectivamente (Anexo 1).

Em P2 no ano de 2006, 39,84% das espécies foram amostradas por apenas uma árvore e 10,57 % por duas, enquanto em 2013, a morte de vários singletons, reduziu-os a 7,38 % das espécies, com destaque para aquelas que foram amostradas apenas nesse ano, como *Piper arboreum*, *Piper caldense*, *Psychotria fluminensis*, *Meliosma sellowii* e *Symplocos laxiflora*, algumas espécies que perderam uma árvore e foram amostradas como singletons em 2013, como *Inga sessilis*, *Myrceugenia miersina* e *Allophylus petiolulatus*; por outro lado, as espécies *Piper cernuum* e *Daphnopsis schwackeana* foram amostradas pela primeira vez em P2 como doubletons (Tabela 1 e Anexo 1).

As espécies que apresentaram os 10 maiores valores de área basal na parcela P2 em 2006 foram *Alchornea triplinervia*, *Bathysa stipulata*, *Cyathea delgadii*, *Chrysophyllum inornatum*, *Croton macrobothrys*, *Ocotea elegans*, *Cryptocarya saligna*, *Cinnamomum glaziovii*, *Ocotea dispersa*, *Blepharocalyx salicifolius* e *Cyathea phalerata*, enquanto em 2013, permaneceram a maioria dessas espécies, com exceção de *Cyathea phalerata* e *Cyathea delgadii*, que foram sobrepujadas por *Cabralea canjerana* subsp. *canjerana* e *Cyathea delgadii* (Anexo 1).

Os valores dos parâmetros fitossociológicos clássicos para todas espécies da parcela P1 tanto em 2006 quanto em 2013 são apresentados nos Anexos 4 e 5 respectivamente. Dentre estas espécies, *Bathysa stipulata* foi aquela com o maior Valor de Importância (VI), a maior densidade relativa (DR), uma das espécies de maior frequência (FR), e a maior cobertura (IC) em 2006 na parcela P2. A segunda espécie em importância foi *Alchornea triplinervia* com maior dominância (DoR) em 2006, a terceira espécie em VI foi *Cyathea delgadii*, seguido de mais 17 espécies (Tabela 2). Em 2013 na parcela P2 a espécie de maior VI continua sendo *Bathysa stipulata*, com os maiores valores de cobertura (VC), maior densidade relativa (DR) e uma das espécies de maior

frequência (FR); *Alchornea triplinervia* continua sendo a segunda espécie em importância, em virtude de sua maior dominância (DoR); em terceira posição aparece *Guapira opposita* com maior densidade (DR), deslocando *Cyathea delgadii* para a quarta posição em valor de importância (VI), *Cyathea phalerata*, que em 2006 aparecia com o quinto maior valor de importância (VI), não aparece mais entre as 10 espécies de maior VI, seguido de mais 15 espécies (Tabela 2).

A estrutura diamétrica de ambas parcelas tendeu ao padrão J-invertido. Em P1, tanto em 2006 como 2013, cerca de 97 % das árvores amostradas encontram-se nas cinco primeiras classes diamétricas, aproximadamente 60 % delas na primeira classe, enquanto em P2 cerca de 91 % das árvores encontram-se nas primeiras cinco classes de diâmetro, com cerca de 45% na primeira classe (Figura 2).

Os valores de “q” De Liocourt observados em P1 variaram de 0,25 a 2,00 (q médio=0,69), com valor de “q” estimado de 1,82 em 2006, e observados de 0,28 a 2,00 (q médio=0,70) e com valor de “q” estimado de 1,76 em 2013. Os valores de “q” observados na parcela P2 variaram de 0,25 a 4,00 (q médio=0,88) e com valor de “q” estimado de 1,45 em 2006, e observados de 0,38 a 3,00 (q médio=0,84) e com valor de “q” estimado de 1,41 em 2013 (Figura 2).

DISCUSSÃO

A aparente diferença entre os estágios sucessionais das duas áreas amostrais foi objetivamente comprovada pelas análises estruturais e florísticas realizadas. Altos valores de densidade como os de P1, cerca de 60% superiores a P2, resultantes do grande número de árvores pioneiras (M. E. L. Lima et al., 2011), são uma característica associada a florestas secundárias em estágio mais inicial de regeneração (Aide et al., 2000; Brown & Lugo, 1990; DeWalt, Maliakal, & Denslow, 2003; Makana & Thomas, 2006). A existência de grandes clareiras em florestas secundárias semelhantes àquelas de P1, facilitam a entrada de propágulos e a regeneração a partir do banco de sementes de árvores e arbustos pioneiros (Baider, Tabarelli, & Mantovani, 1999), responsáveis pelos altos valores de densidade.

Em P1 as pioneiras aparecem entre as árvores com maior área basal, demonstrando a importância dessas espécies na comunidade. Em P2 as pioneiras também estão entre as espécies com maior área basal, entretanto são pioneiras mais longevas e, como caracterizam Tabarelli & Mantovani (1999) e Polisel (2013) tem capacidade de se estabelecer em pequenas clareiras e conseguem permanecer na floresta mais madura, com grandes indivíduos que atingem o dossel, como *Alchornea triplinervia* e *Bathysa stipulata*. As pioneiras de P1 são espécies de vida mais curta, porte médio, sem tolerância ao sombreamento, que por essas razões não permanecem na floresta mais madura, tais como *Miconia cabucu* que reduziu 31% de suas árvores entre as duas amostragens.

Em florestas exploradas seletivamente, os valores de abundância tendem a ser baixos, principalmente pelo menor recrutamento de espécies pioneiras de início de sucessão (Makana & Thomas, 2006) como observado em P2, cujo tamanho das clareiras resultantes da extração seletiva de árvores não favorece a entrada dessas pioneiras (Brokaw, 1982; Hartshorn, 1980; R. A. F. de Lima, 2005; M. E. L. Lima et al., 2011; M. Tabarelli & Mantovani, 1999; Whitmore, 1982).

Apesar desta vantagem em relação à entrada de propágulos em P1, o estrato herbáceo de espécies exóticas remanescentes em pastagens abandonadas é uma forte barreira na regeneração das árvores, pois pode permanecer por longos períodos dificultando o estabelecimento dos propágulos de espécies nativas (Chandrashekara & Ramakrishnan, 1994; Gatti et al., 2015; George & Bazzaz, 1999; R. A. F. de Lima, 2005; Schnitzer et al., 2000). Além disso, outros fatores como a dispersão, a predação de sementes e plântulas e condições do solo também atuam como barreiras para o estabelecimento de árvores em pastagens abandonadas nos trópicos (Holl et al., 2000; Nepstad, Uhl, Pereira, & Silva, 1996; Zimmerman et al., 2000), o que explicaria a existência de clareiras ainda povoadas por capim-gordura em P1, mesmo depois de 35 anos.

Na parcela P1 as pioneiras aparecem entre aquelas com maior área basal, mostrando a importância destas espécies na comunidade, dentre elas se destaca *Miconia cabucu*. Em P2 as pioneiras também têm grande contribuição na área basal, entretanto, são espécies com ciclo de vida longo, que permanecem na floresta com a evolução sucessional e que tem a capacidade de se estabelecer em pequenas clareiras (Polisel, 2013; M. Tabarelli & Mantovani, 1999), com grandes indivíduos atingindo o dossel como *Alchornea triplinervia*, *Bathysa stipulata* e *Croton macrobothrys* encontradas nessa parcela.

Além dos aspectos estruturais, os parâmetros de riqueza, diversidade e similaridade corroboram as diferenças entre P1 e P2 (Tabela 1, Anexo 1), indicando um estágio sucessional mais inicial em P1, principalmente pela abundância de espécies pioneiras (M. E. L. Lima et al., 2011) como *Tibouchina pulchra*, *Clethra scabra*, *Baccharis oreophila*, *Vernonanthura puberula*, todas com alto valor de importância (VI), e associadas à sucessão secundária em áreas fortemente impactadas, que sofreram com corte raso (Polisel, 2013; M. Tabarelli, Villani, & Mantovani, 1994).

Esta abundância de pioneiras em P1 pode estar relacionada ao banco de sementes, que nos solos de florestas tropicais é constituído, basicamente, por espécies pioneiras herbáceas, espécies arbustivo-arbóreas de ciclo de vida curto e grandes pioneiras (Baider et al., 1999), estas últimas representadas em P1 por *Alchornea triplinervia* e *Hyeronima alchorneoides*, espécies cujas sementes apresentam relativa dormência e que só germinam em áreas abertas (R. A. F. de Lima, 2005).

Por outro lado, a presença de espécies pioneiras dominantes em P2 como *Bathysa stipulata*, podem ser o reflexo do aumento temporário na riqueza de espécies colonizadoras de clareiras resultantes do corte seletivo (Villela, Nascimento, Aragão, & Gama, 2006).

O grande valor de importância (VI) de pioneiras longevas em P2 como *Bathysa stipulata*, *Alchornea triplinervia* e *Croton macrobothrys*, bem como a presença de espécies não pioneiras *Chrysophyllum inornatum*, *Cinnamomum glaziovii* e *Blepharocalyx salicifolius* representadas por indivíduos de grande porte, atestam sua condição sucessional mais avançada em relação a P1 (Lima et al., 2011).

Os valores de diversidade (H') e equabilidade (J') em P1 são semelhantes aos encontrados em outras florestas secundárias resultantes da recuperação de pastagens abandonadas (Aide et al., 2000; Chazdon et al., 2007; Esquivel et al., 2008; Massoca, JakovacI, BentosI, WilliamsonI, & MesquitaI, 2012), porém sempre inferiores àqueles encontrados nas áreas de corte seletivo, inclusive P2, ou florestas maduras da Mata Atlântica nos estados do Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro, ao longo da Serra no Mar (Aidar, Godoy, Bergmann, & Joly, 2001; Assis et al., others, 2011; Cardoso-Leite, Podadera, Peres, & Castello, 2013; Catharino, Bernacci, Franco, Durigan, & Metzger, 2006; Gomes, Bernacci, & Joly, 2011; Joly et al., 2012; Leitão-Filho, 1993; Liebsch, Goldenberg, & Marques, 2007; Linder, 2011; Mamede, Cordeiro, Rossi, Melo, & Oliveira, 2004; Oliveira, Mantovani, & Melo, 2001; Padgurschi et al., 2011; Ramos, Torres, Veiga, & Joly, 2011; Rochelle, Cielo-Filho, & Martins, 2011; Marcelo Tabarelli & Mantovani, 1999).

No que se refere às espécies raras, que representam cerca de 50% das espécies amostradas nas duas parcelas, dentre as singletons foram encontradas espécies mais típicas de florestas maduras como *Licaria armeniaca* e *Myrcia insularis* em P1 e *Ecclinusa ramiflora*, *Pouteria bullata*, *Schoepfia brasiliensis* em P2, e entre as doubletons foram amostradas espécies características das florestas ombrófilas montanas como *Drymis brasiliensis* em P1 e *Cinnamomum glaziovii* em P2 (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

A presença de *Euterpe edulis* como uma singleton em P2 não é uma raridade, mas o testemunho da exploração predatória desta espécie que geralmente apresenta alta densidade e ampla ocorrência na Mata Atlântica, em um gradiente altitudinal que vai desde a restinga até a Floresta Ombrófila Densa Montana (Joly et al., 2012; Mamede et al., 2004; Melo & Mantovani, 1994; Marcelo Tabarelli & Mantovani, 1999).

Apesar da diversidade das parcelas pelo índice de Shannon (H') não ter variado significativamente entre as duas amostragens, algumas modificações merecem ser mencionadas: Na segunda amostragem em P1, a pioneira *Miconia cabucu*, devido à morte de algumas de suas árvores de grande porte, foi substituída em sua posição de liderança em VI por *Guapira opposita*, espécie típica de sub-bosque, principalmente devido a sua alta densidade (DR). Como referem Chazdon (2008) e Massoca et al. (2012) uma substituição como essa indica que houve alteração

na disponibilidade de luz na floresta, possibilitando o desenvolvimento de uma espécie tolerante à sombra.

A morte de árvores de uma espécie pioneira e sua substituição por outra tolerante à sombra, como ocorreu em P1, é uma tendência observada na sucessão de florestas tropicais (Aide et al., 2000). Porém, como referiu Marques *et al.* (2014), mesmo após longos períodos, espécies tolerantes ou intolerantes à sombra continuam sendo substituídas.

Em ambas parcelas, o número de singletons foi relativamente alto na primeira amostragem, com aumento em P1 após oito anos, e diminuição de doubletons, o que contribuiu na redução da diversidade de P1. Por outro lado, o aumento de doubletons em P2 contribuiu para o aumento da diversidade nesta parcela. Entre as espécies que foram amostradas em 2013, encontram-se zoocóricas como *Mollinedia boracensis* e *Piper caldense*, nos trechos mais sombreados da floresta em P2, e anemocóricas, como *Symphyopappus itatiayensis* e *Vernonanthura divaricata*, em locais mais abertos em P1 (Lima et al., 2011).

A maior densidade (DR) de espécies como *Guapira opposita* e *Cyathea phalerata*, além de representantes dos gêneros *Mollinedia* (Monimiaceae), *Piper* (Piperaceae) e das famílias Myrtaceae e Rubiaceae, todos típicos de sub-bosque, são um indicativo do processo de sucessão na parcela, como observado em diferentes florestas ombrófilas bem preservadas na Mata Atlântica (Joly et al., 2012).

A partir da distribuição diamétrica, verificamos um padrão J-invertido em P1 e P2 em ambos períodos, com uma tendência a floresta balanceada (Figura 2), de acordo com o esperado para florestas tropicais, (Alves-Junior et al., 2010; Alves-Junior, Ferreira, Silva, Marangon, & Costa-Junior, 2009; De Liocourt, 1898; Hess, 2012; Hess, Minatti, Ferrari, & Pinto, 2014; Meyer, 1952; Souza & Soares, 2013), como verificado a partir das curvas ajustadas das parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 (Figura 2), segundo o modelo exponencial de Meyer (1952). Entretanto, segundo Nunes *et al.* (2003) a maior densidade de indivíduos na primeira classe de tamanho, como ocorre em ambas parcelas, mais notadamente em P1, indica que estes fragmentos foram submetidos a intensos distúrbios pretéritos, que estão dificultando sua regeneração (Alves-Junior et al., 2010; Martins, 1991).

Para que uma floresta seja balanceada os valores do coeficiente “q” De Liocourt devem ser constantes de uma classe diamétrica para a seguinte (Hess, 2012), como obtido nos valores estimados de “q” para P1 e P2 em 2006 e 2013. Isso não foi verificado, porém, nos valores obtidos das parcelas, onde os valores de “q” não foram constantes. Segundo Nascimento *et al.* (2004) isto se deve a um desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, o que em nosso estudo ocorre principalmente nas menores classes de diâmetro.

Apesar da proximidade entre as duas parcelas, existem espécies exclusivas em cada uma delas, entre as pioneiras encontram-se *Bacharis oreophylla*, *Clethra scabra*, *Psidium cattleianum*,

Piptocarpha axilaris e as não pioneiras *Hedyosmum brasiliense*, *Protium heptaphyllum* e *Myrsine venosa* exclusivamente em P1, destacando-se o fotoblastismo positivo para *Hedyosmum brasiliense*, característica não comumente encontrada em espécies não pioneiras (Berkenbrock & Paulilo, 1999) que explica a presença de um grande número de árvores desta espécie em P1.

Das espécies exclusivas de P2, entre as pioneiras encontra-se apenas *Erioteca pentaphylla* e entre as não pioneiras, *Cryptocaria aschersoniana* e *Cryptocaria moschata*, *Eugenia pentaphylla* e *Eugenia subavenia*, *Marlierea silvatica* e *Chrysophyllum flexuosum* e *Chrysophyllum inornatum*, todas indicadoras de Floresta Ombrófila Densa Montana madura (Joly et al., 2012; Marcelo Tabarelli & Mantovani, 1999).

Dentre as espécies comuns a P1 e P2, estão as pioneiras *Myrcia pubipetala* e *Sapium glandulosum*, que em P1 estão representadas por várias árvores e em P2 são doubletons e singletons, respectivamente, enquanto as não pioneiras *Cryptocaria saligna* e *Salacia grandifolia* possuem muitas árvores em P2 e são singletons em P1, e *Psychotria nuda*, espécie típica de sub-bosque que apresentou alta densidade em ambos levantamentos em P2 e é um doubleton em P1.

CONCLUSÕES

Considerando que a exploração nas duas áreas tenha sido concomitante, iniciada nos anos 1860 e cessada por volta da década de 1980, várias das diferenças florísticas e estruturais observadas, que indicam uma condição sucessional mais avançada em P2, podem ser associadas ao tipo de utilização a que cada uma delas foi submetida.

Na Floresta Ombrófila Densa Montana em Paranapiacaba, o corte raso da cobertura florestal para utilização como pasto foi o distúrbio de maior impacto na densidade, área basal e diversidade em relação ao corte seletivo, quando comparam-se P1 e P2.

Após 8 anos, as alterações observadas nos valores da estrutura e diversidade não foram significativas nas duas parcelas, embora tenha havido algum aumento da área basal em P1 e P2 e da diversidade em P2.

Apesar de cerca de 40% das espécies de cada uma das parcelas serem exclusivas, não é possível afirmar que existam espécies associadas ao tipo de distúrbio, por outro lado, observou-se um predomínio de espécies intolerantes à sombra em maior densidade e de menor porte em P1.

Apesar de não ter sido feita nenhuma análise sobre o estabelecimento de propágulos de espécies florestais na área com capim-gordura em P1, é possível imaginar que a existência dessa espécie, mesmo após 35 anos de abandono da pastagem, seja uma barreira para a regeneração desse trecho da floresta.

.

REFERÊNCIAS

- Aidar, M. P. M., Godoy, J. R. L. D., Bergmann, J., & Joly, C. A. (2001). Atlantic Forest succession over calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, SP. *Brazilian Journal of Botany*, 24(4), 455–469. <http://doi.org/10.1590/S0100-84042001000400012>
- Aide, T. M., & Cavelier, J. (1994). Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4), 219–229. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1994.tb00054.x>
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L., Rosario, M., & Serrano, M. (1995). Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 77(1), 77–86.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., Rivera, L., & Marciano-Vega, H. (2000). Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology*, 8(4), 328–338.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. de M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728.
- Alves-Junior, F. T., Ferreira, R. L. C., Silva, J. A. A. da, Marangon, L. C., & Costa-Junior, R. F. (2009). Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13(3), 328–333.
- Alves-Junior, F. T., Ferreira, R. L. C., Silva, J. A. A. da, Marangon, L. C., Costa-Junior, R. F., & Silva, S. de O. (2010). Utilização do quociente de De Liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de Floresta Ombrófila Aberta em Pernambuco. *Ciência Florestal*, 20(2), 307–319.
- 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(2). <http://doi.org/10.1590/S1676-06032006000200005>
- APG III. (2009). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 205–121.
- Asner, G. P., Keller, M., & Silva, J. N. M. (2004). Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. *Global Change Biology*, 10(5), 765–783. <http://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x>

- Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., & Silva, J. N. (2005). Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310(5747), 480–482. <http://doi.org/10.1126/science.1118051>
- Assis, M. A., Prata, E. M. B., Pedroni, F., Sanchez, M., Eisenlohr, P. V., Martins, F. R., ... Vieira, S. A., others. (2011). Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental. *Biota Neotropica*, 11(2), 103–121.
- Baider, C., Tabarelli, M., & Mantovani, W. (1999). O Banco de Sementes de um Trecho de Floresta Atlântica Montana (Sao Paulo. Brasil). *Revista brasileira de Biologia*, 59, 319–328.
- Benitez-Malvido, J. (2006). Effect of Low Vegetation on the Recruitment of Plants in Successional Habitat Types. *Biotropica*, 38(2), 171–182. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00137.x>
- Berkenbrock, I. S., & Paulilo, M. T. S. (1999). Efeito da luz na germinação e no crescimento inicial de *Maytenus robusta* Reiss. e *Hedyosmum brasiliense* Mart. *Revista Brasileira de Sementes*, 21(2), 243–248.
- Bonnell, T. R., Reyna-Hurtado, R., & Chapman, C. A. (2011). Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 261(4), 855–864. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.016>
- Broadbent, E. N., Asner, G. P., Keller, M., Knapp, D. E., Oliveira, P. J. C., & Silva, J. N. (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141(7), 1745–1757. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.024>
- Brokaw, N. V. L. (1982). The Definition of Treefall Gap and Its Effect on Measures of Forest Dynamics. *Biotropica*, 14(2), 158–160. <http://doi.org/10.2307/2387750>
- Brown, S., & Lugo, A. E. (1990). Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6, 1–32.
- Cannon, C. H., Peart, D. R., & Leighton, M. (1998). Tree Species Diversity in Commercially Logged Bornean Rainforest. *Science*, 281(5381), 1366–1368. <http://doi.org/10.1126/science.281.5381.1366>
- Cannon, C. H., Peart, D. R., Leighton, M., & Kartawinata, K. (1994). The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 67(1), 49–68.
- Cardoso-Leite, E., Podadera, D. S., Peres, J. C., & Castello, A. C. D. (2013). Analysis of floristic composition and structure as an aid to monitoring protected areas of dense rain forest in southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 27(1), 180–194.

- 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(2), 1–28.
- Chandrashekara, U. M., & Ramakrishnan, P. S. (1994). Vegetation and gap dynamics of a tropical wet evergreen forest in the Western Ghats of Kerala, India. *Journal of Tropical Ecology*, 10(03), 337–354.
- Chapman, C. A., Chapman, L. J., Jacob, A. L., Rothman, J. M., Omeja, P., Reyna-Hurtado, R., ... Lawes, M. J. (2010). Tropical tree community shifts: Implications for wildlife conservation. *Biological Conservation*, 143(2), 366–374. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.023>
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1), 51–71.
- Chazdon, R. L. (2008). Chance and determinism in tropical forest succession. In W. P. Carson & S. A. Schnitzer (Orgs.), *Tropical forest community ecology* (p. 384–408). Oxford, UK: Blackwell Scientific.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., Breugel, M. van, Martínez-Ramos, M., Bongers, F., & Finegan, B. (2007). Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478), 273–289. <http://doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>
- Cheung, K. C., Liebsch, D., & Marques, M. C. M. (2010). Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest resilience. *Natureza & Conservação*, 8(1), 66–70.
- Cochrane, M. A. (2001). Synergistic Interactions between Habitat Fragmentation and Fire in Evergreen Tropical Forests. *Conservation Biology*, 15(6), 1515–1521. <http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x>
- Dekker, M., & De Graaf, N. R. (2003). Pioneer and climax tree regeneration following selective logging with silviculture in Suriname. *Forest Ecology and Management*, 172(2–3), 183–190. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00801-5](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00801-5)
- De Liocourt, F. (1898). De l'aménagement des sapinières. Tradução Maria Nygren. *Société Forestière de Franche-Comté et Belfort*, 396–409.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., & Denslow, J. S. (2003). Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182(1), 139–151.
- Esquivel, M. J., Harvey, C. A., Finegan, B., Casanoves, F., & Skarpe, C. (2008). Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology*, 45, 371–380.

- Felfili, J. M. (1997). Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, 20(2), 155–162.
- Ferguson, B. G., Vandermeer, J., Morales, H., & Griffith, D. M. (2003). Post-Agricultural Succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology*, 17(3), 818–828.
- Ferreira, J. (1990). Memórias de Paranapiacaba. In *Paranapiacaba, Estudos e Memória*. (p. 120). Santo André, SP: PMSA.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 119–124.
- Galindo-Leal, C., & Câmara, I. de G. (2005). Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In C. Galindo-Leal & I. de G. Câmara (Orgs.), E. R. Lamas (Trad.), *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas* (p. 3–11). São Paulo, Belo Horizonte: SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional.
- Ganzhorn, J. U., Ganzhorn, A. W., Abraham, J.-P., Andriamanarivo, L., & Ramananjatovo, A. (1990). The impact of selective logging on forest structure and tenrec populations in western Madagascar. *Oecologia*, 84(1), 126–133. <http://doi.org/10.1007/BF00665606>
- Garcia, C. C., Reis, M. das G. F., Reis, G. G. dos, Pezzopane, J. E. M., Lopes, H. N. S., & Ramos, D. C. (2011). Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. *Ciência Florestal*, 21(4), 677–688. <http://doi.org/10.5902/198050984512>
- Gatti, R. C. (2011). Evolution is a cooperative process: the biodiversity-related niches differentiation theory (BNDT) can explain why. *Theoretical Biology Forum*, 104(1), 35–43.
- Gatti, R. C., Castaldi, S., Lindsell, J. A., Coomes, D. A., Marchetti, M., Maesano, M., ... Valentini, R. (2015). The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological Research*, 30(1), 119–132. <http://doi.org/10.1007/s11284-014-1217-3>
- George, L. O., & Bazzaz, F. A. (1999). The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology*, 80(3), 833–845.
- Gomes, J. A. M. A., Bernacci, L. C., & Joly, C. A. (2011). Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do Parque Estadual da Serra do Mar, município de Ubatuba/SP, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2), 123–137.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379–391. <http://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>

- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, 148(1), 185–206.
- Günter, S., Weber, M., Erreis, R., & Aguirre, N. (2007). Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*, 126(1), 67–75. <http://doi.org/10.1007/s10342-006-0156-0>
- Hall, J. S., Harris, D. J., Medjibe, V., & Ashton, P. M. S. (2003). The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management*, 183(1–3), 249–264. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00107-5](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00107-5)
- Hammer, Ø., Ryan, P. ., & Harper, D. A. . (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletronica*, 4(1), 9.
- Hartshorn, G. S. (1980). Neotropical Forest Dynamics. *Biotropica*, 12(2), 23–30. <http://doi.org/10.2307/2388152>
- Healey, J. R., Price, C., & Tay, J. (2000). The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, 139(1–3), 237–255. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00385-6](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00385-6)
- Herbohn, J. L., & Congdon, R. A. (1993). Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II. Litterfall. *Journal of Tropical Ecology*, 9(03), 365–380. <http://doi.org/10.1017/S0266467400007422>
- Hess, A. F. (2012). Manejo de Araucaria angustifolia pelo quociente de Liocourt em propriedade rural no Município de Paineira, SC. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(70), 227–232.
- Hess, A. F., Minatti, M., Ferrari, L., & Pintro, B. A. (2014). Manejo de Floresta Ombrófila Mista pelo método de Liocourt, município de Paineira, SC. *Cerne*, 20(4), 575–580. <http://doi.org/10.1590/01047760201420041230>
- Higuchi, P., Reis, M. das G. F., Reis, G. G. dos, Pinheiro, A. L., Silva, C. T. da, & Oliveira, C. H. R. de. (2006). Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, 30(6), 893–904. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622006000600004>
- Holl, K. D. (1999). Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica*, 31(2), 229–242. <http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339–349. <http://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x>

- Hooper, E. R., Legendre, P., & Condit, R. (2004). Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology*, 85(12), 3313–3326.
- Houghton, R. A. (2003). Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different? *Global change biology*, 9(4), 500–509.
- Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29(1), 151–154.
- Imai, N., Seino, T., Aiba, S., Takyu, M., Titin, J., & Kitayama, K. (2012). Effects of selective logging on tree species diversity and composition of Bornean tropical rain forests at different spatial scales. *Plant Ecology*, 213(9), 1413–1424. <http://doi.org/10.1007/s11258-012-0100-y>
- Jennings, S. B., Brown, N. D., Boshier, D. H., Whitmore, T. C., & Lopes, J. do C. A. (2001). Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. *Forest Ecology and Management*, 154(1–2), 1–10. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00637-X](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00637-X)
- Johns, A. D. (1988). Effects of “Selective” Timber Extraction on Rain Forest Structure and Composition and Some Consequences for Frugivores and Folivores. *Biotropica*, 20(1), 31–37. <http://doi.org/10.2307/2388423>
- Joly, C. A., Assis, M. A., Bernacci, L. C., Tamashiro, J. Y., Campos, M. C. R. de, Gomes, J. A. M. A., ... Belinello, R. (2012). Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, 12(1), 125–145. <http://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100012>
- Kaimowitz, D. (1996). *Livestock and Deforestation in Central America in the 80s and 90s: A Policy Perspective*. Jakarta, Indonesia: CIFOR.
- Laurance, W. F., & Vasconcelos, H. L. (2009). Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, 13(3), 434–451.
- Leitão-Filho, H. F. (1993). *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. Campinas: Editora da UNESP e Editora da Universidade de Campinas.
- Letcher, S. G., & Chazdon, R. (2009). Rapid recovery of biomass, species richness, and species composition in a forest chronosequence in northeastern Costa Rica. *Biotropica*, (41), 5.
- Liebsch, D., Goldenberg, R., & Marques, M. C. M. (2007). Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 21(4), 983–992. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062007000400023>
- Liebsch, D., Marques, M. C. M., & Goldenberg, R. (2008). How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological

- features during secondary succession. *Biological Conservation*, 141(6), 1717–1725. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.013>
- Lima, R. A. F. de. (2005). Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Brazilian Journal of Botany*, 28(4), 651–670. <http://doi.org/10.1590/S0100-84042005000400002>
- Lima, M. E. L., Cordeiro, I., & Moreno, P. R. H. (2011). Estrutura do componente arbóreo em Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André, SP, Brasil. *Hoehnea*, 38(1), 73–96. <http://doi.org/10.1590/S2236-89062011000100007>
- Linder, A. (2011). Small scale structure of forest stands in the Atlantic Rainforest – Notes on understorey light fluctuation. *Tropical Ecology*, 52(2), 139–150.
- Lopes, M. I. M. S., & Kirizawa, M. (2009). Reserva Biológica de Paranapiacaba, a antiga Estação Biológica do Alto da Serra: história e visitantes ilustres. In *Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba-A antiga Estação Biológica do Alto da Serra*. Instituto de Botânica (p. 15–37). São Paulo, SP.
- Magnusson, W. E., de Lima, O. P., Quintiliano Reis, F., Higuchi, N., & Ferreira Ramos, J. (1999). Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management*, 113(1), 67–74. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00418-6](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00418-6)
- Makana, J.-R., & Thomas, S. C. (2006). Impacts of Selective Logging and Agricultural Clearing on Forest Structure, Floristic Composition and Diversity, and Timber Tree Regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodiversity and Conservation*, 15(4), 1375–1397. <http://doi.org/10.1007/s10531-005-5397-6>
- Mamede, M. C. H., Cordeiro, I., Rossi, L., Melo, M. M. da R. F. de, & Oliveira, R. de J. (2004). Mata Atlântica. In *Estação Ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna* (Vol. 1, p. 115–132). Ribeirão Preto: Holos Editora.
- Marques, M. C. M., Zwiener, V. P., Ramos, F. M., Borgo, M., & Marques, R. (2014). Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biota Neotropica*, 14(3), 1–11. <http://doi.org/10.1590/1676-0603009414>
- Martinez-Ramos, M., & García-Orth, X. (2007). Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80, 69–84.
- Martins, C. R., Leite, L. L., & Haridasan, M. (2004). Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Revista Árvore*, 28(5), 739–747.
- Martins, F. R. (1991). *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: Unicamp.

- Massoca, P. E. dos S., JakovacI, A. C. C., BentosI, T. V., WilliamsonI, G. B., & MesquitaI, R. de C. G. (2012). Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi de Ciencias Naturais*, 7(3), 235–250.
- Melo, M. M. da R. F. de, & Mantovani, W. (1994). Composição florística e estrutura de um trecho de mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). *Boletim do Instituto de Botânica*, 9, 107–158.
- Meyer, H. A. (1952). Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests., 50(2), 85–92.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In *Biodiversity hotspots* (p. 3–22). Springer Berlin Heidelberg. Recuperado de http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Muller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Murray-Smith, C., Brummitt, N. A., Oliveira-Filho, A. T. de, Bachman, S., Moat, J., Lughadha, E. M. N., & Lucas, E. J. (2009). Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. *Conservation Biology*, 23(1), 151–163.
- Narvaes, I. da S., Brena, D. A., & Longhi, S. J. (2005). Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal*, 15(4), 331–342. <http://doi.org/10.5902/198050981871>
- Nascimento, A. R. T., Scariot, A., Silva, J. A. da, & Sevilha, A. C. (2004). Estimativas de área basal e uso do relascópio de Bitterlich em amostragem de floresta estacional decidual. *Ciência Florestal*, 14(2), 169–176.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A., & Silva, J. M. C. da. (1996). A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia. *Oikos*, 76(1), 25–39.
- Nepstad, D. C., Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., ... Brooks, V. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398(6727), 505–508. <http://doi.org/10.1038/19066>
- Nunes, Y. R. F., Mendonça, A. V. R., Botezelli, L., Machado, E. L. M., & Oliveira-Filho, A. de. (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(2), 213–229.
- Oksanen, J. F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., ... Wagner, H. (2014). *Vegan: Community Ecology Package* (Version 2.2-0). Recuperado de <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Okuda, T., Suzuki, M., Adachi, N., Quah, E. S., Hussein, N. A., & Manokaran, N. (2003). Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *Forest ecology and management*, 175(1), 297–320.
- Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, 32(4b), 793–810.
- Oliveira, R. de J., Mantovani, W., & Melo, M. M. da R. F. de. (2001). Estrutura do componente arboreo-arbustivo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 15(3), 391–412. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062001000300009>
- Padgurschi, M. de C. G., Pereira, L. de S., Tamashiro, J. Y., & Joly, C. A. (2011). Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2), 139–152. <http://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200014>
- Piotto, D., Montagnini, F., Thomas, W., Ashton, M., & Oliver, C. (2009). Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *Plant Ecology*, 205(2), 261–272. <http://doi.org/10.1007/s11258-009-9615-2>
- PMSA. (2008). *Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba. Revelando o nosso parque. 2 ed. Edição ampliada e revisada*. São Paulo: Prefeitura do Município de Santo André, Annablume; Paradiso.
- Polisel, R. T. (2013). Levantamento fitossociológico e caráter sucessional de um trecho de Floresta Secundária Ciliar em Juquitiba, SP, Brasil. *Revista Árvore*, 37(5), 789–799.
- Rametsteiner, E., & Simula, M. (2003). Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management*, 67(1), 87–98. [http://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00191-3](http://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00191-3)
- Ramos, E., Torres, R. B., Veiga, R. F. de A., & Joly, C. A. (2011). Estudo do componente arbóreo de dois trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). *Biota Neotropica*, 11(2), 313–335.
- Rochelle, A. L. C., Cielo-Filho, R., & Martins, F. R. (2011). Florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2), 337–346.
- Rodrigues, R. R. R., Brancalion, P. H. S., & Isernhagen, I. (2009). *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica.

- Rutten, G., Ensslin, A., Hemp, A., & Fischer, M. (2015). Forest structure and composition of previously selectively logged and non-logged montane forests at Mt. Kilimanjaro. *Forest Ecology and Management*, 337, 61–66. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.036>
- Scarano, F. R. (2009). Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1201–1208.
- Schnitzer, S. A., Dalling, J. W., & Carson, W. P. (2000). The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology*, 88(4), 655–666. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x>
- Shepherd, G. J. (2009). Fitopac 2.1 (versão preliminar) (Version 2.1 (Versão Preliminar)) [Windows]. Campinas: Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.
- Silva, J. N. M., Carvalho, J. O. de, Lopes, J. do C., Almeida, B. F. de, Costa, D. H., Oliveira, L. C. de, ... Skovsgaard, J. P. (1995). Growth and yield of a tropical rainforest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management*, 71(3), 267–274.
- Souza, A. L. de, & Soares, C. P. B. (2013). *Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo*. Viçosa: Editora UFV.
- Tabarelli, M., & Mantovani, W. (1999). A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 239–250.
- Tabarelli, M., & Mantovani, W. (1999). Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 251–261.
- Tabarelli, M., Villani, J. P., & Mantovani, W. (1994). Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 6(1), 1–11.
- Thorpe, A. S., Thelen, G. C., Diaconu, A., & Callaway, R. M. (2009). Root exudate is allelopathic in invaded community but not in native community: field evidence for the novel weapons hypothesis. *Journal of Ecology*, 97(4), 641–645. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01520.x>
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., & Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418(8), 671–677.
- Tonhasca, A. J. (2005). *Ecologia e história natural da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro: Interciência.
- Uhl, C. (1987). Factors Controlling Succession Following Slash-and-Burn Agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology*, 75(2), 377–407. <http://doi.org/10.2307/2260425>

- Uhl, C., Veríssimo, A., Mattos, M. M., Brandino, Z., & Guimarães Vieira, I. C. (1991). Social, economic, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: the case of Tailândia. *Forest Ecology and Management*, 46(3–4), 243–273. [http://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90235-N](http://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90235-N)
- Vandermeer, J., Cerda, I. G., & Boucher, D. (1997). Contrasting Growth Rate Patterns in Eighteen Tree Species From a Post-Hurricane Forest in Nicaragua1. *Biotropica*, 29(2), 151–161.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., & Uhl, C. (1992). Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: the case of Paragominas. *Forest ecology and management*, 55(1), 169–199.
- Villela, D. M., Nascimento, M. T., Aragão, L. E. O. C. de, & Gama, D. M. da. (2006). Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, 33(3), 506–516. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>
- Warren, D. (1996). *A Ferro e Fogo - A história e devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.
- Whitmore, T. C. (1982). *On pattern and process in forests*. *Special publications series of the British Ecological Society*. Recuperado de <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US201302532410>
- Zermeño-Hernández, I., Méndez-Toribio, M., Siebe, C., Benítez-Malvido, J., & Martinez-Ramos, M. (2015). Ecological disturbance regimes caused by agricultural land uses and their effects on tropical forest regeneration. *Applied Vegetation Science*.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B., & Aide, T. M. (2000). Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration ecology*, 8(4), 350–360.

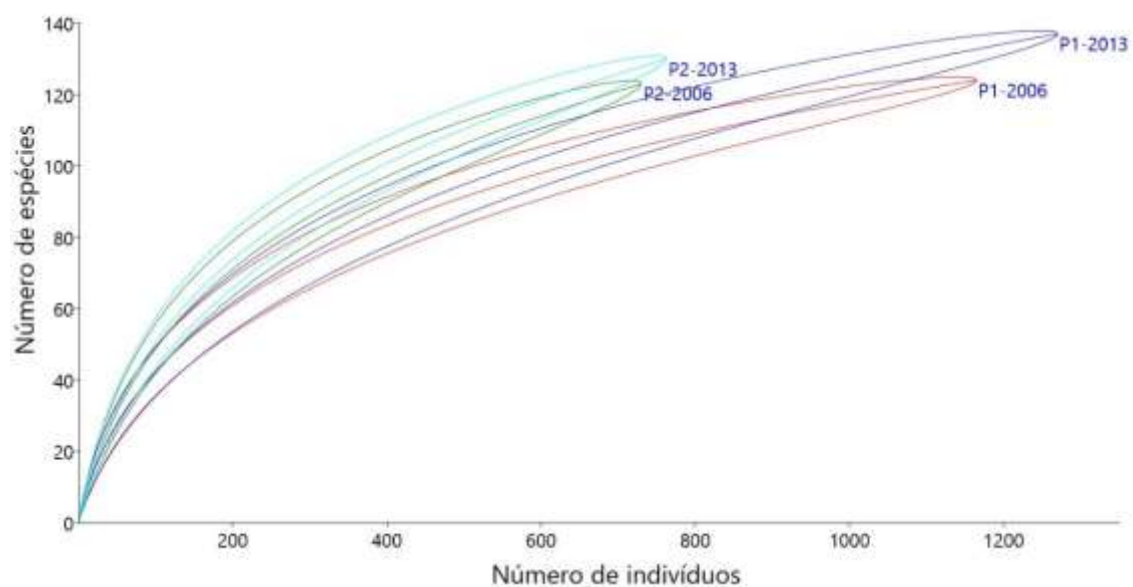


Figura 1 – Curvas de rarefação de espécies por número de indivíduos amostrados nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil

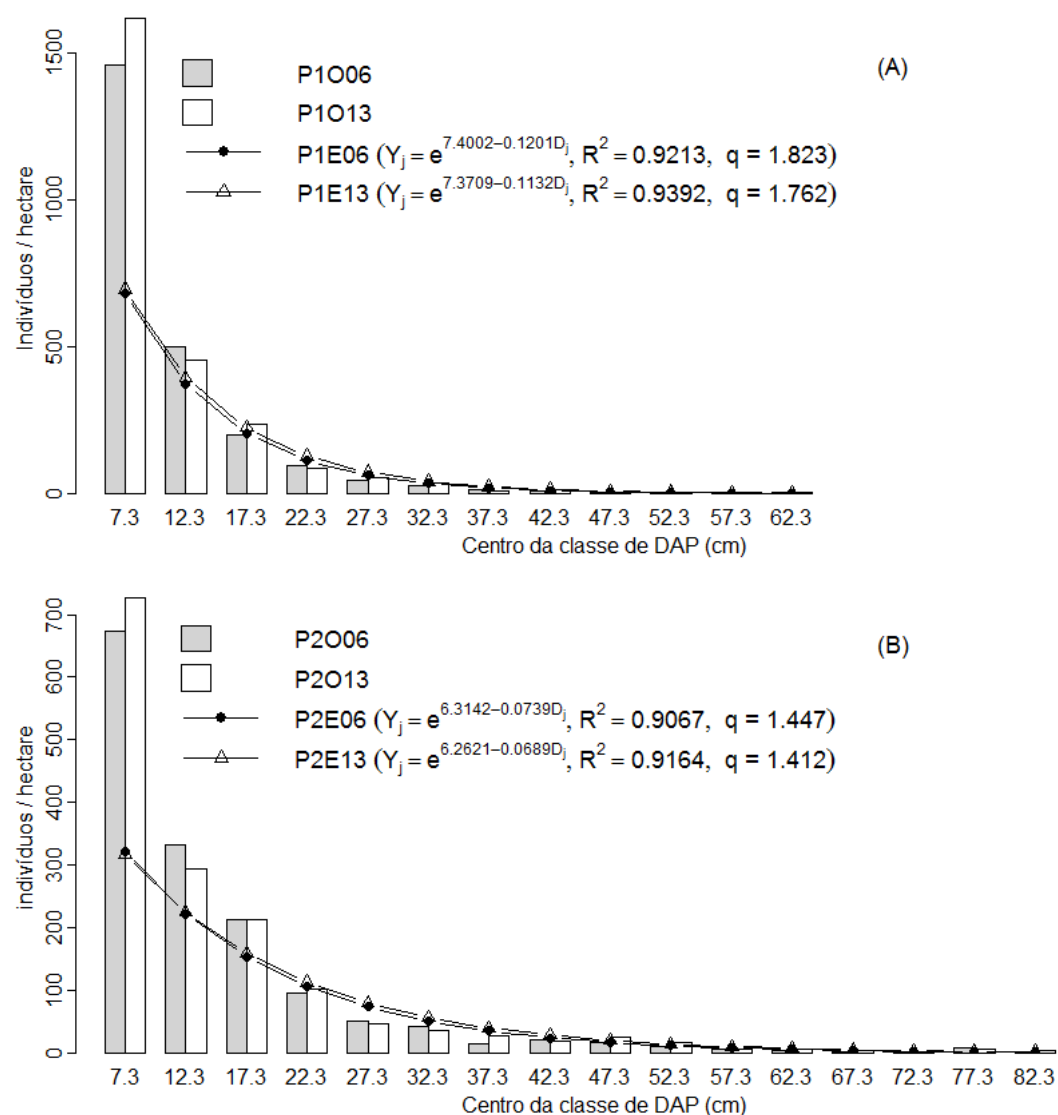


Figura 2 – Histograma de distribuição diamétrica observada (O), dos indivíduos por centro de classes diamétrica com intervalos de classe de 5 cm, e curva de distribuição estimada (E) através do ajuste, pela equação de Meyer, com respectivos coeficientes de determinação (R^2) e quociente “q” de De Liocourt, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. **(A)**: P1O06: Parcela P1 dados observados em 2006; P1O13: Parcela P1 dados observados em 2013; P1E06: Parcela P1 dados estimados em 2006; P1E13: Parcela P1 dados estimados em 2013. **(B)**: P2O06: Parcela P2 dados observados em 2006; P2O13: Parcela P2 dados observados em 2013; P2E06: Parcela P2 dados estimados em 2006; P2E13: Parcela P2 dados estimados em 2013

Tabela 1 – Densidade, área basal, riqueza, índices de diversidade e similaridade das comunidades nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. DT: densidade total; ABT: área basal total; N.Fam: número de famílias amostradas; N.Gen: número de gêneros amostrados; Riqueza: número de espécies amostradas; H': índice de diversidade de Shannon; J: índice de Pielou.

		DT (ind ha ⁻¹)	ABT (m ² ha ⁻¹)	N.Fam	N.Gen	Riqueza	H'	J	Singletons (1 indiv.)	Doubletons (2 indiv.)	Espécies comuns	Espécies exclusivas	Sorensen
2006	P1	2330 ± 480.53	26.43 ± 6.95	41	80	124	3.80	0.79	40	21	70	54	0.39
	P2	1460 ± 455.27**	33.46 ± 5.01	37	81	123	4.03***	0.84	49	13		53	
2013	P1	2538 ± 477.23	29.57 ± 4.71	43	83	136	3.79	0.77	48	19	77	59	0.40
	P2	1524 ± 344.27**	37.84 ± 5.68**	41	84	130	4.10****	0.84	49	17		53	

(**p<0,01; ***p<0,001; ****p<0,0001)

Tabela 2 – Rank das 20 espécies mais importantes nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. Ni: número de indivíduos amostrados; DR: densidade relativa; DoR: dominância relativa; FR: frequência relativa; VI: valor de importância, VC: valor de cobertura

Espécies	2006						Espécies	2013					
	Ni	DR	DoR	FR	VI	VC		Ni	DR	DoR	FR	VI	VC
P1							P1						
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	75	6.44	18.30	2.25	9.00	12.37	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	169	13.52	9.56	2.14	8.41	11.54
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	155	13.30	8.74	2.25	8.10	11.02	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	52	4.16	13.25	2.14	6.52	8.71
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	117	10.04	3.28	1.97	5.10	6.66	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	135	10.80	3.34	2.14	5.43	7.07
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	41	3.52	5.12	1.69	3.44	4.32	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	43	3.44	6.44	1.34	3.74	4.94
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	0.86	8.29	1.13	3.43	4.58	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	9	0.72	9.04	1.07	3.61	4.88
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	32	2.75	3.99	1.97	2.90	3.37	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	77	6.16	2.56	1.34	3.35	4.36
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	44	3.78	1.83	1.97	2.53	2.81	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	59	4.72	2.25	1.88	2.95	3.49
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	23	1.97	3.86	1.69	2.51	2.92	<i>Clethra scabra</i> Pers.	44	3.52	2.93	1.34	2.60	3.23
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	3.00	2.55	1.97	2.51	2.78	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	23	1.84	3.63	2.14	2.54	2.74
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	39	3.35	2.30	1.41	2.35	2.83	<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	2.80	2.27	1.88	2.31	2.54
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	36	3.09	1.63	2.25	2.32	2.36	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	1.76	2.44	2.14	2.11	2.10
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	1.89	2.69	2.25	2.28	2.29	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	32	2.56	1.37	2.14	2.02	1.97
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	19	1.63	3.02	1.97	2.21	2.33	<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	13	1.04	3.76	1.07	1.96	2.40
<i>Clethra scabra</i> Pers.	32	2.75	2.10	1.41	2.09	2.43	<i>Baccharis oreophila</i> Malme	40	3.20	1.81	0.80	1.94	2.51
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	38	3.26	1.58	0.85	1.90	2.42	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	13	1.04	2.82	1.34	1.73	1.93
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	26	2.23	1.18	1.41	1.61	1.71	<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	26	2.08	0.97	1.88	1.64	1.53
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	20	1.72	1.04	1.97	1.57	1.38	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	27	2.16	1.14	1.61	1.64	1.65
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	14	1.20	1.44	1.69	1.44	1.32	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	23	1.84	1.18	1.61	1.54	1.51
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	16	1.37	0.98	1.97	1.44	1.18	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	16	1.28	1.39	1.88	1.52	1.34
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	15	1.29	1.12	1.69	1.37	1.21	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	16	1.28	1.06	1.61	1.32	1.17
Outras (+ 104 sp)	356	30.72	24.96	64.12	39.98	27.84	Outras (+ 115 sp)	376	30.08	26.82	66.64	41.05	28.45
Total	1165	100.16	100.00	99.88	100.08	100.08	Total	1250	100.00	100.03	100.13	99.93	100.02

Espécies	2006						Espécies	2013					
	Ni	DR	DoR	FR	VI	VC		Ni	DR	DoR	FR	VI	VC
P2							P2						
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	95	13.01	7.19	2.48	7.56	10.10	<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	99	13.18	7.25	2.36	7.60	10.22
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	30	4.11	11.45	2.48	6.01	7.78	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	27	3.60	13.31	2.06	6.32	8.46
<i>Cyathea delgadii</i> Stermb.	47	6.44	5.04	1.86	4.45	5.74	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	45	5.99	1.94	2.36	3.43	3.97
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	39	5.34	2.08	2.17	3.20	3.71	<i>Cyathea delgadii</i> Stermb.	32	4.26	2.54	1.77	2.86	3.40
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	30	4.11	2.85	2.17	3.05	3.48	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	1.33	5.65	1.47	2.82	3.49
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	19	2.60	3.44	1.86	2.64	3.02	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	20	2.66	3.83	1.77	2.75	3.25
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	8	1.10	4.36	1.86	2.44	2.73	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	24	3.20	2.02	1.77	2.33	2.61
<i>Ocotea elegans</i> Mez	13	1.78	4.21	1.24	2.41	3.00	<i>Ocotea elegans</i> Mez	12	1.60	4.00	1.18	2.26	2.80
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	6	0.82	4.84	1.24	2.30	2.83	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	6	0.80	4.75	1.18	2.24	2.78
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	18	2.47	1.97	2.17	2.20	2.22	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	18	2.40	1.93	2.06	2.13	2.17
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	20	2.74	1.71	1.86	2.10	2.23	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	12	1.60	2.98	1.47	2.02	2.29
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	13	1.78	2.54	1.55	1.96	2.16	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	10	1.33	2.57	2.06	1.99	1.95
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	7	0.96	3.29	1.24	1.83	2.13	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	21	2.80	1.28	1.77	1.95	2.04
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	11	1.51	1.82	2.17	1.83	1.67	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	26	3.46	0.61	1.77	1.95	2.04
<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	6	0.82	2.43	1.24	1.50	1.63	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	7	0.93	3.60	1.18	1.90	2.27
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	17	2.33	0.56	1.55	1.48	1.45	<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	8	1.07	2.57	1.47	1.70	1.82
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0.27	3.40	0.62	1.43	1.84	<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	5	0.67	2.39	1.47	1.51	1.53
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	7	0.96	2.09	1.24	1.43	1.53	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	7	0.93	2.22	1.18	1.45	1.58
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	4	0.55	2.31	1.24	1.37	1.43	<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	14	1.86	0.43	2.06	1.45	1.15
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	8	1.10	1.41	1.55	1.35	1.26	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0.27	3.42	0.59	1.43	1.85
Outras (+ 103 sp)	330	45.31	31.03	66.03	47.46	38.17	Outras (+ 111 sp)	346	45.94	30.65	66.57	47.97	38.30
Total	730	100.11	100.02	99.82	100.00	100.07	Total	751	99.88	99.94	99.57	100.06	99.91

CAPÍTULO 2

Dinâmica da Floresta Ombrófila Densa Montana secundária submetida a diferentes distúrbios

Artigo preparado segundo as normas da revista:

Hoehnea

Dinâmica da Floresta Ombrófila Densa Montana com diferentes históricos de exploração

Resumo

O presente estudo foi realizado com o objetivo de comparar a dinâmica da comunidade arbórea de dois fragmentos de floresta com diferentes históricos de exploração: Um deles submetido a corte raso para formação de pastagem (P1) e outro submetido a corte seletivo de espécies madeireiras e exploração do palmito de *Euterpe edulis* (P2), ambos inseridos em uma matriz de Floresta Ombrófila Densa Montana (Mata Atlântica), no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), em Santo André, São Paulo, Brasil. Para a análise, foram demarcadas duas parcelas de 0,5 ha, onde foram calculadas a densidade, área basal total, perda e ganho de área basal, taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento, taxas de mudança populacional anual, e taxas de mudança líquida para número de indivíduos e área basal, todas obtidas para o conjunto total dos dados e para as classes de menor (48 -99.9 mm) e maior tamanho (≥ 100 mm) DAP. Os maiores valores de densidade e menor área basal revelaram um estágio sucessionais mais inicial em P1. A densidade e a área basal foram relacionadas com as classes de DAP, com maior densidade na menor classe e maior área basal na maior classe. O recrutamento, a mortalidade e o crescimento foram maiores em P1, sendo que apenas a mortalidade foi independente da classe de tamanho. Apenas o recrutamento foi maior e significativo na menor classe de DAP. Não há associação entre as espécies mais abundantes e maiores valores de dinâmica, apesar das maiores taxas da dinâmica estarem relacionadas a espécies pioneiras em ambas parcelas.

Palavras-chave: mata atlântica, pastagem abandonada, exploração seletiva de espécies arbóreas, mortalidade, recrutamento

Introdução

As florestas tropicais do globo vêm sofrendo forte pressão antrópica, principalmente pelo desmatamento que apresentou taxas crescentes nos 12 primeiros anos do século XXI (Hansen et al., 2013). No Brasil, a conversão das florestas em áreas para agricultura, pecuária ou para a exploração madeireira são as principais causas deste desmatamento, que resultou na intensa fragmentação de sua área original e consequente perda de habitats (Andrén, 1994; Rivero et al., 2009; Scariot, 1998).

Estas perturbações promovem a sucessão secundária nas comunidades (Burslem and Swaine, 2002), cujas etapas iniciais, bem como a regeneração de sua diversidade, serão altamente influenciadas pela magnitude dos distúrbios e pelas características da vegetação limítrofe (Porto et al., 2008; Solórzano et al., 2005). Como consequência, observam-se mudanças nos padrões da distribuição espacial, diversidade, dinâmica e genética de populações (Heinken and Weber, 2013; Metzger et al., 2009; Ranta et al., 1998; Ribeiro et al., 2009), que influenciam a manutenção e recuperação da comunidade, e entre outros aspectos causam o isolamento de pequenas populações, tornando-as propensas à extinção (Lienert, 2004; Ouborg et al., 2006; Young et al., 1996).

Os altos níveis de perda de habitats, aliados à relevância ecológica (alta diversidade e endemismo) e a imperiosa necessidade de preservação de algumas áreas do planeta, foram a razão da classificação destas como “hotspots”. Atualmente são reconhecidos 35 destas áreas, entre as quais os biomas Mata Atlântica e Cerrado no Brasil (Laurance and Vasconcelos, 2009; Mittermeier et al., 2011; Oliveira-Filho and Fontes, 2000; Scarano, 2009).

Além dos distúrbios antrópicos, outros, de origem natural também ocorrem na floresta; entre os mais comuns, a queda de árvores e consequente abertura de clareiras que também alteram as condições microambientais e, consequentemente, a taxa de recrutamento, crescimento e morte das espécies (Burslem and Whitmore, 1999), promovendo a manutenção da alta diversidade das florestas tropicais (Bell et al., 2006). Os estudos da dinâmica da floresta preocupam-se, portanto, com as mudanças ocorridas ao longo do tempo na comunidade em regeneração (Burslem and Swaine, 2002; Machado and Oliveira-Filho, 2010).

Durante os estágios iniciais da sucessão secundária, a riqueza geralmente é baixa, com maior densidade de árvores de espécies pioneiras, de ciclo de vida relativamente curto, e geralmente de ampla distribuição geográfica (Finegan, 1996). Com o passar do tempo, a mortalidade destas espécies aumenta, sendo progressivamente substituídas por espécies pioneiras de vida mais longa, que atingem o dossel; simultaneamente ocorre o recrutamento de espécies de árvores tolerantes à sombra, produzindo uma estratificação vertical mais evidente na floresta, e

aumento de sua complexidade estrutural (Brokaw, 1982; Chazdon, 2008; Guilherme et al., 2004; Liebsch et al., 2007; Oliveira et al., 2004; Tabarelli and Mantovani, 1999).

Com o avanço sucessional, ocorre o aumento de parâmetros estruturais como a biomassa, volume, área basal, diâmetro e altura (Aide et al., 2000; Liebsch et al., 2007; Oliveira-Filho et al., 2004) até atingirem características de uma floresta madura. O equilíbrio dinâmico é então mantido pela contínua substituição das árvores mortas (Brokaw, 1982).

Dentre os distúrbios antrópicos, a exploração seletiva de espécies madeireiras pode causar alterações na diversidade, densidade, área basal, altura do dossel e dinâmica da floresta; e mesmo alterar aspectos funcionais como a química do solo, serapilheira e ciclagem de nutrientes (Chapman and Chapman, 1997; Gatti et al., 2015; Okuda et al., 2003; Villela et al., 2006). A retirada de grandes árvores madeireiras, diminui drasticamente as populações dessas espécies, geralmente formadas por poucos e grandes indivíduos e facilita a proliferação de espécies exigentes de luz, nas clareiras resultantes (Tabarelli et al., 2012).

As opiniões sobre o impacto da exploração seletiva de espécies florestais são ainda controversas. Alguns autores acreditam que os rebrotos produzidos pelos troncos remanescentes em florestas subtropicais atuam na regeneração da floresta e ainda que as plântulas e o banco de sementes são beneficiados pela retirada de grandes árvores (Wu et al., 2013). Outros preconizam que a riqueza não é muito alterada, podendo até mesmo aumentar temporariamente (Villela et al., 2006; Wu et al., 2013) e além disso, que os valores de densidade e área basal originais seriam restabelecidos após cerca de 20 anos (Pélissier et al., 1998).

Observa-se, entretanto, que as florestas tropicais exploradas nas Américas e África, tem seus valores de abundância e capacidade de regeneração reduzidos (Hall et al., 2003; Makana and Thomas, 2006; Veríssimo et al., 1995), principalmente porque a remoção de grandes árvores longevas promove a abertura de clareiras, que por sua vez alteram as propriedades biofísicas e micrometeorológicas da floresta, por estresse hídrico e ação dos ventos (Broadbent et al., 2008).

O aumento de luz na floresta possibilita a proliferação de espécies pioneiras e eleva a mortalidade de espécies tolerantes à sombra, abrindo espaço para cipós e herbáceas invasoras, além de adensar trepadeiras e arbustos, que dificultam o crescimento de espécies florestais climáticas (Gatti et al., 2015; Schnitzer et al., 2000).

A riqueza da floresta explorada pode diminuir em virtude de diversos fatores, seja porque grande parte das espécies úteis está representada por “singletons” ou “doubletons” (Gatti, 2011), que facilmente podem ser excluídas da comunidade, seja pela perturbação da interação entre espécies (Dobson et al., 2006), ou pela erradicação de espécies-chaves (Edwards et al., 2014; Gatti et al., 2015; Terborgh et al., 2008). A falta dessas espécies pode desestruturar nichos consolidados há centenas ou milhares de anos (Gatti et al., 2015; Herbohn and Congdon, 1993),

alterando a biodiversidade, os estoques de carbono e a dinâmica da floresta (Duffy et al., 2007; Gatti et al., 2015).

A regeneração da floresta em pastagens abandonadas é considerada mais lenta do que a resultante de outros distúrbios naturais ou antrópicos (Aide et al., 1995; Zimmerman et al., 2000), e possui como principais fatores limitantes a dificuldade de dispersão das sementes florestais e a competição com gramíneas exóticas (Holl et al., 2000).

A presença das pastagens produz microsítios e condições microclimáticas desfavoráveis à colonização de espécies arbóreas (Esquivel et al., 2008; Holl, 1999; Nepstad et al., 1996), além disso, a degradação dos solos pode atrasar ainda mais a recuperação da floresta (Reiners et al., 1994).

Da mesma forma como a exploração madeireira, a intensidade e o tempo de uso da área determinarão o tempo e a qualidade desta recuperação, como observado na avaliação da cronossequência de pastagens abandonadas em Porto Rico, que não revelou diferença significativa entre parâmetros de densidade e riqueza de espécies, entre florestas de 40 e 80 anos, porém, significativa diferença na composição florística (Aide et al., 2000).

Aparentemente, a regeneração das florestas em pastagens abandonadas varia com a espécie de gramínea utilizada como forrageira. Por exemplo, maior riqueza de plântulas de árvores foi encontrada em pastagens dominadas por espécies de *Brachiaria* em comparação com espécies de *Cynodon*, principalmente pela alta densidade da cobertura dessas espécies, em relação às anteriores (Aide et al., 1995; Chazdon, 2003; Cheung et al., 2009; Esquivel et al., 2008; Holl, 1999).

É possível que a cobertura de gramíneas aliada a fatores como o uso intenso do solo e a disponibilidade inicial de propágulos expliquem a inibição da regeneração em pastos abandonados (Cheung et al., 2009; Guariguata and Ostertag, 2001; Holl et al., 2000), além, é claro, da alelopatia de algumas gramíneas exóticas sobre a germinação de sementes de espécies nativas (Cheung et al., 2009; Holl, 2002, 1999; Nepstad et al., 1996).

Análises de mudanças estruturais em florestas resultantes de pastagens abandonadas no Sul do Brasil revelaram que houve aumento da abundância, riqueza de espécies e volume do tronco em apenas quatro anos (Cheung et al., 2010). A recuperação da floresta é verificada pelo aumento da riqueza, abundância, biomassa e recrutamento de espécies lenhosas zoocóricas não pioneiras (Cheung et al., 2010; Guariguata and Ostertag, 2001). Segundo Cheung et al., (2010) as espécies arbustivas de vida curta têm maior capacidade para ocupar pastagens recém-abandonadas, promovendo seu sombreamento inicial. Em termos de recuperação, a área basal aumenta progressivamente com o passar do tempo, enquanto a abundância e a riqueza seguem trajetórias pouco previsíveis (Cheung et al., 2010). Estudos têm demonstrado, entretanto, que o aumento da abundância e riqueza ocorre nas primeiras décadas da sucessão florestal secundária,

com diminuição desses parâmetros ao longo do tempo (Aide et al., 2000; Cheung et al., 2010; Liebsch et al., 2007).

Independente do tipo de distúrbio, uma das principais características da sucessão é o aumento da biomassa através da cronosequência da floresta (Finegan, 1996; Guariguata and Ostertag, 2001; Liebsch et al., 2007), que pode ser de recuperação rápida, cerca de 25 anos, ou demorar muito mais tempo para atingir valores de área basal e volume semelhantes à florestas maduras do mesmo tipo (Saldarriaga et al., 1988; Yosi et al., 2011); como observado numa cronosequência com mais de 120 anos no sul do Brasil, que ainda não havia recuperado a biomassa, apesar do aumento no porte dos indivíduos (Liebsch et al., 2007).

Mesmo em florestas maduras, existem períodos de instabilidade que produzem certo desequilíbrio da mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal (Felfili, 1995). Estas mudanças na dinâmica da floresta podem ser visualizadas através da área basal total das árvores de um determinado trecho de floresta, que varia com o incremento ou perda de indivíduos da comunidade (Lewis et al., 2004a). O crescimento corresponde, portanto, à soma da área basal dos indivíduos sobreviventes e novos indivíduos recrutados durante um intervalo de tempo, enquanto as perdas de área basal são produto da soma da área basal de todas as árvores que morreram em um determinado intervalo (Lewis et al., 2004b).

Em florestas tropicais maduras e não perturbadas, seria esperado que houvesse equilíbrio entre as taxas de dinâmica, tanto em número de indivíduos, como em área basal, indicativo de uma estabilidade estrutural na comunidade (Felfili, 1995; Lieberman et al., 1985; Santos et al., 1998; Swaine et al., 1987).

Os estudos de dinâmica avaliam as mudanças espaço-temporais na composição florística e estrutura das comunidades, com base nas flutuações de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos (Felfili, 1995; Hack, 2007; Lopes and Schiavini, 2007; Swaine et al., 1987; Wagner et al., 2010).

Assim como a perturbação da floresta, a morte das suas árvores é outro fator chave para a dinâmica das comunidades, e gera uma série de mudanças na estrutura das populações e da comunidade, na substituição da biomassa por necromassa, com liberação de recursos como luz, nutrientes e umidade, criação de estruturas para os animais (tocos, troncos usados para moradia), alteração e revolvimento do solo no caso de queda e desenraizamento (Franklin 1987).

Diversos fatores podem interferir na mortalidade da comunidade, que geralmente é maior entre os indivíduos menores de florestas não fragmentadas, ou entre indivíduos grandes em florestas fragmentadas, sob efeito de borda (Chazdon et al., 2005; Laurance et al., 2000; Lieberman et al., 1985; Sheil et al., 2000; Swaine et al., 1987).

Em relação ao recrutamento, verifica-se que as espécies do estrato médio e inferior são mais afetadas pelo tamanho dos fragmentos, enquanto as do superior são mais afetadas pela

cobertura florestal da paisagem. A fragmentação portando, pode alterar a futura composição e estrutura vertical da floresta (Torrella et al., 2013).

Espécies pioneiras geralmente apresentam um rápido crescimento inicial, não atingindo grandes diâmetros, enquanto secundárias mais tardias possuem crescimento mais lento (Clark and Clark, 1999).

De uma forma geral, as taxas de recrutamento, mortalidade, crescimento e turnover das espécies, são maiores nas classes de menor tamanho (> 10 cm DAP), principalmente nas fases iniciais da sucessão (van Breugel et al., 2006), com redução das taxas de mudança das espécies ao longo do tempo refletindo o aumento da abundância relativa de espécies de crescimento lento tolerantes à sombra (Chazdon, 2008).

Os estudos da dinâmica avaliam as mudanças espaço-temporais na composição florística e na estrutura das comunidades, baseados nas flutuações de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos (Felfili, 1995; Lopes and Schiavini, 2007; Wagner et al., 2010).

Por outro lado, parâmetros avaliados na maioria dos estudos de estrutura e dinâmica em florestas tropicais podem ser subestimados não pela escala da unidade amostral e sim pelo limite de inclusão, como é o caso do diâmetro à altura do peito (DAP), que pode excluir da análise pequenas árvores e arbustos que compõem o estrato mais diverso e rico em espécies (Lü and Tang, 2010), porém, quando o parâmetro avaliado é a taxa de mortalidade anual, verifica-se independência em relação à classe de tamanho (Ayyappan and Parthasarathy, 2004; Lieberman et al., 1985; Swaine et al., 1987).

Entre os trabalhos sobre dinâmica desenvolvidos no Brasil, podem ser citados os de Gomes et al., (2003), Rabelo et al., (2015), Ruschel et al., (2009) e Schorn and Galvão, (2009) em Floresta Ombrófila Densa, os trabalhos de Hack, (2007) e Salami et al., (2014) em Floresta Ombrófila Mista, o de Scaranello, (2010) em Floresta Ombrófila Densa de terras baixas e de restinga, o de Pessoa and Araujo, (2014) em Floresta Ombrófila Densa Submontana, os de Nascimento et al., (1999), Appolinário et al., (2005), Silva and Araújo, (2009), Oliveira-Filho et al., (1997), Oliveira-Filho et al., (2007) e Gastauer and Meira-Neto, (2013) em Floresta Estacional Semidecidual, o de Werneck et al., (2000) em Floresta Decidual e o de Guimarães et al., (2008) em Floresta de galeria. Todos estes trabalhos referem que altas taxas de recrutamento e mortalidade estão geralmente associadas a áreas muito perturbadas no passado.

Neste trabalho, avaliamos a dinâmica da comunidade arbórea no período de oito anos (2006 – 2013) de dois trechos de Floresta Ombrófila Densa Montana, submetidos a diferentes regimes de exploração, iniciados na última década do século XIX e mantidos até os anos 1980, quando cessaram tais atividades. Um dos trechos sofreu corte raso da floresta para implantação de uma pastagem de gado, enquanto o outro foi submetido ao corte seletivo, não manejado, de madeiras variadas e intensa extração de *Euterpe edulis*. Deste modo, tivemos por objetivo

responder às seguintes perguntas: 1) A dinâmica da área basal (perda, ganho e incremento) foi relacionado ao tipo de distúrbio? 2). A dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) dos fragmentos estudados seriam maiores no trecho de pastagem abandonada? 3) A dinâmica das espécies mais abundantes foi maior no trecho de pastagem abandonada?

Material e métodos

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba – PNMNP, Santo André (SP), Brasil, (23°46'41" S, 46°18'16" W), uma unidade de conservação de 400 ha, localizada no Município de Santo André, São Paulo, Brasil, na região das nascentes do Rio Grande, um dos principais formadores da Represa Billings, responsável pelo abastecimento de 1,5 milhões de pessoas nos municípios próximos da cidade de São Paulo (PMSA, 2008).

O clima da região é classificado como “Cfb”, isto é, subtropical úmido, de clima oceânico, sem estação seca e com verão temperado (Alvares et al., 2013), com média pluviométrica anual superior a 1700 mm e temperaturas médias anuais máxima de 22 e mínima de 14 °C. A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Montana, secundária em grande parte de sua extensão, com histórico de extrativismo da madeira e incipiente atividade agropecuária registrada a partir da segunda metade do século XIX. (Ferreira, 1990; Lima et al., 2011; PMSA, 2008).

Trechos dessa floresta foram totalmente suprimidos para a construção da ferrovia Santos-Jundiaí e da Vila de Paranapiacaba, iniciadas em 1861 para o transporte da produção de café do interior do Estado de São Paulo para o Porto de Santos, onde era exportado para outros países (Lopes and Kirizawa, 2009).

Para este estudo foram utilizadas duas parcelas de 0,5 hectare distantes 200 metros entre si, divididas em 50 sub-parcelas de 10 x 10 m, implantadas em 1995 (Lima et al., 2011). Uma delas (P1), em um fragmento de floresta secundária, resultante da recuperação de pastagem abandonada há cerca de 35 anos, com *Melinis minutiflora*, o capim exótico cultivado para formação de pasto ainda crescendo em uma de suas clareiras; e outra, P2, em um fragmento onde houve corte seletivo para extração de madeira de espécies variadas e palmito de *Euterpe edulis*.

O primeiro inventário foi realizado em 2006 (Lima et al., 2011), quando todas as árvores com $DAP \geq 4,8$ cm tiveram seu diâmetro aferido e foram amostradas para identificação. Em 2013, o segundo inventário foi realizado nas mesmas parcelas, onde foram contabilizados os indivíduos mortos e todas as árvores sobreviventes foram novamente medidas, assim como os recrutas que alcançaram o DAP mínimo.

As amostras foram identificadas e classificadas nas famílias reconhecidas pelo APG III (APG III, 2009), encontrando-se depositadas no herbário do Instituto de Botânica -SP.

Para avaliação da dinâmica das parcelas, foram calculadas as taxas anuais de mortalidade (*MM*), recrutamento (*RR*), mudança populacional (*r*), crescimento (*GG*), perda (*l*), ganho (*g*) e incremento (*i*) de área basal, através de modelos logarítmicos (Condit et al., 1999; Hoshino et al., 2001; Sheil et al., 1995), tanto para a comunidade, quanto para as árvores segundo classes de tamanho, como proposto por Losos and Leigh, (2004): $\leq 48 < 99,9$ e ≥ 100 mm. Para os cálculos

de mortalidade, recrutamento, crescimento e mudança populacional, foram utilizadas as rotinas e protocolos contidos no pacote CTFS-R Package (Condit et al., 2012) e disponíveis em <http://ctfs.arnarb.harvard.edu/Public/CTFSRPackage>.

Mortalidade (MM) - A mortalidade foi calculada de acordo com o número de árvores medidas em 2006, que foram encontradas mortas no segundo censo em 2013. Árvores mortas encontradas sem placa tiveram suas coordenadas checadas para recuperação dos dados obtidos no primeiro censo; as árvores mortas foram verificadas através do mapeamento realizado em 2006. Árvores consideradas mortas no primeiro levantamento, mas observadas com rebrotas em 2013, foram identificadas e contabilizadas entre as vivas. A taxa de mortalidade anual foi calculada a partir da equação:

$$MM = \frac{(\ln N_0 - \ln S)}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, *MM*: taxa de mortalidade; *ln*: logaritmo natural; *N₀*: número de árvores inicial; *S*: número de árvores sobreviventes; *t₀*: inicial (2006); *t₁*: final (2013).

Recrutamento (RR) - Foram consideradas como recrutadas as árvores que em 2013 atingiram o critério de inclusão (*DAP* ≥ 48 mm), sendo então identificadas por placas, medidas e incluídas no mapeamento. A taxa de recrutamento foi calculada a partir do número de árvores recrutadas em relação à densidade das árvores vivas do primeiro censo, através da seguinte equação:

$$RR = \frac{(\ln N_1 - \ln S)}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, *RR*: taxa de recrutamento; *ln*: logaritmo natural; *N₁* é o número de árvores vivas no segundo censo (*S* + *R*); *S*: número de árvores sobreviventes; *t₀*: inicial (2006); *t₁*: final (2013).

Taxa de mudança populacional anual (r) - A taxa anual de mudança populacional foi calculada para cada espécie de acordo com a equação:

$$r = \frac{(\ln N_1 - \ln N_0)}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, *ln* é o logaritmo natural; *N₀* é o número de indivíduos vivos no primeiro censo; *N₁* é o número de indivíduos vivos no segundo censo (*S* + *R*); *R* é o número de indivíduos recrutados entre *N₀* e *N₁*; *S* é o número de indivíduos sobreviventes do primeiro censo; *t₀*: inicial (2006); *t₁*: final (2013).

Crescimento - O crescimento só foi computado para as árvores vivas presentes em ambos os levantamentos, excluindo-se deste cálculo as árvores recrutadas e as mortas, de acordo com a equação:

$$rgrowth = \frac{(\ln(dap_1) - \ln(dap_0))}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, $\ln$ é o logaritmo natural; dap_0 é o diâmetro a 1,30 m de altura do solo (DAP) inicial em 2006; dap_1 é o diâmetro a 1,30 m de altura do solo (DAP) final em 2013; t_0 : inicial (2006); t_1 : final (2013).

Perda de área basal - Para o cálculo da perda de área basal foram contabilizadas as árvores marcadas no primeiro censo e que foram encontradas mortas em 2013, além dos ramos medidos no primeiro censo e que foram encontrados partidos em 2013. A equação utilizada foi:

$$l = \frac{(\ln(AB_0) - \ln(ABS_0))}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, AB_0 é a área basal do primeiro censo; ABS_0 é a área basal dos sobreviventes do primeiro censo amostrados no segundo censo; t_0 : inicial (2006); t_1 : final (2013).

Ganho de área basal - Este parâmetro corresponde ao ganho em área basal total das árvores sobreviventes do primeiro censo de acordo com a equação:

$$g = \frac{(\ln(AB_1) - \ln(ABS_0))}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, AB_1 é a área basal do censo de 2013, incluindo os indivíduos sobreviventes do primeiro censo, bem como os recrutados. ABS_0 é a área basal dos sobreviventes do primeiro censo obtida em 2013; t_0 : inicial (2006); t_1 : final (2013).

Incremento - Incremento refere-se ao aumento da área basal de novas árvores que atingiram o critério de inclusão ou das classes de tamanho pré-estabelecidas no inventário, $DAP \geq 48 < 99.9$ mm e ≥ 100 mm.

$$i = \frac{(\ln(ABS_1) - \ln(ABS_0))}{(t_1 - t_0)}$$

Onde, ABS_1 é a área basal dos sobreviventes do primeiro censo; ABS_0 é a área basal no primeiro censo apenas das árvores que sobreviveram em 2013; t_0 : inicial (2006); t_1 : final (2013).

Análises estatísticas - Para as análises estatísticas os dados foram transformados utilizando-se o logaritmo (base 10), para atender os pressupostos estatísticos quando necessário. A existência de diferenças entre as parcelas no período de oito anos das taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento foram avaliadas através do “teste t”.

Softwares e Pacotes estatísticos utilizados – As análises de dinâmica foram realizadas utilizando-se R version 3.1.2 (R Development Core Team, 2014) e o CTFS-R Package (Condit, 2012) <http://ctfs.arnarb.harvard.edu/Public/CTFSRPackage>. Para os testes estatísticos foi utilizado o software PAST (Hammer et al., 2001).

Resultados

Dinâmica da Comunidade arbórea

Na parcela P1, um total de 1165 árvores foram amostradas em 2006 e 1269 em 2013, sendo que 941 sobreviveram e 224 morreram após o primeiro censo e 328 foram recrutadas nesse período de oito anos. A área basal inicial foi $13,22 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, passando a $14,80 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em 2013, ou seja, 11,95% maior. A abundância na menor classe de diâmetro foi superior tanto em 2006, com 737 indivíduos, como em 2013, com 913 indivíduos e, inversamente, os maiores valores de área basal foram obtidos na maior classe, $10,37$ e $11,76 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, nos anos de 2006 e 2013, respectivamente. O número de indivíduos recrutados foi significativamente maior ($0,062 \pm 0,032 \sim 6,2\% / \text{ano}$) na menor classe de tamanho ($t = 3,72$, d.f. = 6, $p = 0,0023$), enquanto o número de indivíduos mortos foi maior na menor classe, 127 indivíduos, do que na maior, 97 indivíduos, o mesmo ocorrendo para os recrutados, 303 e 25 indivíduos respectivamente. As demais alterações ocorridas na dinâmica da comunidade foram a maior taxa de mortalidade entre maiores árvores ($0,032 \pm 0,013 \sim 3,2\% / \text{ano}$); maior taxa de crescimento entre as menores ($0,017 \pm 0,013 \sim 1,7\% / \text{ano}$), que não resultaram, entretanto, em mudanças significativas nos valores de área basal. (Figuras 1, 2 e 3, Tabelas 1 e 2).

Na parcela P2, um total de 730 árvores foram amostradas em 2006 e 762 em 2013, sendo que 637 sobreviveram e 93 morreram após o primeiro censo, enquanto 125 foram recrutadas nesse período de oito anos. A área basal inicial foi de $16,73 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, sendo 13,09% maior em 2013, com $18,92 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. A abundância na menor classe de diâmetro foi menor que na classe $\geq 100 \text{ mm}$, tanto em 2006, 345 indivíduos, como em 2013, 372 indivíduos, da mesma forma, os maiores valores de área basal foram obtidos na maior classe de diâmetro nos dois censos, $15,33$ e $17,51 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, 2006 e 2013, respectivamente. O número de recrutados, 111 indivíduos foi significativamente maior ($0,047 \pm 0,019 \sim 4,7\% / \text{ano}$) na menor classe de tamanho ($t = 6,3189$, d.f. = 6, $p = 0,00002$). O número de mortos foi maior na maior classe, 49 indivíduos, do que na menor, 44 indivíduos, o inverso ocorrendo para os recrutados, com maior número de recrutados, 111 indivíduos na menor classe de tamanho. O crescimento e a mortalidade foram maiores entre as maiores árvores, o mesmo ocorrendo para os valores de área basal, porém, não resultando em mudanças significativas (Figuras 1, 2 e 3, Tabelas 1 e 2).

Mortalidade, crescimento e recrutamento das espécies mais abundantes

A Tabela 3 apresenta as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento de todas as espécies com ao menos 10 indivíduos na parcela P1, agrupadas em duas classes de tamanho ($48 - 99,9$ e $\geq 100 \text{ mm}$). Na amostragem de 2006, em ambas classes, *Hedyosmum brasiliensis* foi a

espécie com maior taxa de mortalidade, 8,2% na menor e 7% na maior. Outra espécie com alta mortalidade em ambas classes foi *Alchornea triplinervia*, 7,1% e 5,8% na menor e maior classe, respectivamente. *Baccharis oreophila* e *Vernonanthura puberula* apresentaram as maiores taxas de mortalidade na maior classe, 10,6% e 9,9% respectivamente. A taxa de mortalidade na menor classe de tamanho de *Ocotea paranapiacabensis* foi de 3,8%, enquanto nenhuma das árvores da maior classe morreu durante o estudo. As maiores taxas de crescimento foram registradas em *Baccharis oreophila*, 3,6% e 3,3% e *Vernonanthura puberula*, 3% e 2,9%, na maior e menor classes, respectivamente. A espécie de maior taxa de crescimento na maior classe foi *Tibouchina pulchra*, com 4,1% e 2,1% na menor e maior classe, respectivamente (Tabela 3). Das 26 espécies com mais de 10 indivíduos em 2006, em apenas cinco delas foi registrado recrutamento na maior das classes de tamanho, entre elas *Vernonanthura puberula*, com 1,9% e *Alchornea triplinervia*, com 1,2%, ambas com crescimento registrado apenas nas árvores da maior classe; *Myrcia spectabilis* com 6,1% e 1,3% na menor e maior classe, respectivamente; e *Tibouchina pulchra* que apresentou o maior crescimento das árvores na menor classe, com 10,6% e 1,9%. Todas as outras espécies mais abundantes, exceto *Guapira opposita*, apresentaram recrutamento apenas na menor classe (Tabela 3).

A Tabela 4 apresenta as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento de todas as espécies com ao menos 10 indivíduos na parcela P2, agrupadas por classes de tamanho (48 - 99,9 e ≥ 100 mm). Em P2, a espécie que apresentou a maior taxa de mortalidade em ambas as classes foi *Campomanesia guaviroba*, com 3,5% e 1,9% para a menor e maiores classes, respectivamente; as outras espécies dividiram-se em dois conjuntos, um dos quais com mortalidade registrada apenas na menor das classes de tamanho, como *Ocotea elegans*, *Cabralea canjerana* subs. *canjerana* e *Psychotria suterella*, com 5,0%, 4,1% e 3,2%, respectivamente. As outras espécies tiveram mortalidade registrada apenas na maior das classes de tamanho (≥ 100 mm), como *Myrcia splendens*, *Alchornea triplinervia*, *Guarea macrophylla* subs. *tuberculata*, *Cryptocaria saligna* e *Guapira opposita*, com taxas de 3,6%, 2,3%, 1,3%, 0,95% e 0,9% respectivamente. *Psychotria nuda* também apresentou uma baixa taxa de mortalidade, 1% na menor classe de tamanho e 3,6% na maior (Tabela 4). A espécie com maior taxa de crescimento, dentre as mais abundantes, foi *Campomanesia guaviroba* em ambas as classes, 2,4% e 3,8% na menor e maior classe, respectivamente. A maioria das espécies apresentou maior crescimento na maior classe de tamanho, com destaque para *Cryptocaria saligna*, com 2,9%, e *Psychotria nuda* e *Psychotria suterella*, com 3,2% e 3,3% na maior classe, e 0,8% e 0,9% na menor classe, respectivamente. Algumas espécies, como *Ocotea elegans* e *Mouriri chamisoana*, apresentaram maior taxa de crescimento na classe de menor tamanho, com 1,4% e 1,1%, respectivamente (Tabela 4). O recrutamento na maior classe de tamanho ocorreu apenas em *Cabralea canjerana* subs. *canjerana* (1,9%) e *Eugenia subavenia*, com 2,5% e 5,0% de recrutamento para a menor e maior classe de

tamanho. *Cryptocaria saligna* apresentou taxas de 3,6% e 0,8% na menor e maior classe. O restante das espécies mais abundantes apresentou recrutamento apenas na menor classe de tamanho, com destaque para *Psychotria nuda*, com a maior taxa de recrutamento (9,7%) na menor classe.

Taxa de mudança líquida das espécies mais abundantes

Entre as 26 espécies mais abundantes da parcela P1, *Myrcia pubipetala*, *Cletra scabra*, *Myrcia spectabilis*, *Guapira opposita* e *Cabralea canjerana* apresentaram aumento líquido tanto no número de indivíduos quanto da área basal na menor (48 -99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classes de DAP. As espécies *Calypttranthes lucida*, *Baccharis oreophila* e *Schefflera angustifolia* apresentaram aumento líquido apenas nas taxas de área basal em ambas classes. *Miconia cabucu* apresentou declínio líquido do número de indivíduos e da área basal em ambas classes e *Alchornea triplinervia* e *Vernonanthura puberula* reduziram o número de indivíduos em ambas classes, e tiveram aumento líquido de área basal na maior classe de DAP (figuras 4 e 5).

Na parcela P2, dentre as 16 espécies mais abundantes, *Eugenia subavenia* teve aumento líquido tanto no número de indivíduos, quanto na área basal, nas classes de DAP menor (48 -99.9 mm) e maior (≥ 100 mm). *Guapira opposita* e *Eriotheca pentaphylla* tiveram aumento líquido no número de indivíduos em ambas classes e *Mouriri chamissoana* e *Guarea macrophylla* na área basal também em ambas classes. *Guarea macrophylla* e *Myrcia splendens* aumento líquido no número de indivíduos na menor classe e redução na maior classe (figuras 6 e 7).

Psychotria suterella destacou-se tanto pelo aumento líquido do número de indivíduos quanto da área basal, com o maior aumento destas taxas na maior classe e com os maiores declínios de ambas na menor classe de DAP. Outras espécies como *Cabralea canjerana*, *Cryptocaria saligna*, *Chomelia pohliana* e *Bathysa stipulata* também apresentaram aumento da taxa na maior classe e redução de ambas na menor classe (figuras 6 e 7).

Discussão

Apesar da maioria dos resultados obtidos na análise da dinâmica dos fragmentos estudados no presente trabalho não terem sido estatisticamente significativos, algumas tendências merecem ser analisadas; como a variação da diversidade e as diferentes taxas de recrutamento e mortalidade observadas em P1 e P2.

Embora a mudança na composição florística das duas parcelas após oito anos seja evidente, ela não altera significativamente as taxas anuais de mortalidade e recrutamento para a comunidade como um todo, pois muitas das espécies envolvidas nestes processos têm baixa densidade.

Algumas espécies de baixa densidade, “sigletons”, dificultam o estabelecimento dos padrões para essas mudanças, pois a morte ou o ingresso de um único indivíduo modificaria a listagem das espécies da parcela em estudo. Assim, como referem Felfili et al., (2000), Carvalho and Felfili, (2011) e Gastauer and Meira-Neto, (2013), padrões de mudança em espécies de baixa densidade são difíceis de serem estabelecidos, pois as mesmas são suscetíveis a “pseudo” extinções locais, ou seja, seus indivíduos encontram-se na área, mas não atingem o critério de inclusão. Por exemplo no caso do gênero *Piper*, cujas espécies já existiam em P2, mas apenas poucos indivíduos atingiram o critério de inclusão no censo de 2013.

Em estudos de curta duração, mudanças nas espécies mais abundantes são mais fáceis de serem detectadas, do que em espécies mais raras (Machado and Oliveira-Filho, 2010). Das espécies com maior densidade avaliadas neste trabalho, merecem destaque as pioneiras *Tibouchina pulchra*, que apresentou o maior crescimento, principalmente na maior classe (≥ 100 mm), seguida de *Baccharis oreophila* e *Vernonanthura puberula*, que apresentaram crescimento nas duas classes.

Não há associação entre as espécies mais abundantes e maiores valores de dinâmica, apesar das maiores taxas da dinâmica estarem relacionadas a espécies pioneiras em ambas parcelas.

Em P1, a maior mudança populacional ocorreu em *Hedyosmum brasiliense*, uma espécie não pioneira, porém com fotoblastismo positivo, que aumentou sua abundância entre as amostragens. As pioneiras *Miconia cabucu*, *Alchornea triplinervea* e *Vernonanthura puberula*, por outro lado, reduziram a abundância como resultado da morte de várias de suas árvores entre os levantamentos. Além disso novas espécies de sub-bosque, como *Eugenia beauperiana*, *Myrcia grandiflora*, *Neomitranthes glomerata*, *Psychoria fluminensis* foram recrutadas indicando uma tendência de evolução dentro da trajetória sucessional de P1.

Em P2, *Psychotria suterella* com -3% e *Psychotria nuda*, com 5,2%, apresentaram as maiores taxas anuais de mudança. Porém nesse estrato da floresta, a maioria das espécies sofreu redução de sua abundância.

As maiores taxas de recrutamento e mortalidade foram registradas nas menores classes de tamanho tanto em P1 ($RR = 0,062 \pm 0,032 \sim 6,2\%$ e $MM = 0,026 \pm 0,014 \sim 2,6\%$), como em P2 ($RR = 0,047 \pm 0,019 \sim 4,7\%$ e $MM = 0,016 \pm 0,007 \sim 1,6\%$).

Tais valores são maiores em relação aos obtidos para diferentes florestas tropicais primárias, em diferentes partes do mundo como apontado por Swaine et al., (1987) e Condit et al., (1995), os quais indicaram taxas de mortalidade entre 1% a 2% com $DAP \geq 10$ cm.

Na Mata Atlântica esta mortalidade pode variar entre 2,6% e 2,9% com $DAP \geq 5$ cm em áreas altamente fragmentadas e em áreas livres de fragmentação pode chegar a 1,7% (Guilherme et al., 2004); Melo, (2000) na Ilha do Cardoso avaliando o sub-bosque ($DAP 2,5$ cm) obteve uma taxa de mortalidade entre 2,38% e 2,06% e para o componente dominante ($DAP 9,9$ cm) entre 2,05% e 1,45%; ainda na Ilha do Cardoso, em duas áreas de floresta ombrófila baixo montana, Melo (2000) encontrou um recrutamento de 2,30% a 1,68% para o sub-bosque e 2,43% a 1,95% para o componente dominante.

Em Floresta Ombrófila Densa em São Paulo, Gomes et al., (2003) obteve taxa de recrutamento de 3,96%; Kondrat, (2014), na mesma matriz florestal, a taxa de recrutamento foi de 2,78%, 1,31% e 1,44% da menor para maior classe ($DAPs < 2,5$, entre $2,5 < DAP < 5$ cm e > 5 cm, respectivamente).

Os altos valores de recrutamento obtidos na menor das classes de tamanho em P1 e P2, devem-se a espécies pioneiras com alta densidade, como *Baccharis oreophila* (10,0% ano), *Clethra scabra* (8,30%) e *Hedyosmum brasiliensis* (2,49%).

Apesar dos altos valores de mortalidade observados em ambas parcelas, em P2 houve uma evidente diminuição da densidade e aumento da área basal, sugerindo um padrão de auto-desbaste, acompanhado do aumento das classes de diâmetro na regeneração pós-distúrbio como referem Miguel et al., (2011) numa transição Cerrado-Floresta Amazônica, Amaral et al., (2013) em áreas de recuperação submetidas a mineração e Gomes et al 2003 em Floresta Ombrófila Densa em São Paulo.

Considerando que os distúrbios que alteraram a vegetação original em P1 e P2 foram concomitantes, e os resultados da dinâmica indicam para P2 um estágio sucessional mais avançado, fica evidente que a remoção da floresta para formação de pasto foi mais impactante que a exploração seletiva ocorrida em P2. Além disso, Felfili, (1995), Oliveira-Filho et al., (1997), Nascimento et al., (1999), Rolim et al., (1999), Werneck et al., (2000), Chagas et al., (2001), Lopes and Schiavini, (2007) e Paiva et al., (2007) encontraram valores similares de dinâmica para florestas que no passado foram temporariamente substituídas por pastagens.

Conclusões

As diferentes taxas de recrutamento e mortalidade observadas após oito anos, concentraram-se maciçamente nas menores classes de tamanho das duas parcelas, sendo, porém, maiores em P1, o que demonstra sua condição sucessional mais inicial em relação a P2.

Os resultados da dinâmica indicam que P2, com menor densidade e maior área basal encontra-se em um estágio sucessional mais avançado em relação a P1.

Os valores obtidos em P1 são aqueles esperados para áreas em estágio de regeneração mais inicial, ou seja, maiores taxas de mortalidade e recrutamento nos indivíduos das menores classes

Considerando que os distúrbios que alteraram a vegetação original em P1 e P2 foram concomitantes, e os resultados da dinâmica indicam para P2 um estágio sucessional mais avançado, fica evidente que a remoção da floresta para formação de pasto foi mais impactante que a exploração seletiva ocorrida em P2.

Os menores valores de mortalidade e recrutamento em P2, sugerem que suas populações se encontram mais estabilizadas, o que caracterizaria esse fragmento como o mais próximo de um relicto da mata original da região.

Referências

- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Herrera, L., Rosario, M., Serrano, M.,** 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *For. Ecol. Manag.* 77, 77–86.
- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marciano-Vega, H.,** 2000. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 8, 328–338.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L. de M., Sparovek, G.,** 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22, 711–728.
- Amaral, W.G., Pereira, I.M., Amaral, C.S., Machado, E.L.M., Rabelo, L.D.O.,** 2013. Dinâmica da flora arbustivo-arbórea colonizadora em uma área degradada pela extração de ouro em Diamantina, MG. *Ciênc. Florest.* 23, 713–725. doi:10.5902/1980509812355
- Andrén, H.,** 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355–366. doi:10.2307/3545823
- APG III,** 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot. J. Linn. Soc.* 161, 205–121.
- Appolinário, V., Oliveira-Filho, T.A., Guilherme, F.A.G.,** 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Braz. J. Bot.* 28, 347–360. doi:10.1590/S0100-84042005000200014
- Ayyappan, N., Parthasarathy, N.,** 2004. Short-term changes in tree populations in a tropical evergreen forest at Varagalaia, Western Ghats, India. *Biodivers. Conserv.* 13, 1843–1851. doi:10.1023/B:BIOC.0000035875.23515.f2
- Bell, T., Freckleton, R.P., Lewis, O.T.,** 2006. Plant pathogens drive density-dependent seedling mortality in a tropical tree. *Ecol. Lett.* 9, 569–574.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Keller, M., Knapp, D.E., Oliveira, P.J.C., Silva, J.N.,** 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biol. Conserv.* 141, 1745–1757. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.024
- Brokaw, N.V.L.,** 1982. The Definition of Treefall Gap and Its Effect on Measures of Forest Dynamics. *Biotropica* 14, 158–160. doi:10.2307/2387750

- Burslem, D.F.R.P., Swaine, M.D.**, 2002. Introduction to Section 9: dynamics and regeneration., in: *Foundations of Tropical Forest Biology: Classic Papers with Commentaries*. Chicago University Press, Chicago.
- Burslem, D.F.R.P., Whitmore, T.C.**, 1999. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forest. *J. Veg. Sci.* 10, 767–776. doi:10.2307/3237301
- 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 Bot. Bras.* 25, 203–214.
- Chagas, R.K., Oliveira-Filho, A.T. de, van den Berg, E., Scolforo, J.R.S.**, 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. *Rev. Arvore* 25, 39–57.
- Chapman, C.A., Chapman, L.J.**, 1997. Forest regeneration in logged and unlogged forests of Kibale National Park, Uganda. *Biotropica* 29, 396–412.
- Chazdon, R.L.**, 2008. Chance and determinism in tropical forest succession, in: Carson, W.P., Schnitzer, S.A. (Eds.), *Tropical Forest Community Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK, pp. 384–408.
- Chazdon, R.L.**, 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6, 51–71.
- Chazdon, R.L., Redondo Brenes, A., Vilchez Alvarado, B.**, 2005. Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. *Ecology* 86, 1808–1815.
- Cheung, K.C., Liebsch, D., Marques, M.C.M.**, 2010. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest resilience. *Nat. Conserv.* 8, 66–70.
- Cheung, K.C., Marques, M.C.M., Liebsch, D.**, 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. *Acta Bot. Bras.* 23, 1048–1056.
- Clark, D.A., Clark, D.B.**, 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modeling and management. *Ecol. Appl.* 9, 981–997.

- Condit, R.**, 2012. CTFS R Package, CTFS R Package.
- 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. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 354, 1739–1748. doi:10.1098/rstb.1999.0517
- Condit, R., Chisholm, R.A., Hubbell, S.P.**, 2012. Thirty Years of Forest Census at Barro Colorado and the Importance of Immigration in Maintaining Diversity. *PLoS ONE* 7, e49826.
- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B.**, 1995. Mortality Rates of 205 Neotropical Tree and Shrub Species and the Impact of a Severe Drought. *Ecol. Monogr.* 65, 419–439. doi:10.2307/2963497
- Dobson, A., Lodge, D., Alder, J., Cumming, G.S., Keymer, J., McGlade, J., Mooney, H., Rusak, J.A., Sala, O., Wolters, V., Wall, D., Winfree, R., Xenopoulos, M.A.**, 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology* 87, 1915–1924. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[1915:HLTCAT]2.0.CO;2
- Duffy, J.E., Cardinale, B.J., France, K.E., McIntyre, P.B., Thébault, E., Loreau, M.**, 2007. The functional role of biodiversity in ecosystems: incorporating trophic complexity. *Ecol. Lett.* 10, 522–538.
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., Laurance, W.F.**, 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 29, 511–520.
- Esquivel, M.J., Harvey, C.A., Finegan, B., Casanoves, F., Skarpe, C.**, 2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *J. Appl. Ecol.* 45, 371–380.
- Felfili, J.M.**, 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). *J. Trop. Ecol.* 11, 67–83. doi:10.1017/S0266467400008415
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Júnior, M.C.D.S., Silva, M.A.**, 2000. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *J. Trop. Ecol.* 16, 579–590. doi:null

- Ferreira, J.**, 1990. Memórias de Paranapiacaba, in: Paranapiacaba, Estudos E Memória. PMSA, Santo André, SP, p. 120.
- Finegan, B.**, 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends Ecol. Evol.* 11, 119–124.
- Gastauer, M., Meira-Neto, J.A.A.**, 2013. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. *Acta Bot. Bras.* 27, 270–285.
- Gatti, R.C.**, 2011. Evolution is a cooperative process: the biodiversity-related niches differentiation theory (BNDT) can explain why. *Theor. Biol. Forum* 104, 35–43.
- Gatti, R.C., Castaldi, S., Lindsell, J.A., Coomes, D.A., Marchetti, M., Maesano, M., Paola, A.D., Paparella, F., Valentini, R.**, 2015. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecol. Res.* 30, 119–132. doi:10.1007/s11284-014-1217-3
- Gomes, E.P.C., Mantovani, W., Kageyama, P.Y.**, 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 63, 47–60. doi:10.1590/S1519-69842003000100007
- Guariguata, M.R., Ostertag, R.**, 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *For. Ecol. Manag.* 148, 185–206.
- Guilherme, F.A.G., Morellato, L.P.C., Assis, M.A.**, 2004. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 27, 725–737.
- Guimarães, J.C., van den Berg, E., Castro, G.C., Machado, E.L., Oliveira-Filho, A.T.**, 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev. Bras. Botânica São Paulo* 31, 621–632.
- Hack, C.**, 2007. Respostas da vegetação remanescente e regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista cinco anos após intervenções de manejo (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, RS., Santa Maria, RS.
- Hall, J.S., Harris, D.J., Medjibe, V., Ashton, P.M.S.**, 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *For. Ecol. Manag.* 183, 249–264. doi:10.1016/S0378-1127(03)00107-5

- Hammer, Ø., Ryan, P., Harper, D.A.,** 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontol. Electronica* 4, 9.
- Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., others,** 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.
- Heinken, T., Weber, E.,** 2013. Consequences of habitat fragmentation for plant species: Do we know enough? *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 15, 205–216. doi:10.1016/j.ppees.2013.05.003
- Herbohn, J.L., Congdon, R.A.,** 1993. Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest. II. Litterfall. *J. Trop. Ecol.* 9, 365–380. doi:10.1017/S0266467400007422
- Holl, K.D.,** 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *J. Ecol.* 90, 179–187. doi:10.1046/j.0022-0477.2001.00637.x
- Holl, K.D.,** 1999. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* 31, 229–242. doi:10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x
- Holl, K.D., Loik, M.E., Lin, E.H.V., Samuels, I.A.,** 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restor. Ecol.* 8, 339–349. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Hoshino, D., Nishimura, N., Yamamoto, S.,** 2001. Age, size structure and spatial pattern of major tree species in an old-growth *Chamaecyparis obtusa* forest, Central Japan. *For. Ecol. Manag.* 152, 31–43.
- Kondrat, H.,** 2014. Dinâmica da comunidade vegetal de remanescente de Mata Atlântica na região metropolitana de São Paulo (Dissertação de Mestrado). Instituto de Botânica, São Paulo.
- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., Lovejoy, T.E.,** 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.
- Laurance, W.F., Vasconcelos, H.L.,** 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Bras.* 13, 434–451.

- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Baker, T.R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S., Higuchi, N., Laurance, W.F., Neill, D.A., Silva, J.N.M., others,** 2004a. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 359, 421–436.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T.R., Brown, S., Graham, A.W., Higuchi, N., Hilbert, D.W., Laurance, W.F., Lejoly, J., Malhi, Y., Monteagudo, A., Núñez Vargas, P., Sonké, B., Nur Supardi, Terborgh, J.W., Vásquez Martínez, R.,** 2004b. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *J. Ecol.* 92, 929–944. doi:10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., Hartshorn, G.S.,** 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. *J. Ecol.* 73, 915–924.
- Liebsch, D., Goldenberg, R., Marques, M.C.M.,** 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 21, 983–992. doi:10.1590/S0102-33062007000400023
- Lienert, J.,** 2004. Habitat fragmentation effects on fitness of plant populations – a review. *J. Nat. Conserv.* 12, 53–72. doi:10.1016/j.jnc.2003.07.002
- Lima, M.E.L., Cordeiro, I., Moreno, P.R.H.,** 2011. Estrutura do componente arbóreo em Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André, SP, Brasil. *Hoehnea* 38, 73–96. doi:10.1590/S2236-89062011000100007
- Lopes, M.I.M.S., Kirizawa, M.,** 2009. Reserva Biológica de Paranapiacaba, a antiga Estação Biológica do Alto da Serra: história e visitantes ilustres., in: *Patrimônio Da Reserva Biológica Do Alto Da Serra de Paranapiacaba-A Antiga Estação Biológica Do Alto Da Serra*. Instituto de Botânica. São Paulo, SP, pp. 15–37.
- Lopes, S. de F., Schiavini, I.,** 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 21, 249–261.
- Losos, E.C., Leigh, E.G.,** 2004. Tropical forest diversity and dynamism: Findings from a large-scale plot network. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

- Lü, X.-T., Tang, J.-W.**, 2010. Structure and composition of the understory treelets in a non-dipterocarp forest of tropical Asia. *For. Ecol. Manag.* 260, 565–572.
- 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 Bot. Bras.* 24, 250–261. doi:10.1590/S0102-33062010000100027
- Makana, J.-R., Thomas, S.C.**, 2006. Impacts of Selective Logging and Agricultural Clearing on Forest Structure, Floristic Composition and Diversity, and Timber Tree Regeneration in the Ituri Forest, Democratic Republic of Congo. *Biodivers. Conserv.* 15, 1375–1397. doi:10.1007/s10531-005-5397-6
- Melo, M.M.R.F.**, 2000. Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil. (Tese de Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G., Perдини, R.**, 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* 142, 1166–1177.
- Miguel, A., Marimon, B.S., Oliveira, E.A. de, Maracahipes, L., Marimon-Junior, B.H.**, 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotropica* 11, 53–62.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C.**, 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots, in: *Biodiversity Hotspots*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 3–22.
- Nascimento, H.E.M., Dias, A.D.S., Tabanez, A. a. J., Viana, V.M.**, 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Rev. Bras. Biol.* 59, 329–342. doi:10.1590/S0034-71081999000200015
- Nepstad, D.C., Uhl, C., Pereira, C.A., da Silva, J.M.C.**, 1996. A Comparative Study of Tree Establishment in Abandoned Pasture and Mature Forest of Eastern Amazonia. *Oikos* 76, 25–39.
- Okuda, T., Suzuki, M., Adachi, N., Quah, E.S., Hussein, N.A., Manokaran, N.**, 2003. Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. *For. Ecol. Manag.* 175, 297–320.

- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000.** Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* 32, 793–810.
- Oliveira-Filho, A.T. de, Carvalho, D.A., Vilela, E.A., Curi, N., Fontes, M.A.L., 2004.** Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. *Rev. Bras. Bot.* 27, 685–701.
- Oliveira-Filho, A.T. de, 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). *Braz. J. Bot.* 30, 149–161. doi:10.1590/S0100-84042007000100015
- Oliveira-Filho, A.T. de, Mello, J.M. de, Scolforo, J.R.S., 1997.** Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecol.* 131, 45–66.
- Oliveira, M.A., Grillo, A.S., Tabarelli, M., 2004.** Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* 38, 389–394.
- Ouborg, N.J., Vergeer, P., Mix, C., 2006.** The rough edges of the conservation genetics paradigm for plants. *J. Ecol.* 94, 1233–1248.
- Paiva, L.V. de, Araújo, G.M. de, Pedron, F., 2007.** Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. *Braz. J. Bot.* 30, 365–373. doi:10.1590/S0100-84042007000300003
- Pélissier, R., Pascal, J.-P., Houllier, F., Laborde, H., 1998.** Impact of selective logging on the dynamics of a low elevation dense moist evergreen forest in the Western Ghats (South India). *For. Ecol. Manag.* 105, 107–119. doi:10.1016/S0378-1127(97)00275-2
- Pessoa, S. V.A., Araujo, D.S.D. 2014.** Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. *Acta Bot. Bras.* 28, 190–197. doi:10.1590/S0102-33062014000200006

- PMSA**, 2008. Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba. Revelando o nosso parque. 2 ed. Edição ampliada e revisada. Prefeitura do Município de Santo André, Annablume; Paradiso, São Paulo.
- Porto, M.L., Wildi, O., Assunção, A.F.**, 2008. Análise de gradiente de comunidades vegetais e sua relação com fatores edáficos em um remanescente florestal no sul do Brasil., in: Porto, M.L. (Ed.), Comunidades Vegetais E Fitossociologia: Fundamentos Para Avaliação E Manejo de Ecossistemas. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, pp. 162–183.
- Rabelo, F.R. de C., Rodal, M.J.N., Silva, A.C.B.L. e, Lima, A.L.A.**, 2015. Dinamica da vegetação em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil. Ciênc. Florest. 25, 23–36. doi:10.5902/1980509817442
- Ranta, P., Blom, T., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M.**, 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodivers. Conserv. 7, 385–403.
- Reiners, W.A., Bouwman, A.F., Parsons, W.F.J., Keller, M.**, 1994. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. Ecol. Appl. 4, 363–377.
- Ribeiro, M.T., Ramos, F.N., Santos, F.A.M.**, 2009. Tree structure and richness in an Atlantic forest fragment: distance from anthropogenic and natural edges. Rev. Árvore 33, 1123–1132.
- Rivero, S., Almeida, O., Ávila, S., Oliveira, W.**, 2009. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. Nova Econ. 19, 41–66. doi:10.1590/S0103-63512009000100003
- Rolim, S.G., do Couto, H.T.Z., Jesus, R.M.** 1999. Mortalidade e recrutamento de arvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). Sci. For. 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. Rev. Árvore 33, 101–115. doi:10.1590/S0100-67622009000100011
- Salami, B., Higuchi, P., da Silva, A.C., Ferreira, T. de S.F., Marcon, A.K., Junior, F.B., Bento, M.A.**, 2014. Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente

- arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. *Sci. For.* 42, 197–207.
- Saldarriaga, J.G., West, D.C., Tharp, M.L., Uhl, C.,** 1988. Longterm chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. *J. Ecol.* 76, 938–958.
- Santos, F.A.M., Pedroni, F., Alves, L.F., Sanchez, M.,** 1998. Structure and Dynamics of Tree Species of the Atlantic Forest. *An. Acad. Bras. Ciênc.* 70, 873–880.
- Scaranello, M.A.S.,** 2010. Dinâmica da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa de terras baixas e de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, SP (Dissertação de Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- Scarano, F.R.,** 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1201–1208.
- Scariot, A.,** 1998. Conseqüências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia Central. *Sér. Téc. IPEF* 12, 71–86.
- Schnitzer, S.A., Dalling, J.W., Carson, W.P.,** 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *J. Ecol.* 88, 655–666. doi:10.1046/j.1365-2745.2000.00489.x
- Schorn, L.A., Galvão, F.,** 2009. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Cerne* 15, 221.
- Sheil, D., Burslem, D.F.R.P., Alder, D.,** 1995. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. *J. Ecol.* 83, 331–333. doi:10.2307/2261571
- Sheil, D., Jennings, S., Savill, P.,** 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *J. Trop. Ecol.* 16, 865–882. doi:null
- Silva, M.R., Araújo, G.M.,** 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 23, 49–56.
- Solórzano, A., Oliveira, R.R., Guedes-Bruni, R.R.,** 2005. História ambiental e estrutura de uma floresta urbana. In: R.R. Oliveira (ed.). Editora PUC-Rio, Rio de Janeiro, pp. 87-118., in: Oliveira, R.R. (Ed.), *As Marcas Do Homem Na Floresta: História Ambiental de Um Trecho de Mata Atlântica*. Editora PUC-Rio, Rio de Janeiro, pp. 87–118.

- Swaine, M.D., Lieberman, D., Putz, F.E.,** 1987. The Dynamics of Tree Populations in Tropical Forest: A Review. *J. Trop. Ecol.* 3, 359–366.
- Tabarelli, M., Mantovani, W.,** 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Rev. Bras. Biol.* 59, 239–250.
- Tabarelli, M., Peres, C.A., Melo, F.P.,** 2012. The “few winners and many losers” paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biol. Conserv.* 155, 136–140.
- Terborgh, J., Nuñez-Iturri, G., Pitman, N.C.A., Valverde, F.H.C., Alvarez, P., Swamy, V., Pringle, E.G., Paine, C.E.T.,** 2008. Tree recruitment in an empty forest. *Ecology* 89, 1757–1768. doi:10.1890/07-0479.1
- Torrella, S.A., Ginzburg, R.G., Adámoli, J.M., Galetto, L.,** 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean chaco: effects of fragment size and landscape forest cover. *For. Ecol. Manag.* 307, 147–154.
- van Breugel, M., Martinez-Ramos, M., Bongers, F.,** 2006. Community dynamics during early secondary succession in Mexican tropical rain forests. *J. Trop. Ecol.* 22, 663–674.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Tarifa, R., Uhl, C.,** 1995. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. *For. Ecol. Manag.* 72, 39–60. doi:10.1016/0378-1127(94)03432-V
- Villela, D.M., Nascimento, M.T., Aragão, L.E.O.C. de, da Gama, D.M.,** 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *J. Biogeogr.* 33, 506–516. doi:10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x
- Wagner, F., Rutishauser, E., Blanc, L., Herault, B.,** 2010. Effects of Plot Size and Census Interval on Descriptors of Forest Structure and Dynamics. *Biotropica* 42, 664–671. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00644.x
- Werneck, M.D.S., Franceschinelli, E.V., Tameirão-Neto, E.,** 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Braz. J. Bot.* 23, 401–413. doi:10.1590/S0100-84042000000400006

- Wu, L., Liu, J., Takashima, A., Ishigaki, K., Watanabe, S.,** 2013. Effect of selective logging on stand structure and tree species diversity in a subtropical evergreen broad-leaved forest. *Ann. For. Sci.* 70, 535–543. doi:10.1007/s13595-013-0292-x
- Yosi, C.K., Keenan, R.J., Fox, J.C.,** 2011. Forest dynamics after selective timber harvesting in Papua New Guinea. *For. Ecol. Manag.* 262, 895–905. doi:10.1016/j.foreco.2011.06.007
- Young, A., Boyle, T., Brown, T.,** 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11, 413–418. doi:10.1016/0169-5347(96)10045-8
- Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Aide, T.M.,** 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restor. Ecol.* 8, 350–360.

Tabela 1 – Parâmetros demográficos nas parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N06: Número de indivíduos em 2006; N13: Número de indivíduos em 2013; S: número de sobreviventes do primeiro censo; M: número de mortos; R: número de indivíduos recrutados; números grafados em **negrito** representam valores significativos ($p < 0,05$).

	N06	N06	N13	N13	S	S	M	M	R	R	Recrutamento (RR)		Mortalidade (MM)		Crescimento (GG)	
Classes	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Todos	1165	730	1269	762	941	637	224	93	328	125	0.040 ± 0.028	0.023 ± 0.010	0.029 ± 0.012	0.016 ± 0.007	0.016 ± 0.007	0.013 ± 0.004
48-99.9	737	345	913	412	610	301	127	44	303	111	0.062 ± 0.032	0.047 ± 0.019	0.026 ± 0.014	0.016 ± 0.007	0.017 ± 0.007	0.012 ± 0.004
≥100	428	385	356	350	331	336	97	49	25	14	0.008 ± 0.007	0.004 ± 0.004	0.032 ± 0.013	0.015 ± 0.009	0.014 ± 0.007	0.013 ± 0.004

Tabela 2 – Área basal das parcelas P1 e P2 em 2006 e 2013, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. AB0: área basal em 2006; AB1: área basal em 2013; ABS0: área basal em 2006 dos sobreviventes de 2013; ABS1: área basal dos sobreviventes em 2013; ABR: área basal dos indivíduos recrutados.

Classes	AB0 (m ² h ⁻¹)		AB1 (m ² h ⁻¹)		ABS0 (m ² h ⁻¹)		ABS1 (m ² h ⁻¹)		ABR (m ² h ⁻¹)		Tempo (anos)		Perda (m ² h ⁻¹)		Ganho (m ² h ⁻¹)		Incremento (m ² h ⁻¹)	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Todos	13.22	16.73	14.80	18.92	10.26	14.91	13.07	18.11	1.73	0.82	7.96 ± 0.10	8.13 ± 0.04	0.032 ± 0.014	0.014 ± 0.010	0.050 ± 0.026	0.029 ± 0.013	0.032 ± 0.014	0.023 ± 0.011
48-99.9	2.85	1.40	3.04	1.42	1.84	1.05	2.17	1.13	0.87	0.29	7.96 ± 0.10	8.13 ± 0.04	0.062 ± 0.036	0.000 ± 0.000	0.068 ± 0.045	0.040 ± 0.019	0.022 ± 0.012	0.009 ± 0.008
≥100	10.37	15.33	11.76	17.51	8.41	13.86	10.91	16.97	0.85	0.52	7.96 ± 0.10	8.13 ± 0.04	0.024 ± 0.017	0.000 ± 0.000	0.045 ± 0.021	0.028 ± 0.013	0.034 ± 0.014	0.025 ± 0.012

Tabela 3 - Mortalidade (MM), Recrutamento (RR) e Crescimento (GG) das espécies com número de indivíduos inicial ≥ 10 , ordenadas de acordo com a taxa de mudança da população (r) na parcela P1 (2006-2013), Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N - valor de abundância em 2006 e 2013; S: número de sobreviventes; (r) taxas de mudança populacional de N ou AB; 48: classe com DAP 48 – 99.9 mm; 100: classe com DAP ≥ 100 mm; T: média dos tempos em anos $t_0-t_1 = \sim 8$ anos, MM: taxa de mortalidade anual, RR: taxa de recrutamento anual, GG: taxa de crescimento anual.

Código	Espécie	N06	N13	S1	MM	S1.48	MM48	S1.100	MM100	R	RR	R48	RR48	R.100	RR100	GG	GG48	GG100	T	(r)
verpub	<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	23	13	12	0.081	7	0.067	5	0.099	1	0.010	0	0.000	1	0.019	0.030	0.030	0.029	7.99	-7.1
alctri	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	19	13	12	0.058	4	0.071	8	0.051	1	0.010	0	0.000	1	0.012	0.021	-0.001	0.025	7.90	-4.8
myrbra	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	16	11	12	0.036	10	0.033	2	0.053	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.006	0.008	0.004	7.97	-4.7
miccab	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	75	52	51	0.049	7	0.032	44	0.051	1	0.002	1	0.028	0	0.000	0.016	0.008	0.017	7.90	-4.6
psicat	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	13	10	11	0.021	10	0.024	1	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	-0.003	-0.006	0.021	7.77	-3.4
hyealc	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	14	12	12	0.019	6	0.020	6	0.019	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.012	0.011	0.012	7.91	-1.9
myrspl	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	36	32	31	0.019	27	0.018	4	0.028	3	0.012	3	0.016	0	0.000	0.008	0.008	0.011	7.83	-1.5
cromac	<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	9	8	0.028	0	NA	8	0.028	1	0.015	0	NA	1	0.015	0.019	NA	0.019	7.93	-1.3
sapgla	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	12	11	11	0.011	6	0.019	5	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.006	0.003	0.010	7.96	-1.1
matjug	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	14	13	14	0.000	7	0.000	7	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.014	0.017	0.014	7.96	-0.9
ocopar	<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	35	30	0.019	14	0.038	16	0.000	5	0.019	5	0.036	0	0.000	0.013	0.011	0.014	7.94	0
myrumb	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	22	18	0.025	9	0.025	9	0.025	4	0.025	4	0.051	0	0.000	0.014	0.020	0.010	7.99	0
gumatu	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	26	27	26	0.000	19	0.000	7	0.000	2	0.009	2	0.013	0	0.000	0.005	0.005	0.008	7.99	0.5
tibpul	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	41	43	31	0.035	13	0.018	18	0.046	12	0.041	8	0.106	4	0.019	0.037	0.021	0.041	7.99	0.6
bacore	<i>Baccharis oreophila</i> Malme	38	40	23	0.061	20	0.051	3	0.106	17	0.070	17	0.100	0	0.000	0.034	0.033	0.036	7.96	0.6
schang	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	15	16	15	0.000	7	0.000	8	0.000	1	0.008	1	0.017	0	0.000	0.021	0.022	0.020	7.97	0.8
guaopp	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	155	169	147	0.017	96	0.006	51	0.007	24	0.019	23	0.031	1	0.002	0.011	0.011	0.013	7.94	1.1
psysut	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	117	135	88	0.036	84	0.034	4	0.070	51	0.058	51	0.064	0	0.000	0.013	0.012	0.021	7.94	1.8
dapsch	<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	20	26	17	0.020	12	0.019	5	0.023	9	0.053	9	0.070	0	0.000	0.016	0.017	0.013	7.93	3.3
myrpub	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	44	59	42	0.006	38	0.006	4	0.000	17	0.043	17	0.050	0	0.000	0.015	0.015	0.015	7.95	3.7
myrspe	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	17	23	17	0.000	9	0.000	8	0.000	6	0.038	5	0.061	1	0.013	0.016	0.023	0.010	7.97	3.8
ocoele	<i>Ocotea elegans</i> Mez	11	15	11	0.000	7	0.000	4	0.000	4	0.040	4	0.052	0	0.000	0.014	0.017	0.009	7.81	3.9
clesca	<i>Clethra scabra</i> Pers.	32	44	30	0.008	21	0.011	9	0.000	14	0.048	14	0.083	0	0.000	0.026	0.022	0.029	8.01	4
calluc	<i>Calyptanthus lucida</i> Mart. ex DC.	12	17	11	0.011	10	0.012	1	0.000	6	0.055	6	0.059	0	0.000	0.003	0.002	0.014	7.99	4.4
cacaca	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	11	16	11	0.000	6	0.000	5	0.000	5	0.047	5	0.087	0	0.000	0.012	0.014	0.011	7.98	4.7
hedbra	<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	39	77	21	0.078	13	0.082	8	0.070	56	0.164	55	0.249	1	0.010	0.023	0.019	0.025	7.96	8.5

Tabela 4 - Mortalidade (MM), Recrutamento (RR) e Crescimento (GG) das espécies com número de indivíduos inicial ≥ 10 , ordenadas de acordo com a taxa de mudança da população (r) na parcela P2 (2006-2013), Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: valor de abundância em 2006 e 2013; S: número de sobreviventes; (r) taxas de mudança populacional de N ou AB; 48: classe com DAP 48 – 99.9 mm; 100: classe com DAP ≥ 100 mm; T: média dos tempos em anos $t_0-t_1 = \sim 8$ anos, MM: taxa de mortalidade anual, RR: taxa de recrutamento anual, GG: taxa de crescimento anual.

Código	Espécie	N06	N13	S	MM	S.48	MM48	S.100	MM.100	R	RR	R48	RR48	R100	RR100	GG	GG48	GG100	T	(r)
psysut	<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	14	11	11	0.030	10	0.032	1	0.000	2	0.021	2	0.036	0	0.000	0.014	0.008	0.032	8.08	-3
myrspl	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	13	11	11	0.021	5	0.000	6	0.036	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.005	0.002	0.007	8.10	-2.1
alctri	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	30	27	24	0.027	0	NA	24	0.023	3	0.014	0	NA	3	0.014	0.023	NA	0.023	8.12	-1.3
camgua	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	11	10	9	0.025	3	0.035	6	0.019	1	0.013	1	0.050	0	0.000	0.035	0.024	0.038	8.12	-1.2
moucha	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	11	10	11	0.000	7	0.000	4	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.008	0.011	0.007	8.14	-1.2
cacaca	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	13	12	11	0.021	5	0.041	6	0.000	1	0.011	0	0.000	1	0.019	0.017	0.013	0.019	8.12	-1
ocoele	<i>Ocotea elegans</i> Mez	13	12	11	0.020	4	0.050	7	0.000	1	0.011	1	0.027	0	0.000	0.010	0.014	0.007	8.15	-1
gumatu	<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	13	13	17	0.007	8	0.000	9	0.013	1	0.007	1	0.015	0	0.000	0.005	0.003	0.007	8.13	0
chopoh	<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	18	18	13	0.000	3	0.000	10	0.000	0	0.000	0	0.000	0	0.000	0.019	0.004	0.022	8.15	0
batsti	<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	95	99	93	0.003	37	0.003	56	0.002	7	0.009	7	0.027	0	0.000	0.013	0.011	0.014	8.15	0.5
crysal	<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	19	20	18	0.007	5	0.000	13	0.009	2	0.013	1	0.036	1	0.008	0.024	-0.002	0.029	8.12	0.6
salgra	<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	16	18	15	0.000	15	0.000	0	NA	4	0.029	4	0.036	0	0.000	0.014	0.012	0.030	8.10	1.5
guaopp	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	39	45	38	0.003	25	0.000	13	0.009	9	0.026	9	0.046	0	0.000	0.016	0.014	0.017	8.12	1.8
eripen	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	20	24	20	0.000	7	0.000	13	0.000	4	0.022	4	0.063	0	0.000	0.014	0.001	0.017	8.12	2.2
eugsub	<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	11	14	11	0.000	9	0.000	2	0.000	3	0.030	2	0.025	1	0.050	0.006	0.005	0.012	8.10	3
psynud	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	17	26	15	0.015	12	0.010	3	0.036	12	0.072	12	0.097	0	0.000	0.014	0.009	0.033	8.14	5.2

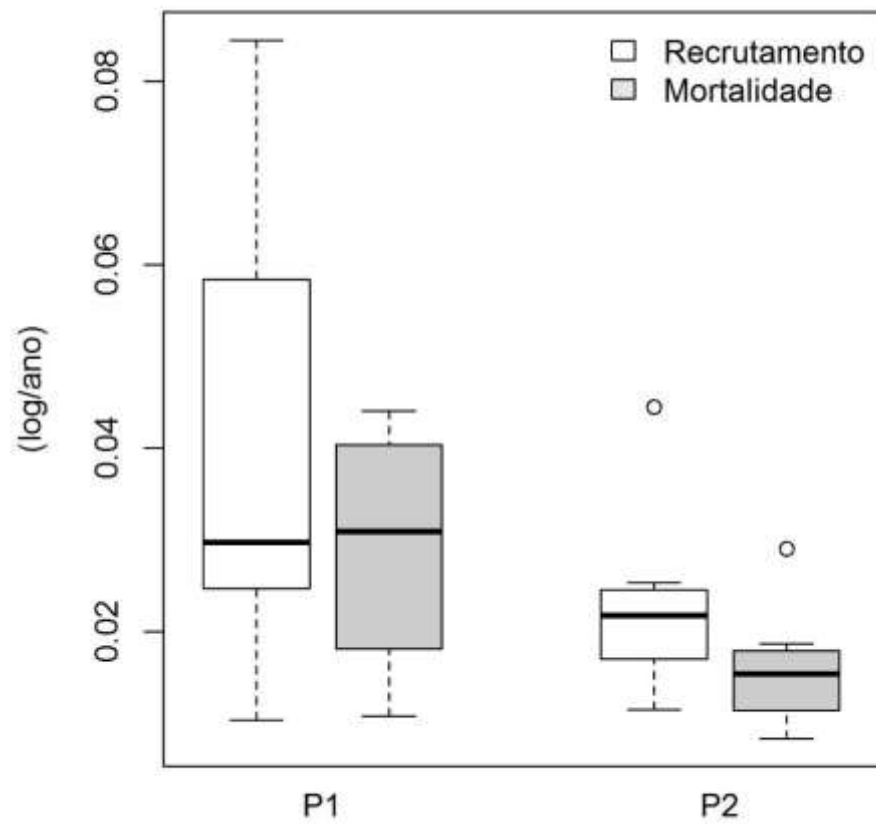


Figura 1 – Recrutamento e Mortalidade no período de 2006 a 2013 nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil.

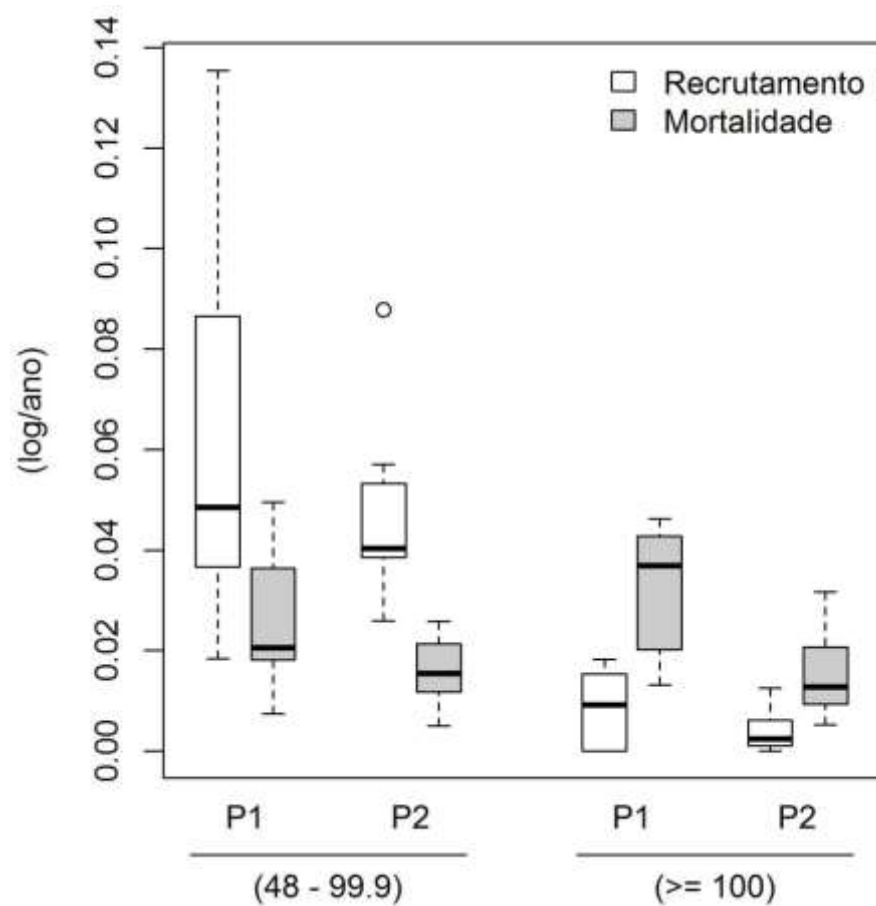


Figura 2 – Recrutamento e Mortalidade no período de 2006 a 2013, nas duas classes de tamanho, DAP 48 - 99,9 e ≥ 100 mm, nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil.

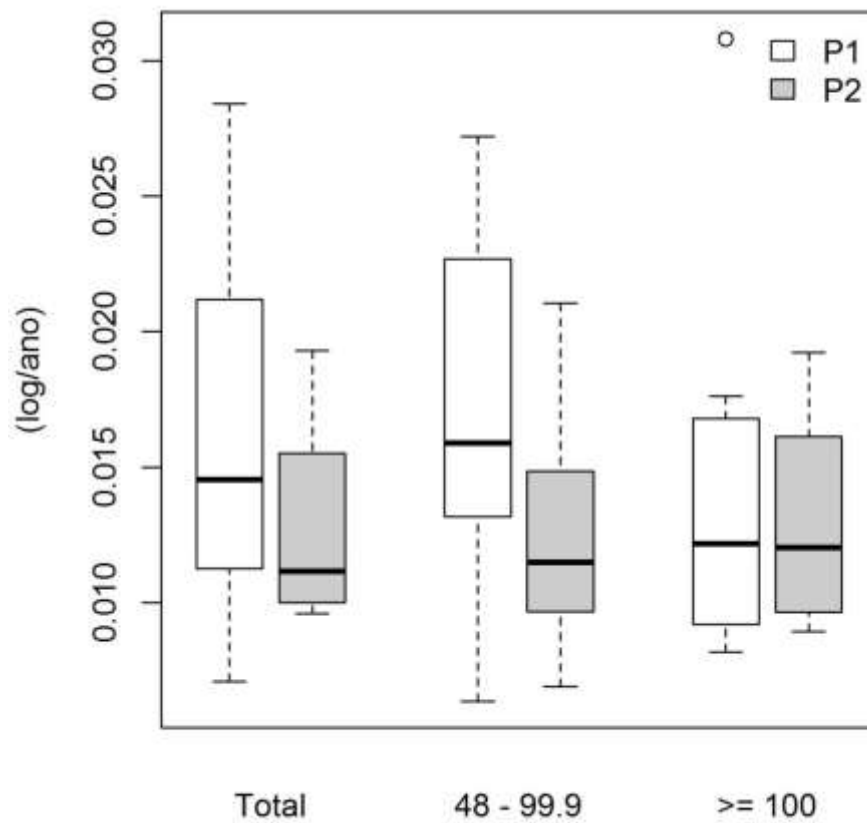


Figura 3 – Crescimento no período de 2006 a 2013, para o conjunto total dos dados e nas duas classes de tamanho, DAP 48 - 99,9 e ≥ 100 mm, nas parcelas P1 e P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil

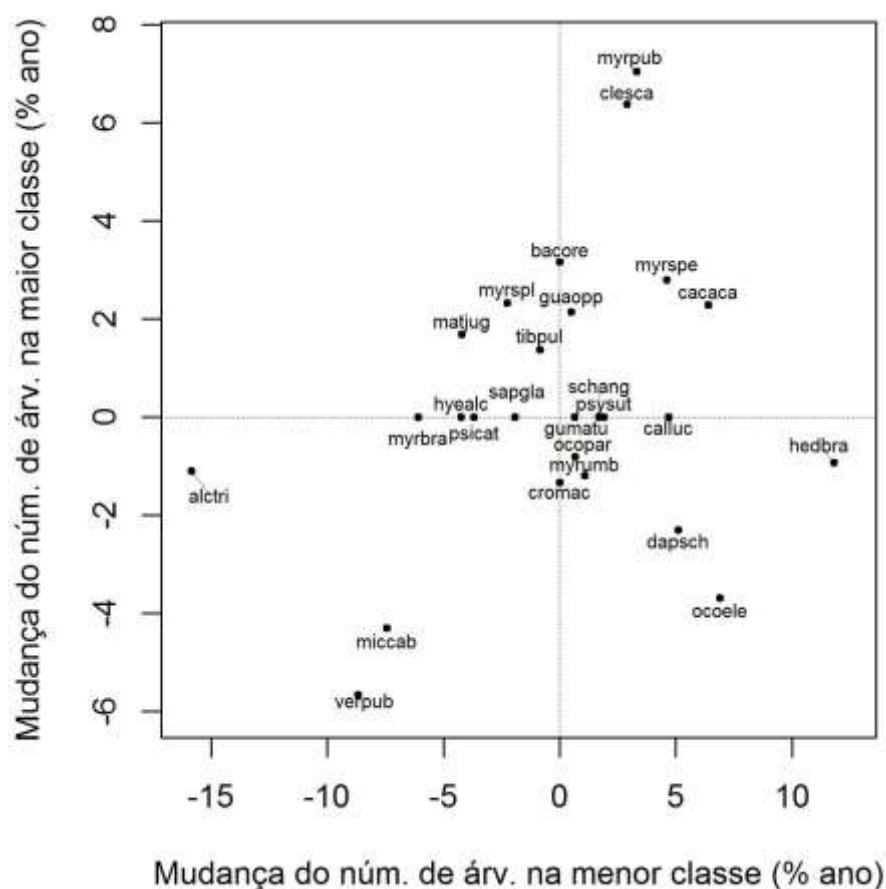


Figura 4- Dinâmica de populações de 26 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P1 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida do número de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), bacore (*Baccharis oreophila*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *canjerana*), calluc (*Calypttranthes lucida*), clesca (*Clethra scabra*), cromac (*Croton macrobothrys*), dapsch (*Daphnopsis schwackeana*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), hedbra (*Hedyosmum brasiliense*), hyealc (*Hyeronima alchorneoides*), matjug (*Matayba juglandifolia*), miccab (*Miconia cabucu*), myrbra (*Myrcia brasiliensis*), myrpub (*Myrcia pubipetala*), myrspe (*Myrcia spectabilis*), myrspl (*Myrcia splendens*), myrumb (*Myrsine umbellata*), ocoele (*Ocotea elegans*), ocopar, (*Ocotea paranapiacabensis*), psicat, (*Psidium cattleianum*), psysut (*Psychotria suterella*), sapgla (*Sapium glandulosum*), schang (*Schefflera angustissima*), tibpul (*Tibouchina pulchra*), verpub (*Vernonanthura puberula*).

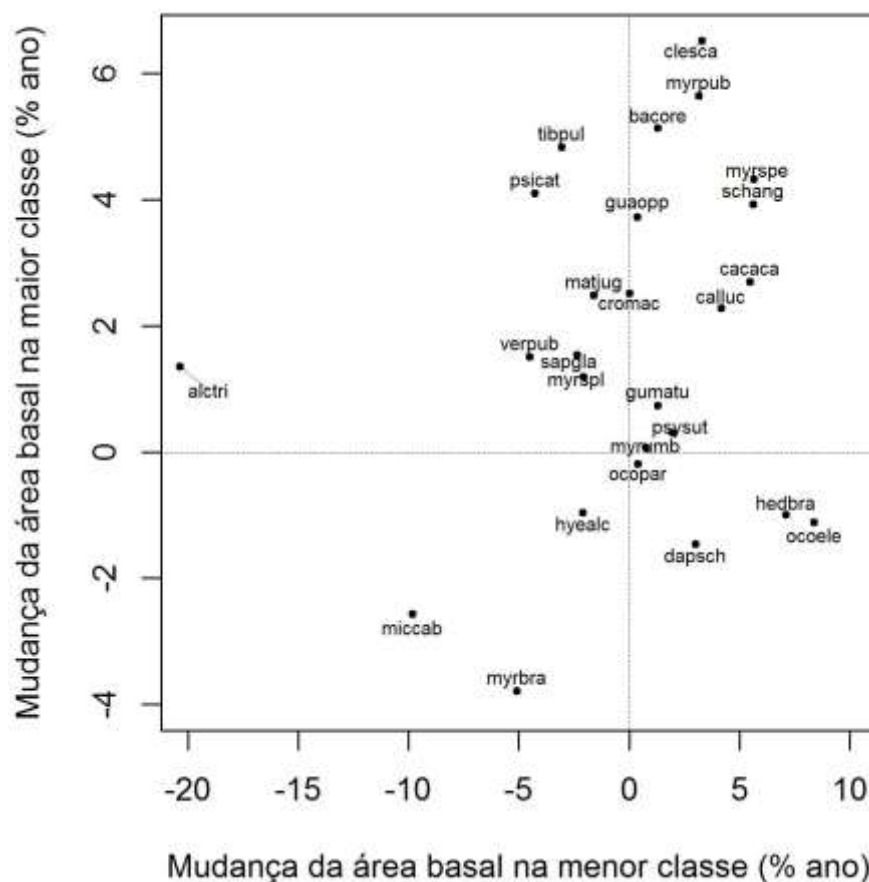


Figura 5 - Dinâmica de populações de 26 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P1 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida da área basal de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), bacore (*Baccharis oreophila*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *canjerana*), calluc (*Calyptanthus lucida*), clesca (*Clethra scabra*), cromac (*Croton macrobothrys*), dapsch (*Daphnopsis schwackeana*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), hedbra (*Hedyosmum brasiliense*), hyealc (*Hyeronima alchorneoides*), matjug (*Matayba juglandifolia*), miccab (*Miconia cabucu*), myrbra (*Myrcia brasiliensis*), myrpub (*Myrcia pubipetala*), myrspe (*Myrcia spectabilis*), myrspl (*Myrcia splendens*), myrumb (*Myrsine umbellata*), ocoele (*Ocotea elegans*), ocopar, (*Ocotea paranapiacabensis*), psicat, (*Psidium cattleianum*), psysut (*Psychotria suterella*), sappla (*Sapium glandulosum*), schang (*Schefflera angustissima*), tibpul (*Tibouchina pulchra*), verpub (*Vernonanthura puberula*).

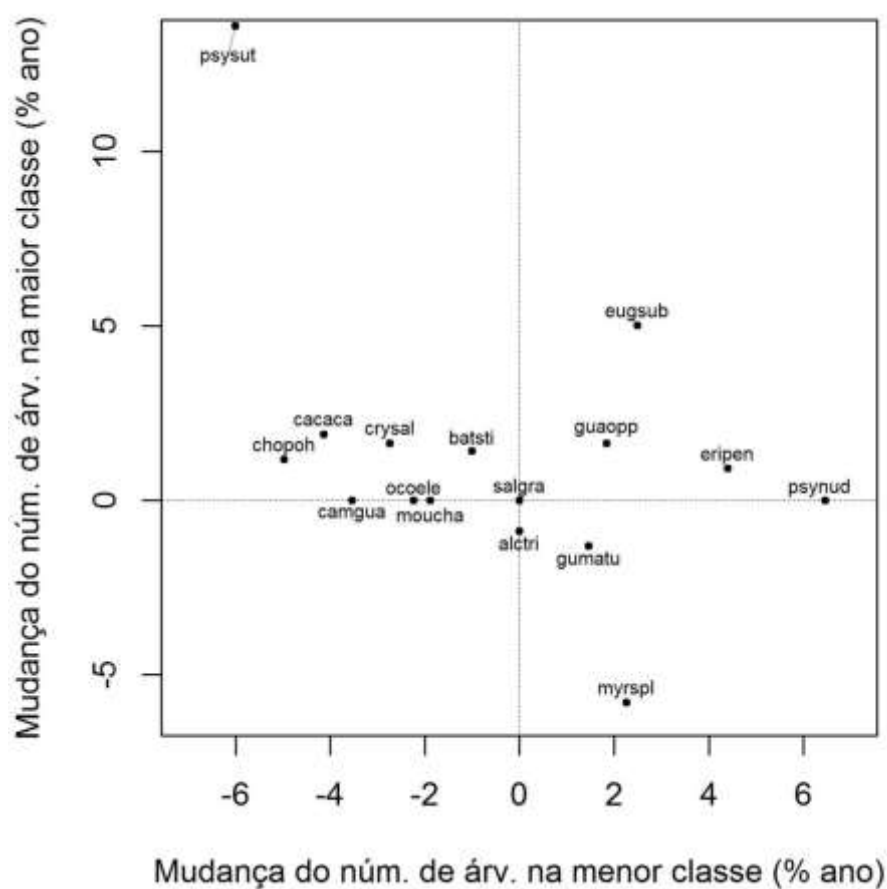


Figura 6 - Dinâmica de populações de 16 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P2 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida do número de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), batsti (*Bathysa stipulata*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *Canjerana*), camgua (*Campomanesia guaviroba*), chopoh (*Chomelia pohliana*), crysal (*Cryptocarya saligna*), eripen (*Eriotheca pentaphylla*), eugsub (*Eugenia subavenia*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), moucha, (*Mouriri chamissoana*), myrspl (*Myrcia splendens*), ocoele (*Ocotea elegans*), psynud (*Psychotria nuda*), psysut (*Psychotria suterella*), salgra (*Salacia grandifolia*).

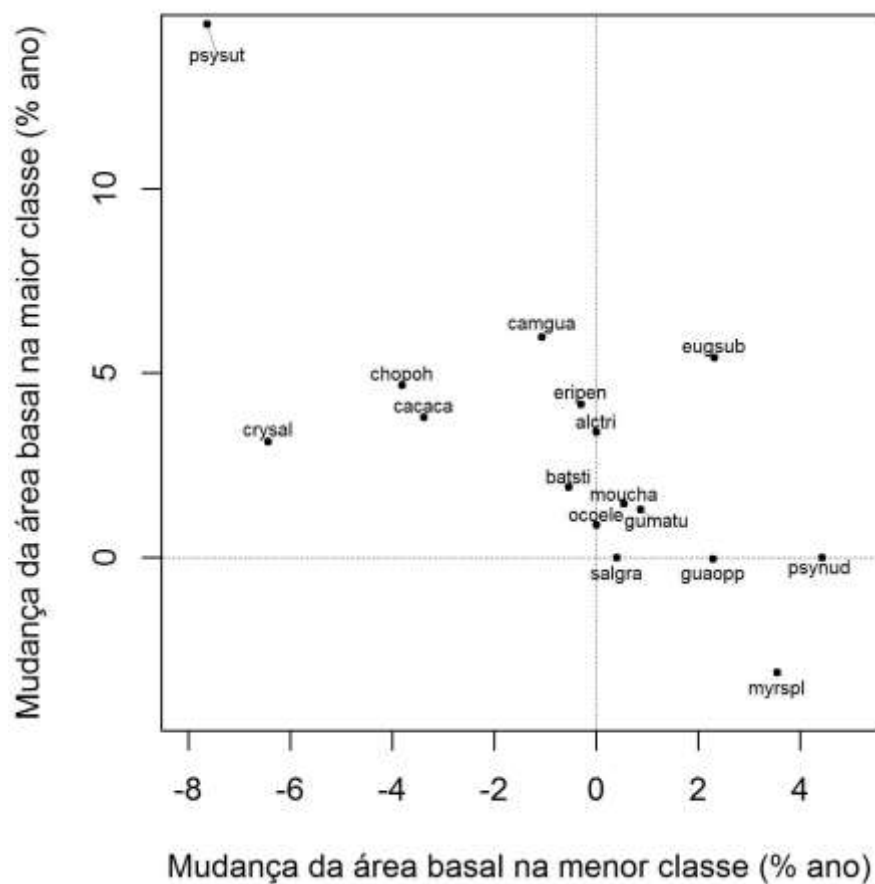


Figura 7 - Dinâmica de populações de 16 espécies arbóreas com mais de 10 indivíduos, inventariadas na parcela P2 entre 2006 e 2013, na menor (48 – 99.9 mm) e maior (≥ 100 mm) classe de DAP, expressa em mudança líquida da área basal de árvores no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. O nome das espécies está abreviado como segue: alctri (*Alchornea triplinervia*), batsti (*Bathysa stipulata*), cacaca (*Cabralea canjerana* subsp. *Canjerana*), camgua (*Campomanesia guaviroba*), chopoh (*Chomelia pohliana*), crysal (*Cryptocarya saligna*), eripen (*Eriotheca pentaphylla*), eugsub (*Eugenia subavenia*), guaopp (*Guapira opposita*), gumatu (*Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata*), moucha, (*Mouriri chamissoana*), myrspl (*Myrcia splendens*), ocoele (*Ocotea elegans*), psynud (*Psychotria nuda*), psysut (*Psychotria suterella*), salgra (*Salacia grandifolia*).

CAPÍTULO 3

Ecologia populacional de *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, São Paulo, Brasil

Artigo preparado segundo as normas da revista:

Hoehnea

Resumo

O objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura e a distribuição espacial pela função K-Ripley de *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) em duas parcelas (0,5 hectare cada), P1 uma área que sofreu corte raso e foi utilizada como pastagem até os anos 1980 e P2 submetida a corte seletivo de espécies e super-exploração de *Euterpe edulis*, ambas inseridas numa matriz de Floresta Ombrófila Densa Montana (Mata Atlântica), no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), em Santo André, São Paulo, Brasil. A amostragem revelou maiores densidade e área basal em P1 (740 ind.ha^{-1} , $2,88 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) do que em P2 (384 ind.ha^{-1} , $0,9 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$). O estudo da ecologia e distribuição espacial de *Guapira opposita* mostrou a estabilidade da população e uma distribuição espacial agregada nas classes menores e aleatória nas maiores. Estes resultados sugerem que o padrão observado está relacionado aos diferentes estágios sucessionais do mosaico florestal das parcelas P1 e P2.

Palavras-chave: K-Ripley, agregada, estabilidade, densidade, área basal

Introdução

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados, pois desde a colonização do país, o extrativismo e a agropecuária vem transformando completamente sua paisagem, levando à perda de habitats e fragmentação de sua área original (Murray-Smith et al. 2009, Oliveira-Filho & Fontes 2000, Ribeiro et al. 2009).

Apesar desta situação de degradação, a Mata Atlântica ainda é um dos grandes expoentes da biodiversidade mundial, pelo seu grande número de espécies, muitas delas endêmicas. (Murray-Smith et al. 2009, Silva & Casteleti 2005); características em parte explicadas por estender-se em uma ampla faixa latitudinal, com grande variabilidade climática, geomorfológica e altitudinal, com elevações que vão do nível do mar até 2700m (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Ribeiro et al. 2009; Silva & Casteleti 2005).

A constante ameaça sofrida pela Mata Atlântica em contraposição a sua alta diversidade, faz dela um dos 25 “hotspots” de biodiversidade global (Myers et al. 2000), que são áreas com perda de pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original, mas que em conjunto, abrigam mais de 60% de todas as espécies terrestres do planeta (Galindo-Leal & Câmara 2005).

A intensa fragmentação é uma das grandes ameaças à manutenção da biodiversidade deste bioma (Ranta et al. 1998), já que esses fragmentos, em sua grande maioria, são pequenos (menores que 50 hectares), isolados e constituídos por florestas secundárias em estágio inicial e médio de sucessão (Metzger et al. 2009, Ranta et al. 1998, Ribeiro et al. 2009).

A fragmentação da floresta produz alterações demográficas na comunidade arbórea, aumentando as taxas de mortalidade de árvores do dossel, a abundância de espécies pioneiras e o recrutamento de espécies secundárias iniciais nas bordas dos fragmentos, diminuindo a área basal, reduzindo a diversidade e comprometendo sua regeneração (Turner et al. 1996; Laurance et al. 1997; Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003).

Estas florestas secundárias têm sido estudadas sob diferentes aspectos, quer seja através de sua flora (Brown & Lugo 1990, Budowski 1970), ou dos padrões e processos envolvidos na manutenção e regulação de suas comunidades (Brown & Lugo 1990, Finegan 1996).

Assim, para a compreensão destas florestas, após a identificação de suas espécies, são analisadas a estrutura e o padrão espacial de suas populações (Durigan 2009, Marangon et al. 2003), visando inferir aspectos de sua dinâmica (Silva et al. 2009).

A estrutura de uma população é descrita através da frequência relativa de cada classe de desenvolvimento (estágio de vida, tamanho, status etc.), e seu conhecimento é importante, pois cada uma dessas classes exerce diferentes influências sobre o crescimento populacional (Gurevitch et al. 2009).

Muitos fatores afetam a estrutura das populações de plantas nas diferentes fases de seu estabelecimento e desenvolvimento, dentre estes encontram-se os ambientais como microclima, relevo, solo, topografia, a própria genética da planta e fatores bióticos, como patógenos, herbívoros, polinizadores e dispersores (Durigan 2009, Kershaw 1973).

Estudos populacionais tem sido realizados com espécies de ampla distribuição geográfica, alta plasticidade ecológica ou ao menos abundantes em suas áreas de ocorrência. Demonstrando que o padrão agregado pode estar relacionado com a síndrome de dispersão ou com sua relação com a estrutura da vegetação (Antonini & Nunes-Freitas 2004)

Uma das espécies amplamente distribuída na Mata Atlântica é a *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) que tem sido amostrada, geralmente com elevada frequência, em vários levantamentos florísticos e fitossociológicos em todo o Brasil, como os de Alves & Metzger (2006), Catharino et al. (2006), Lima et al. (2011), Mantovani (1993), Oliveira-filho & Fontes (2000), Padgurschi et al. (2011) e Ramos et al. (2011).

Reconhecendo a ampla distribuição geográfica e amplitude ecológica de *Guapira opposita* no Brasil, escolhemos esta espécie como modelo para estudo de ecologia populacional em Paranapiacaba. Assim, este estudo teve por objetivo analisar a estrutura e o padrão espacial das populações de *Guapira opposita* no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, São Paulo, Brasil.

Materiais e Métodos

O trabalho foi desenvolvido no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) que se localiza a 23°46'41" S e 46°18'16" W, com altitudes que variam de 780 a 1.174 m.s.m., com área de aproximadamente 426 ha. Segundo a classificação de Köppen, a região da Serra do Mar e de Paranapiacaba é considerada uma zona de clima “Cfb”, isto é, subtropical úmido, de clima oceânico, sem estação seca e com verão temperado (Alvares *et al.*, 2013), com os meses mais chuvosos de janeiro a março e menos chuvosos entre maio e agosto, com baixa amplitude térmica, variando em média de 14 – 15° C no inverno e 21 – 22° C no verão, fato este explicado pela proximidade ao oceano e pela circulação atmosférica (Gutjahr & Tavares, 2009).

O Parque localiza-se em uma área de proteção de mananciais no Município de Santo André, São Paulo, Brasil, onde se encontram as nascentes do rio Grande, o mais importante rio formador da represa Billings (Santo André 2008), além disso, o PNMNP é vizinho do Núcleo Cubatão do Parque Estadual da Serra do Mar e da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba (RBAS) (figura 1).

A região do PNMNP é recoberta pela Floresta Ombrófila Densa Montana, secundária em grande parte de sua extensão, com alguns trechos de floresta mais conservados, particularmente

aqueles não afetados pela poluição gerada no pólo Industrial de Cubatão, nas cabeceiras dos rios Grande e Pequeno (Santo André 2008, Veloso *et al.* 1991, IBGE 2012). O trecho de floresta localizado nos limites do Parque não apresenta características de uma floresta madura ou climácica, pois alguns de seus trechos, hoje naturalmente recuperados, foram utilizados no passado para estabelecimento de pequenas roças e criação de gado, além de terem sofrido intenso extrativismo de madeira utilizada na instalação e manutenção da ferrovia e da Vila, bem como combustível para as locomotivas que transportavam o café até o Porto de Santos (Lima 2010).

A espécie *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, da família Nyctaginaceae é nativa do Brasil e apresenta ampla distribuição geográfica, principalmente nas regiões costeiras. É uma espécie extremamente comum ao longo da Floresta Atlântica, sendo frequentemente encontrada em alta densidade nos fragmentos da região de Paranapiacaba (Lima *et al.* 2011, Marchioretto *et al.* 2011, Morellato *et al.* 2000, Passos & Oliveira 2004, Scudeller *et al.* 2001, Jurinitz 2010, Oliveira-Filho & Fontes 2000). Apresenta alta plasticidade ecológica e fenotípica (Jurinitz 2010, Oliveira-Filho & Fontes 2000), porém é facilmente reconhecível em campo mesmo em estado vegetativo. Cresce tipicamente no sub-bosque, possui hábito arbustivo-arbóreo, com ramos jovens verdes a vináceos, com pilosidade esparsa, folhas simples, opostas cruzadas, geralmente glabras, com tamanho e formas muito variável, suas inflorescências são terminais, compostas de cimeiras trímeras, flores díclinas, infrutescências normalmente glabras, lilás a vináceas, com antocarpos globosos a oblongos, geralmente elipsoides, que tornam-se negros quando maduros (Marchioretto *et al.* 2011, Santos *et al.* 2010). Uma característica notável desta espécie, é a frequente ocorrência de galhas, com vários estudos apontando-a como uma super-hospedeira (Araújo 2009, Maia *et al.* 2008, Maia & Monteiro 1999, Marchioretto *et al.* 2011, Mendonça 2007).

Os estudos foram realizados em duas parcelas de 50 x 100 m (0,5-ha), cada uma delas subdividida em 50 subparcelas de 10 x 10 m. Estas parcelas foram alocadas num “continuum” de mata localizado ao longo da Trilha da Comunidade, no percurso entre a Cachoeira da Água Fria e a Comunidade, nas cabeceiras do Rio Grande. Estas mesmas parcelas foram utilizadas anteriormente em um levantamento florístico e fitossociológico (Lima 2010, Lima *et al.* 2011).

O inventário foi realizado segundo o protocolo do CTFS (Center for Tropical Forest Science) para o censo de parcelas permanentes (Condit 1998), adaptado para o censo de todos os indivíduos de *Guapira opposita*, com diâmetro à altura do peito (DAP) $\geq 1,0$ cm, que foram medidos (DAP e altura) no período de nov/2013 e fev/2014. A altura das árvores foi estimada com auxílio de tesoura de poda alta e o diâmetro foi medido com paquímetro (DAP $\leq 4,0$ cm) e fita métrica (DAP $> 4,0$ cm). Além disso, todos os indivíduos foram mapeados nas parcelas P1 e P2, e suas respectivas coordenadas cartesianas (x e y) foram obtidas para análise da distribuição espacial.

Análise dos dados

Para análise dos dados, os caules foram considerados cilíndricos para o cálculo da área basal e as medidas de perímetro à altura do peito foram convertidas em diâmetro. Para estimativa da área basal do cada indivíduo (seccional) foram utilizadas as fórmulas:

$$ABind = \sum \left(p_i \times \left(\frac{dap[i]}{2000} \right)^2 \right)$$

Onde: dap[i] é o dap (diâmetro a altura do peito) em mm de cada ramo para cada árvore medida para árvores com tronco único ou para aquelas com troncos múltiplos, os valores obtidos já representam valores padrão convertidos para m².ha⁻¹. Para obter a área basal de cada uma das parcelas foram somadas as áreas basais de todos os indivíduos.

Avaliação da estrutura

Para avaliar a estrutura das populações, os parâmetros estruturais utilizados foram a densidade (ind./ha), a área basal (m²/ha) e a distribuição dos indivíduos em classes de diâmetro e de altura. Na análise da estrutura diamétrica foram utilizados intervalos de classe determinados a partir da fórmula de Spiegel (1976):

$$IC \frac{A}{nc}$$

Onde: A é a amplitude de diâmetros e nc o número de classes, sendo que, onde n é o número de indivíduos.

Avaliação da distribuição espacial

Para investigar o padrão espacial de *Guapira opposita*, foi utilizada a função K de Ripley (1977), que avalia além do padrão espacial, também processos da dinâmica florestal (Capretz *et al.* 2012).

O procedimento consiste no mapeamento das coordenadas de todas as árvores de *Guapira opposita*, a partir de um dos vértices de cada uma das parcelas de 0,5 hectare. Para testar a hipótese de Completa aleatoriedade Espacial (CAE), foram construídos envelopes de confiança a 99% através de 1000 simulações de Monte Carlo a partir dos maiores e menores valores da função K, para cada simulação e escala de distância, que são graficamente apresentadas para facilitar a visualização da hipótese (Silva *et al.* 2009; Higuchi *et al.* 2010; Ripley 1979). A hipótese nula da CAE é corroborada quando os valores obtidos estão incluídos dentro dos envelopes construídos, e assim, o padrão espacial é aleatório. A rejeição da hipótese nula acontece quando os valores não estiverem inseridos no envelope de confiança e forem positivos (padrão agregado) ou negativos (padrão regular) (Capretz 2004; Capretz *et al.* 2012; Silva *et al.* 2009).

Para o cálculo da Função K foi empregado o estimador da função com a correção proposta por Ripley segundo a fórmula (Ripley 1977).

$$\hat{K}(s) = \frac{1}{\hat{\lambda}n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_i^{-1}(X_i, X_j) I(\|X_i - X_j\| \leq s), \text{ para } i \neq j \text{ e } s > 0$$

Onde:

n= número de árvores;

X_i e X_j coordenadas dos pontos do mapa;

$\|X_i - X_j\|$ a distância euclidiana das localizações X_i e X_j ;

s vetor de distâncias;

$\lambda = n / |A|$ número de árvores dividido pela área da região de estudo, estimador não viciado da intensidade do processo;

$W_i(X_i, X_j)$ é a função de correção isotrópica de bordadura, que é a proporção da circunferência com centro em X_i e com raio $\|X_i - X_j\|$ que está fora da região de estudo.

Para facilitar a visualização, os resultados foram transformados na função $L(s)$, sendo elaborado um gráfico da função $L(s)$, segundo a fórmula abaixo relacionada com a distância s (Capretz *et al.* 2012; Higuchi *et al.* 2010).

$$\hat{L}(s) = \sqrt{\frac{\hat{K}(s)}{\pi}} - s$$

Onde: $K(s)$ = função K-Ripley univariada e s = é um vetor arbitrário de distâncias.

Todas as análises foram realizadas com o programa R versão 2.15.2 (R Core Team 2014) e a biblioteca SplanCs (Rowlingson & Diggle 2013). Para a função khat do SplanCs, um limite é utilizado para correção do efeito de borda e para os casos onde os registros estão fora da região do estudo (Rowlingson & Diggle 1991). Na prática é necessária uma margem de correção para evitar o enviesamento da estimativa devido aos pontos (árvores) fora do polígono (parcelas) não registrados (Higuchi *et al.* 2010, Capretz 2004, Capretz *et al.* 2012). As rotinas (scripts) utilizadas para análises foram adaptados daquela utilizada para análise espacial de *Xylopia brasiliensis* Spreng. (Higuchi *et al.* 2010) disponíveis em https://dl.dropboxusercontent.com/u/6511995/Rotinas_R/ripley_univariada.R.

Resultados

A amostragem das parcelas no PNMNP revelou que a densidade de *Guapira opposita* foi de 562 ind.ha⁻¹, com área basal de 3,82 m².ha⁻¹, sendo que para a parcela P1, a densidade foi de 740 ind.ha⁻¹, com área basal de 2,88 m².ha⁻¹, enquanto que em P2 foi de 384 ind.ha⁻¹, com área basal de 0,9 m².ha⁻¹.

Os indivíduos de *G. opposita* em P1 apresentaram uma amplitude diamétrica entre 1 e 19,74 cm, com mais de 25,9 % dos indivíduos (96 ind.) inseridos na primeira classe de diâmetro (1 - 2 cm), seguido de 91 na segunda classe (2,01 – 4,0 cm), 47 na terceira classe (4,01 – 6,0 cm), 41 i na quarta classe (6,01 – 8,0 cm), totalizando aproximadamente 75 % dos indivíduos amostrados, e o restante dos indivíduos distribuídos em mais 6 classes, de acordo com a figura 1.

A distribuição das alturas de *G. opposita* em P1 apresentou uma amplitude entre 1,5 e 14,0 m, no qual 19 % dos indivíduos (60 ind.) estavam inseridos na primeira classe de altura (1,5 a 2,0 m), 75 na segunda classe de altura (2,01 – 3,0 m), sendo que 87 % dos indivíduos apresentaram alturas ≤ a 7,0 m, correspondendo às seis primeiras classes de altura (Figura 2).

A amplitude da distribuição dos diâmetros na parcela P2 foi entre 1 e 27,2 cm, dispostos em 6 classes, com mais de 80 % dos indivíduos (154 ind.) de *G. opposita* inseridos na primeira classe diamétrica (1 a 5 cm) (Figura 3).

A distribuição das alturas de *G. opposita* na parcela P2 ficou entre 1,5 e 14 m, observando-se que mais de 62 % dos indivíduos (119 ind.) estiveram agrupados nas duas primeiras classes de altura, portanto ≤ 3 m (Figura 4).

Em relação à distribuição espacial de acordo com a função K, verifica-se que o padrão espacial dos indivíduos variou de acordo com a distância e classe diamétrica. Para o total amostrado dos indivíduos na parcela P1, a função K indicou a distribuição espacial nitidamente agregada (Figura 5). Por outro lado, quando foram avaliadas as maiores classes de tamanho, observa-se a tendência da aleatorização como verificado a partir da classe dois na figura 6.

A distribuição espacial dos indivíduos em P2 apresenta, segundo a função K, um padrão agregado até os 25 metros, tendendo a aleatorização a partir desta distância (Figura 7). Este mesmo padrão, agregado até os 25 m, foi observado na primeira classe de DAP (≤ 5 cm), a partir desta classe a função K apontou o padrão aleatório na distribuição espacial dos indivíduos (Figuras 8 e 9).

A Floresta Ombrófila Densa Montana de Paranapiacaba apresenta um mosaico florestal em diferentes estágios sucessionais (Lima 2010, Lima *et al.* 2011), como resultado de uma fragmentação pretérita que produziu alterações demográficas distintas na comunidade. Os resultados obtidos no estudo populacional de *Guapira opposita* nas parcelas P1 e P2 (Figuras 1 a 4) também permitem chegar à mesma conclusão sobre o mosaico florestal da área estudada.

A densidade e área basal são o resultado do recrutamento, crescimento e mortalidade, e são influenciadas por uma ampla variedade de fatores em diferentes escalas temporais e espaciais, cujos efeitos variam nas diferentes classes de tamanho, sem relação com a idade sucessional (Breugel 2007, Felfili *et al.* 2000, Miura *et al.* 2001, Ghoddosi 2005). Outros fatores como variações do substrato e luz podem interferir na densidade e área basal (Horvitz & Schemske 1995, Bruna & Kress 2002, Bertani 2006).

Quanto à distribuição dos indivíduos de *G. opposita* entre as classes de diâmetro e altura em P1, observa-se uma distribuição segundo o modelo exponencial negativo “J-invertido”, com grande número de plantas concentradas nas primeiras classes de tamanho (Figuras 1 e 2), mesma situação da parcela P2 (Figuras 3 e 4). Segundo Durigan (2009), esse perfil em “J-invertido” na distribuição dos dados, permite considerar que a população encontra-se estável.

Ao observarmos a distribuição dos indivíduos nestas classes, verificamos que aproximadamente 80% dos indivíduos de *Guapira opposita* das parcelas P1 e P2 possuem diâmetros ≤ 5 cm. Já em relação a altura, 68 e 87 % dos indivíduos são ≤ 5 m nas parcelas P1 e P2 respectivamente. Estes resultados indicam que, ao menos nessas classes, *G. opposita* apresenta características típicas de espécie de sub-bosque.

Apesar da ausência de dados edáficos e físicos, sabe-se que a heterogeneidade ambiental no sub-bosque (principalmente luminosidade e profundidade da camada de serapilheira), pode criar nichos de regeneração para espécies arbóreas, influenciando na distribuição da abundância e composição de plântulas (Nicotra *et al.* 1999, García-Guzmán & Benítez-Malvido 2003, Jurinitz 2010) que é a fase de vida mais sensível de uma espécie arbórea (Harper 1977).

Como observado em diferentes florestas tropicais na Costa Rica e Panamá (Hubbell 1979, Condit *et al.* 1992) e Brasil (Capretz *et al.* 2012), o padrão de distribuição espacial das árvores na Floresta Ombrófila apresenta um caráter fortemente agregado, principalmente pelo grande recrutamento nas proximidades das árvores parentais, assim a medida que acontece o desenvolvimento do indivíduo, o caráter de agregação diminui.

A disponibilidade de recursos (água, nutrientes no solo), condições microclimáticas, reduzida capacidade de dispersão, também favoreceriam níveis elevados de agregação (Condit *et al.* 2000, Collins & Klahr 1991, Capretz *et al.* 2012, Lima *et al.* 2011).

Esta transição de um padrão agregado de jovens para o aleatório dos adultos, pode ser parcialmente explicada em função da mortalidade densidade-dependente (Capretz *et al.* 2012, Condit *et al.* 2000). Quando esta agregação ocorre com menos de 15 m de distância entre árvores jovens, há fortes indícios do efeito de clareiras produzidas pela queda de árvores do dossel (Grau 2000, Barot *et al.* 1999, Condit *et al.* 2000, Capretz *et al.* 2012).

Conclusão

Os valores de densidade, estrutura e distribuição espacial das populações de *Guapira opposita* indicam que esta espécie está em desenvolvimento de acordo com a condição sucessional do trecho da floresta em que ocorre.

O padrão exponencial de distribuição das classes de tamanho indica que as populações de *G. opposita* encontram-se estabilizadas nas parcelas P1 e P2.

Os valores de densidade e estrutura de classes de tamanho de *Guapira opposita* estão possivelmente relacionados aos diferentes estágios sucessionais do mosaico florestal das parcelas P1 e P2.

Referências

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., & Sparovek, G.** 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711–728.
- Antonini, R.D. Nunes-Freitas, A.F.** 2004. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia prasina* D.C. (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, Sudeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(3): 671-676
- 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(2): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>>.
- Araújo, G.F.C.** 2009. Reações estruturais, histoquímicas e fotossintéticas de *Guapira opposita* (Vell.) Reitz (Nyctaginaceae) à Cecidomyiidae galhadores. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais. 115p.
- Barot, S., Gignoux, J. & Menaut, J.C.** 1999. Demography of a savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyses. *Ecology*, 80(6): 1987-2005.
- Benítez-Malvido, J. & Martínez-Ramos, M.** 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17(2): 389-400.
- Bertani, D.F.** 2006. Ecologia de populações de *Psychotria suterella* Müll. Arg. (Rubiaceae) em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas. 126p.
- Breugel, M. van., Bongers, F. & Martinez-Ramos, M.** 2007. Species Dynamics During Early Secondary Forest Succession: Recruitment, Mortality and Species Turnover. *Biotropica* 35(5): 610–619.
- Brown, S. & Lugo, A.** 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1–32.
- Budowski, G.** 1970. The distinction between old secondary and climax species in tropical central American lowland forests. *Tropical Ecology* 11: 44–48.
- Capretz, R.L.** 2004. Análise dos padrões espaciais de árvores em quatro formações florestais do Estado de São Paulo, através de análises de segunda ordem, como a Função K de Ripley. Dissertação de mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. 93p.

- Capretz, R.L., Batista, J.L.F., Sotomayor, J.F.M., Cunha, C.R., Nicoletti, M.F. & Rodrigues, R.R.** 2012. Padrão espacial de quatro formações florestais do estado de São Paulo, através da função k de Ripley. *Ciência Florestal* 22(3): 551-565
- 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(2): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>.
- Collins, S.L. & Klahr, S.C.** 1991. Tree dispersion in oak-dominated forests along an environmental gradient. *Oecologia* 86(4): 471-477.
- Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B.** 1992. Short-term dynamics of a neotropical forest. *Bioscience* 42(11): 822-828.
- Condit, R.** 1998. *Tropical Forest Census Plots*. Springer-Verlag, Berlin, and R.G. Landes Company, Georgetown, Texas.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Hua Seng, L., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. & Yamakura, T.** 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288: 1414-1418.
- Durigan, G.** 2009. Estrutura e diversidade de florestas tropicais. *In*: S.V. Martins (ed.) *Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil*. Viçosa: UFV. p.185–215.
- Felfili, J.M., Rezende, A.V., Júnior, M.C.D.S. & Silva, M.A.** 2000. Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16(4): 579-590.
- Finegan, B.** 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 119–124.
- Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G.** 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. *In*: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Belo Horizonte: Conservação Internacional. p.3–11.
- García-Guzmán, G., & Benítez-Malvido, J.** 2003. Effect of litter on the incidence of leaf-fungal pathogens and herbivory in seedlings of the tropical tree *Nectandra ambigens*. *Journal of Tropical Ecology* 19(2): 171-177.

- Ghoddosi, S.M.** 2005. Dinâmica do componente arbóreo (1999-2004) de um trecho de floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. Tese de Doutorado, Universidade Regional de Blumenau.
- Grau, H.R.** 2000. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in northwestern Argentina subtropical montane forests. *Journal of Tropical Ecology* 16(2): 227-242.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M. & Fox, G.A.** 2009. Estrutura, crescimento e declínio populacional. In: J. Gurevitch, S.M. Scheiner & G.A. Fox (eds.). *Ecologia Vegetal*. São Paulo: Artmed. p.101–127.
- Gutjahr, M.R. & Tavares, R.** 2009. Clima. In: M.I.M.S. Lopes, M. Kirizawa & M.M.R.F. Melo. Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba: a antiga Estação Biológica do Alto da Serra. São Paulo: Instituto de Botânica. p. 39–51.
- Harper, J.L.** 1977. Population biology of plants. Academic Press, New York. 892p.
- Higuchi, P., Silva, A.C., Louzada, J.N.C. & Machado, E.L.M.** 2010. Spatial patterns of a tropical tree species growing under an eucalyptus plantation in South-East Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70(2): 271-277.
- Horvitz, C.C., & Schemske, D.W.** 1995. Spatiotemporal variation in demographic transitions of a tropical understory herb: projection matrix analysis. *Ecological Monographs* 65(2): 155-192.
- Hubbell, S.P.** 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203(4387): 1299-1309.
- Jurinitz, C.F.** 2010. Ecologia das populações de duas espécies arbóreas em fragmentos florestais no Planalto Atlântico Paulista. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Kershaw, K.A.** 1973. Quantitative and Dynamic Plant Ecology. 2nd ed. London: Edward Arnold. 308p.
- Laurance, W.F., Laurance, S.G., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Gascon, C. & Lovejoy, T.E.** 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1117-1118.
- Lima, M.E.L.** 2010. Avaliação da estrutura do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Montana do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. 130p.

- Lima, M.E.L., Cordeiro, I. & Moreno, P.R.H.** 2011. Estrutura do componente arbóreo em Floresta Ombrófila Densa Montana no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP), Santo André, SP, Brasil. *Hoehnea* 38(1): 73–96.
- Maia, V.C., Magenta, M.A.G. & Martins, S.E.** 2008. Ocorrência e caracterização de galhas de insetos em áreas de restinga de Bertioga (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica* 8(1):<<http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/en/abstract?inventory+bn02408012008>>.
- Maia, V.C. & Monteiro, R.F.** 1999. Espécies cecidógenas (Diptera, Cecidomyiidae) e parasitóides (Hymenoptera) associadas a *Guapira opposita* (Vell.) Reitz. (Nyctaginaceae) na Restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia* 16: 483–487.
- Mantovani, W.** 1993. Estrutura e dinamica da floresta na Juréia, Iguape, SP. Tese de Livre Docência, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Marangon, L.C., Soares, J.J. & Feliciano, A.L.P.** 2003. Florística arbórea da mata da pedreira, município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 27(2): 207-215.
- Marchioretto, M.S., Lippert, A.P.U. & Silva, V.L.** 2011. A família Nyctaginaceae Juss. no Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Botânicas* 62: 129–162.
- Mendonça, M.S.** 2007. Plant diversity and galling arthropod diversity searching for taxonomic patterns in an animal-plant interaction in the Neotropics. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 42: 347–357.
- Metzger, J.P., Martensen, A.C., Dixo, M., Bernacci, L.C., Ribeiro, M.C., Teixeira, A.M.G. & Pardini, R.** 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* 142: 1166–1177.
- Miura, M., Manabe, T., Nishimura, N. & Yamamoto, S I.** 2001. Forest canopy and community dynamics in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest, south-western Japan: a 7-year study of a 4-ha plot. *Journal of Ecology* 89(5): 841-849.
- Morellato, L.P.C., Talora, D.C., Takahasi, A., Bencke, C.C., Romera, E.C. & Ziparro, V.B.** 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. *Biotropica* 32: 811-823.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.

- Murray-Smith, C., Brummitt, N.A., Oliveira-Filho, A.T., Bachman, S., Moat, J., Nic Lughada, E.M. et al.** 2009. Plant Diversity Hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. *Conservation Biology* 23: 151-163.
- Nicotra, A.B., Chazdon, R.L. & Iriarte, S.V.** 1999. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology* 80(6): 1908-1926.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.** 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Padgurschi, C.G., Pereira, S., Tamashiro, J.Y. & Joly, C.A.** 2011. Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?article+bn02811022011>>.
- Passos, L. & Oliveira, P.S.** 2004. Interaction between ants and fruits of *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) in a Brazilian sandy plain rainforest: ant effects on seeds and seedlings. *Oecologia* 139: 376–382.
- Ramos, E., Torres, R.B., Ferraz, R., Veiga, D.A., Joly, C.A. & Claro, R.** 2011. Estudo do componente arbóreo de dois trechos da Floresta Ombrófila Densa Submontana em Ubatuba (SP). *Biota Neotropica*, 11(2): <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/en/abstract?inventory+bn02411022011>>.
- R Core Team** 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ranta, P., Blon, T., Niemela, J., Joensuu, E. & Siitonen, M.** 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7: 385-403.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F. & Hirota, M.M.** 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Ripley, B.D.** 1977 Modelling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistic Society* 39: 172-212.
- Ripley, B.D.** 1979. Tests of ‘randomness’ for spatial point patterns. *Journal of the Royal Statistic Society B* 41: 368-374.

- Rowlingson, B.S. & Diggle, P.J.** 1991. Estimating the K-function for a uni-variate point process on an arbitrary polygon. Lancaster: Lancaster University. (Technical Report).
- Rowlingson, B.S. & Diggle, P.J.** 2013. SplanCs: Spatial and Space-Time Point Pattern Analysis. R package version 2.01-33. <http://CRAN.R-project.org/package=splanCs>.
- Santo André.** 2008. Prefeitura de Santo André. Atlas do Parque Natural Municipal das Nascentes de Paranapiacaba: Desvendando um Novo Parque. Santo André: Prefeitura de Santo André.
- Santos, M., Fermino Júnior, P.C.P., Vailati, M.G. & Paulilo, M.T.S.** 2010. Aspectos estruturais de folhas de indivíduos de *Guapira opposita* (Vell) Reitz (Nyctaginaceae) ocorrentes em Restinga e na Floresta Ombrófila Densa. INSULA 39: 59–78.
- Scudeller, V.V., Martins, F.R. & Shepherd, G.J.** 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil Plant. Ecology 152: 185–199.
- Silva, J.M.C. & Casteleti, C.H.M.** 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Conservação Internacional, Belo Horizonte, p.43–59.
- Silva, K.E., Martins, S.V., Santos, S.V., Santos, N.T. & Ribeiro, C.A.S.** 2009. Padrões espaciais de espécies arbóreas tropicais. In: S.V. Martins. Ecologia de florestas tropicais do Brasil. Viçosa: UFV. pp. 216-244.
- Turner, I.M., Chua, K.S., Ong, J., Soong, B. & Tan, H.** 1996. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. Conservation Biology 10: 1229-1244.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L. & Lima, J.C.A.** 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE

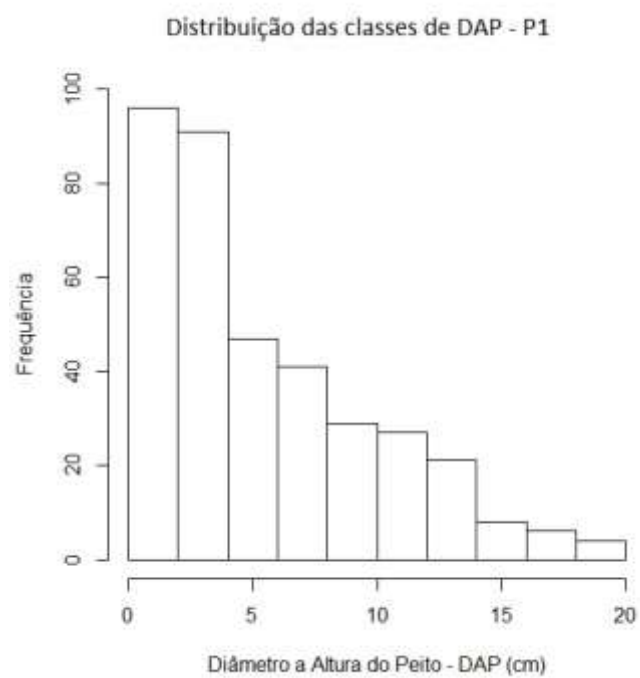


Figura 1 – Distribuição de *Guapira opposita* em classes de diâmetro (DAP) na parcela P1.

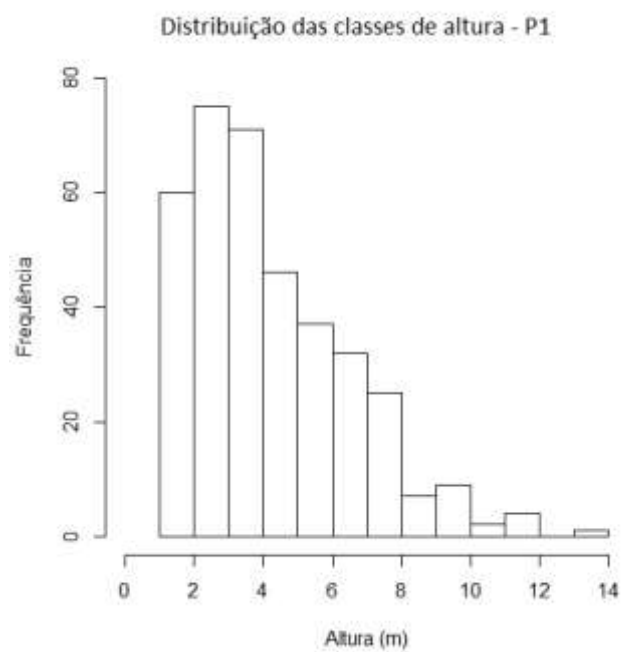


Figura 2 – Distribuição de *Guapira opposita* em classes de altura na parcela P1.

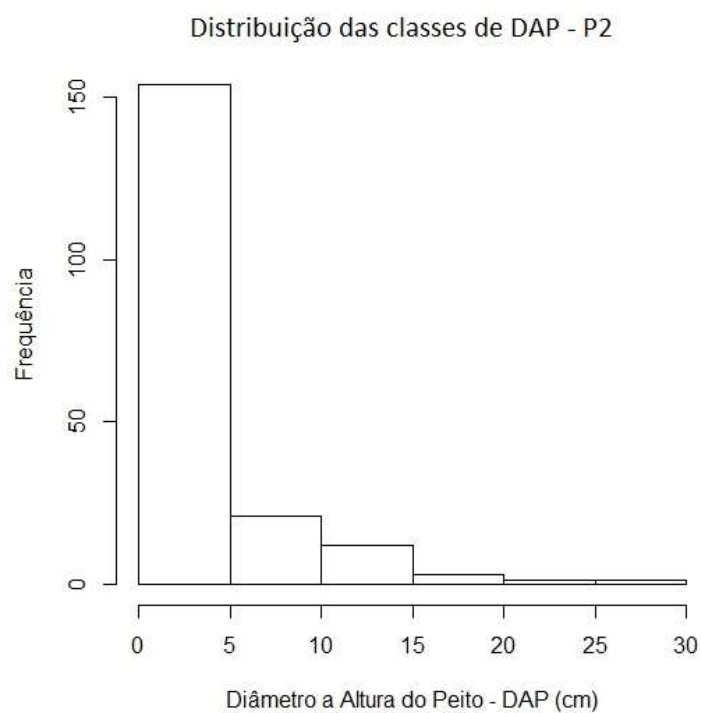


Figura 3 – Distribuição de *Guapira opposita* em classes de diâmetro (DAP) na parcela P2.

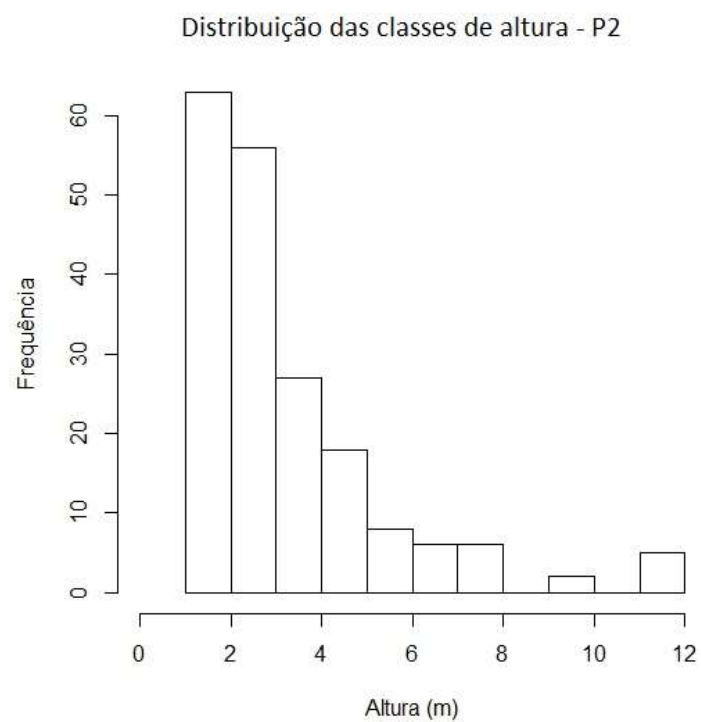


Figura 4 – Distribuição de *Guapira opposita* em classes de altura na parcela P2.

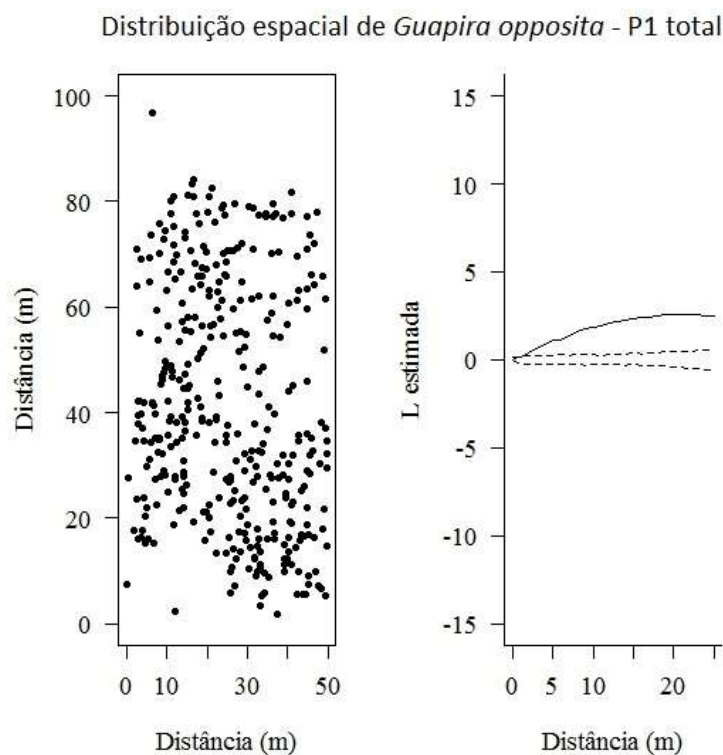


Figura 5 - Distribuição espacial de *Guapira opposita* ($DAP \geq 1,0$ cm) na parcela P1. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE).

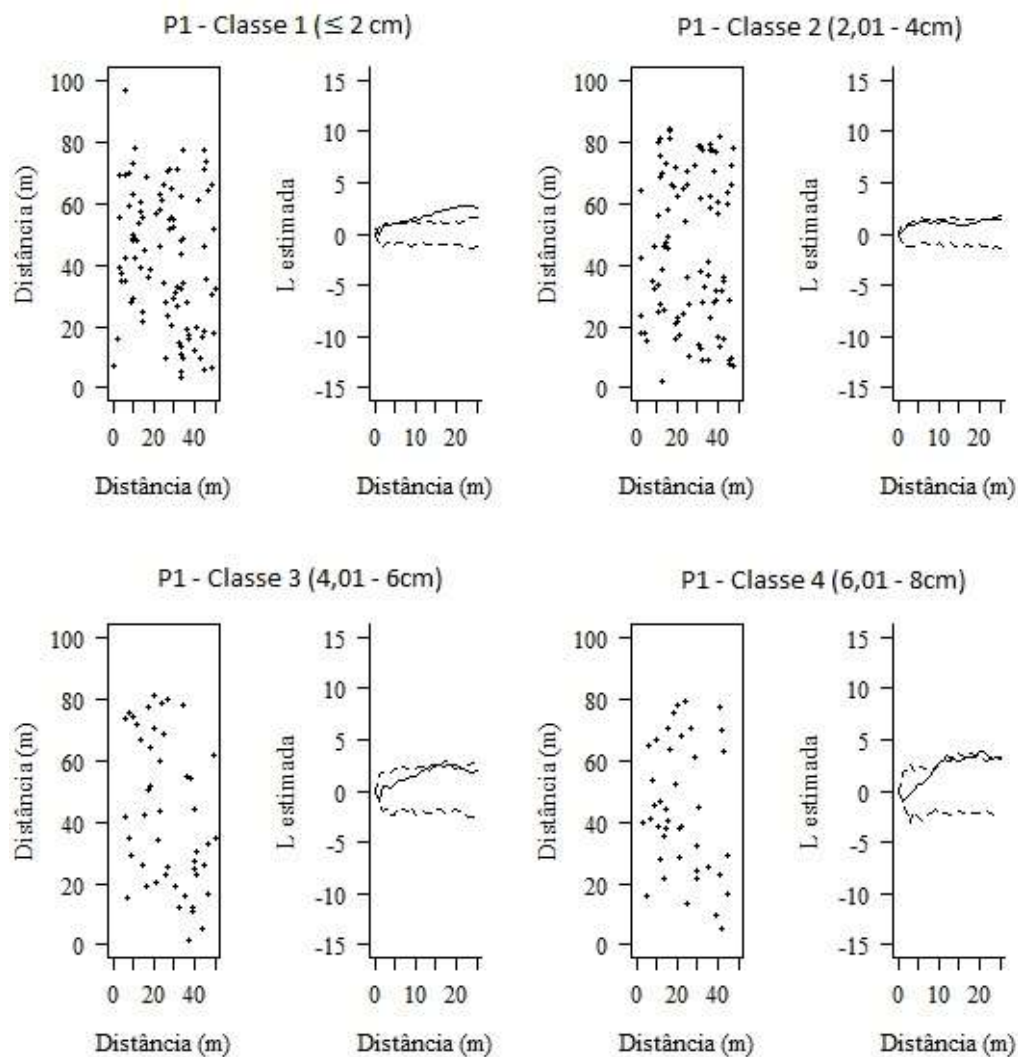


Figura 6 - Distribuição espacial de *Guapira opposita* em diferentes classes de diâmetro na parcela P1.. Em cada uma das classes, o mapa das árvores está demonstrado à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE).

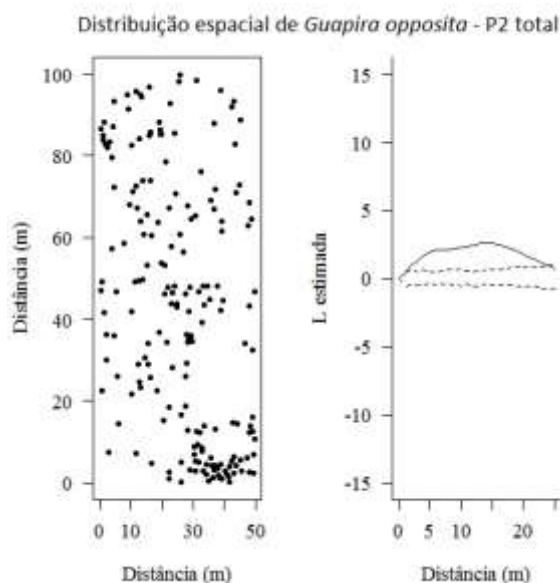


Figura 7 - Distribuição espacial de *Guapira opposita* ($DAP \geq 1,0$ cm) na parcela P2. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE).

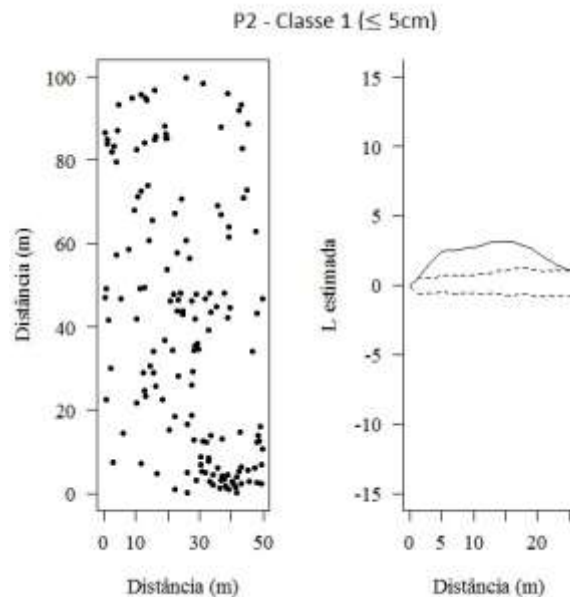


Figura 8 - Distribuição espacial de *Guapira opposita* na Classe 1 ($DAP \leq 5$ cm) na parcela P2. Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE).

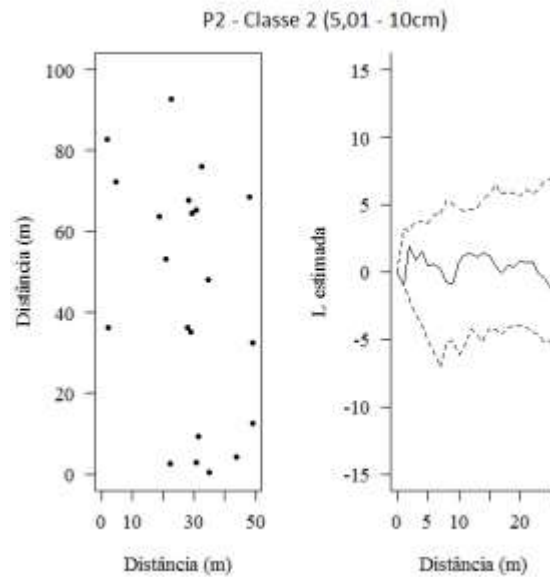


Figura 9 - Distribuição espacial de *Guapira opposita* na Classe 2 ($DAP \leq 5,01 - 10,0$ cm). Mapa das árvores à esquerda e função K-Ripley (L-estimada) à direita. Na L-estimada, valores positivos indicam agregação, valores negativos indicam distribuição regular e linhas tracejadas indicam os envelopes de confiança de 99,9%, dentro das quais se aceita a hipótese de Completa Aleatoriedade Espacial (CAE).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao final deste trabalho, observamos que as parcelas estudadas refletem a condição de mosaico sucessional da floresta no PNMNP.

Partindo do pressuposto que a exploração nas duas áreas tenha sido concomitante, iniciada nos anos 1860 e cessada por volta da década de 1980, várias das diferenças florísticas e estruturais observadas, que indicam uma condição sucessional mais avançada em P2, podem ser associadas ao tipo de utilização a que cada uma delas foi submetida.

Na Floresta Ombrófila Densa Montana em Paranapiacaba, o corte raso da cobertura florestal para utilização como pasto foi o distúrbio de maior impacto na densidade, área basal e diversidade em relação ao corte seletivo, quando comparam-se P1 e P2.

Após 8 anos, as alterações observadas nos valores da estrutura e diversidade não foram significativas nas duas parcelas, embora tenha havido algum aumento da área basal em P1 e P2 e da diversidade em P2.

Apesar de cerca de 50% das espécies de cada uma das parcelas serem exclusivas, não é possível afirmar que existam espécies associadas ao tipo de distúrbio, por outro lado, observou-se um predomínio de espécies intolerantes à sombra em maior densidade e de menor porte em P1.

Apesar de não ter sido feita nenhuma análise sobre o estabelecimento de propágulos de espécies florestais na área com capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) em P1, é possível imaginar que a existência dessa espécie, mesmo após 35 anos de abandono da pastagem, seja uma barreira para a regeneração desse trecho da floresta.

As diferentes taxas de recrutamento e mortalidade observadas após oito anos, concentraram-se maciçamente nas menores classes de tamanho das duas parcelas, sendo, porém, maiores em P1, o que demonstra sua condição sucessional mais inicial em relação a P2.

Os valores obtidos em P1 são aqueles esperados para áreas em estágio de regeneração mais inicial, ou seja, maiores taxas de mortalidade e recrutamento nos indivíduos das menores classes.

Os menores valores de mortalidade e recrutamento em P2, sugerem que suas populações se encontram mais estabilizadas, o que caracterizaria esse fragmento como o mais próximo de um relicto da mata original da região.

Os valores de densidade, estrutura e distribuição espacial das populações de *Guapira opposita*, bem como o padrão exponencial de distribuição das classes de tamanho, indicam que suas populações encontram-se estáveis nas parcelas.

Os valores de densidade e estrutura de classes de tamanho de *Guapira opposita* estão possivelmente relacionados aos diferentes estágios sucessionais do mosaico florestal das parcelas P1 e P2.

ANEXO 1

Abundância e área basal das espécies amostradas nas parcelas em pastagem abandonada (P1) e submetida a corte seletivo (P2) em 2006 e 2013 no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil.

	(P1)				(P2)			
	Número de árvores amostradas		Área basal (m²)		Número de árvores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
Annonaceae	11	19	0.048	0.121	12	10	0.093	0.062
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	6	7	0.031	0.080	4	3	0.051	0.022
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1	6	0.004	0.019	0	1	0.000	0.003
<i>Guatteria elliptica</i> R.E.Fr.	4	5	0.013	0.018	7	5	0.040	0.034
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	0	1	0.000	0.003	1	1	0.002	0.003
Apocynaceae	6	7	0.139	0.178	1	1	0.025	0.032
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	6	7	0.139	0.178	1	1	0.025	0.032
Araliaceae	15	16	0.148	0.206	5	8	0.037	0.048
<i>Dendropanax heterophyllum</i> (Marchal) Frodin	0	0	0.000	0.000	1	1	0.005	0.007
<i>Dendropanax monogynus</i> (Vell.) Seem.	0	0	0.000	0.000	0	3	0.000	0.008
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	15	16	0.148	0.206	4	4	0.032	0.033
Arecaceae	5	5	0.011	0.010	6	7	0.015	0.027
<i>Bactris setosa</i> Mart.	5	5	0.011	0.010	5	6	0.011	0.014
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.004	0.013
Asteraceae	74	62	1.013	1.130	4	7	0.391	0.493
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	38	40	0.209	0.268	0	0	0.000	0.000
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	1	0	0.013	0.000	1	1	0.145	0.143
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	6	5	0.129	0.162	0	0	0.000	0.000
<i>Piptocarpha</i> sp1	0	1	0.000	0.006	0	0	0.000	0.000
<i>Symphopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	0	1	0.000	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	6	2	0.151	0.134	0	0	0.000	0.000
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	23	13	0.510	0.557	3	6	0.246	0.350
Bignoniaceae	4	4	0.049	0.050	0	0	0.000	0.000
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	4	0.049	0.050	0	0	0.000	0.000
Boraginaceae	3	2	0.025	0.014	10	10	0.075	0.064
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	1	0.006	0.009	1	0	0.012	0.000
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	2	1	0.020	0.004	9	10	0.063	0.064
Burseraceae	3	3	0.053	0.071	0	0	0.000	0.000
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3	3	0.053	0.071	0	0	0.000	0.000
Cardiopteridaceae	0	0	0.000	0.000	1	1	0.004	0.006
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	0	0	0.000	0.000	1	1	0.004	0.006
Celastraceae	3	4	0.033	0.041	16	19	0.061	0.082
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	2	2	0.020	0.025	0	0	0.000	0.000
<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.	0	1	0.000	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	1	1	0.013	0.014	16	19	0.061	0.082
Chloranthaceae	39	77	0.304	0.380	0	0	0.000	0.000
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	39	77	0.304	0.380	0	0	0.000	0.000
Clethraceae	32	44	0.278	0.434	0	0	0.000	0.000

	(P1)				(P2)			
	Número de árvores amostradas		Área basal (m²)		Número de árvores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
<i>Clethra scabra</i> Pers.	32	44	0.278	0.434	0	0	0.000	0.000
Clusiaceae	8	7	0.080	0.081	0	0	0.000	0.000
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	8	7	0.080	0.081	0	0	0.000	0.000
Cyatheaceae	49	41	0.674	0.692	91	63	1.484	0.826
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	0	0	0.000	0.000	4	2	0.016	0.008
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S.Conant	0	0	0.000	0.000	9	7	0.143	0.093
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	6	6	0.070	0.071	0	0	0.000	0.000
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	32	23	0.527	0.538	47	32	0.844	0.480
<i>Cyathea dichromatolepis</i> (Fée) Domin	0	0	0.000	0.000	1	1	0.003	0.003
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	11	12	0.077	0.083	30	21	0.477	0.242
Elaeocarpaceae	0	0	0.000	0.000	4	4	0.019	0.023
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	0	0	0.000	0.000	4	4	0.019	0.023
Erythroxylaceae	2	2	0.010	0.011	1	2	0.003	0.004
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	1	1	0.002	0.002	1	2	0.003	0.004
<i>Erythroxylum gonocladum</i> (Mart.) O.E.Schulz	1	1	0.008	0.009	0	0	0.000	0.000
Euphorbiaceae	48	41	1.803	2.141	40	40	2.689	3.646
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	4	5	0.123	0.184	0	1	0.000	0.003
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	3	3	0.012	0.017	0	0	0.000	0.000
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	19	13	0.399	0.417	30	27	1.915	2.519
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	9	1.096	1.338	8	10	0.730	1.069
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	12	11	0.173	0.185	2	2	0.044	0.055
Fabaceae	6	8	0.118	0.211	7	5	0.453	0.476
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0	0	0.000	0.000	2	2	0.347	0.398
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	4	4	0.078	0.126	2	1	0.066	0.067
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.006	0.006
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	1	3	0.030	0.038	1	0	0.029	0.000
<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	1	1	0.010	0.046	0	0	0.000	0.000
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	0	0	0.000	0.000	1	1	0.005	0.005
Humiriaceae	1	1	0.022	0.022	0	0	0.000	0.000
<i>Humiriastrum glaziovii</i> (Urb.) Cuatrec.	1	1	0.022	0.022	0	0	0.000	0.000
Indeterminada	0	0	0.000	0.000	1	1	0.048	0.058
Indet2	0	0	0.000	0.000	1	1	0.048	0.058
Lamiaceae	1	1	0.006	0.025	1	1	0.048	0.057
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	1	0.006	0.025	1	1	0.048	0.057
Lauraceae	65	77	0.490	0.575	60	61	3.158	3.674
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	2	0.013	0.021	2	2	0.569	0.647
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0	0	0.000	0.000	3	4	0.053	0.088
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	0	0	0.000	0.000	4	5	0.386	0.452
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	1	1	0.004	0.007	19	20	0.576	0.725
<i>Cryptocarya</i> sp1	0	4	0.000	0.014	0	0	0.000	0.000
Lauraceae sp1	0	0	0.000	0.000	1	1	0.003	0.004
Lauraceae sp2	0	0	0.000	0.000	1	1	0.247	0.247

	(P1)				(P2)			
	Número de árvores amostradas		Área basal (m²)		Número de árvores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	1	1	0.002	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	1	1	0.002	0.002	0	0	0.000	0.000
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	0	0	0.000	0.000	2	0	0.006	0.000
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	6	10	0.021	0.040	7	7	0.550	0.681
<i>Ocotea elegans</i> Mez	11	15	0.063	0.082	13	12	0.705	0.756
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	4	4	0.015	0.023	1	1	0.020	0.019
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	3	3	0.026	0.036	1	3	0.004	0.013
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	35	0.337	0.335	3	3	0.017	0.021
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	0	0	0.000	0.000	2	2	0.018	0.021
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	0	0	0.000	0.000	1	0	0.005	0.000
<i>Ocotea</i> sp1	1	1	0.006	0.010	0	0	0.000	0.000
Malpighiaceae	1	1	0.030	0.036	0	0	0.000	0.000
<i>Byrsonima myricifolia</i> Griseb.	1	1	0.030	0.036	0	0	0.000	0.000
Malvaceae	0	0	0.000	0.000	21	26	0.282	0.388
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	0	0	0.000	0.000	20	24	0.280	0.383
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	0	0	0.000	0.000	1	2	0.002	0.005
Melastomataceae	133	116	3.357	3.244	24	22	0.641	0.735
<i>Leandra variabilis</i> Raddi	0	1	0.000	0.002	0	1	0.000	0.002
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	75	52	2.419	1.961	7	7	0.350	0.421
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	5	5	0.194	0.230	0	0	0.000	0.000
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	1	1	0.003	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Miconia discolor</i> DC.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.006	0.009
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	4	1	0.013	0.006	0	0	0.000	0.000
<i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	3	8	0.008	0.062	0	0	0.000	0.000
<i>Miconia tristis</i> Spring	0	1	0.000	0.003	1	0	0.009	0.000
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	2	2	0.012	0.019	11	11	0.134	0.151
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	41	43	0.676	0.953	4	2	0.142	0.153
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	2	2	0.034	0.004	0	0	0.000	0.000
Meliaceae	38	45	0.396	0.459	31	30	0.755	0.930
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>Canjerana</i>	11	16	0.122	0.157	13	12	0.425	0.564
<i>Cedrela odorata</i> L.	1	1	0.118	0.132	0	0	0.000	0.000
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	26	28	0.156	0.170	18	18	0.329	0.365
Monimiaceae	5	8	0.020	0.030	14	16	0.266	0.072
<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	1	2	0.002	0.005	4	6	0.025	0.019
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	2	3	0.005	0.011	2	2	0.005	0.005
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	2	3	0.013	0.014	8	7	0.236	0.046
Moraceae	3	2	0.012	0.011	0	0	0.000	0.000
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	3	2	0.012	0.011	0	0	0.000	0.000
Myrtaceae	172	196	0.969	1.112	127	136	2.381	2.745
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	1	0.002	0.002	1	1	0.489	0.442
<i>Calyptanthus fusiformis</i> M.L.Kawas.	0	1	0.000	0.006	4	4	0.027	0.031

	(P1)				(P2)			
	Número de árvores amostradas		Área basal (m²)		Número de árvores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
<i>Calyptanthus grandifolia</i> O.Berg	0	1	0.000	0.002	5	6	0.155	0.179
<i>Calyptanthus lucida</i> Mart. ex DC.	12	17	0.038	0.051	9	10	0.047	0.064
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	3	3	0.024	0.025	11	10	0.304	0.486
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	2	2	0.005	0.007	0	0	0.000	0.000
<i>Eugenia beaurepairiana</i> (Kiaersk.) D.Legrand	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	0	0	0.000	0.000	1	7	0.004	0.017
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	2	3	0.007	0.011	9	9	0.187	0.195
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	3	3	0.014	0.015	3	3	0.013	0.016
<i>Eugenia malacantha</i> D.Legrand	0	0	0.000	0.000	3	3	0.068	0.079
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	0	0	0.000	0.000	1	1	0.008	0.009
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	0	0	0.000	0.000	7	6	0.106	0.139
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	0	1	0.000	0.002	0	0	0.000	0.000
<i>Eugenia pseudomalacantha</i> D.Legrand	1	1	0.002	0.002	5	4	0.018	0.013
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	2	1	0.010	0.003	2	2	0.008	0.008
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	0	0	0.000	0.000	11	14	0.058	0.081
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	1	1	0.003	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Eugenia</i> sp1	0	0	0.000	0.000	1	1	0.014	0.018
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	1	1	0.002	0.002	4	4	0.050	0.049
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	1	1	0.002	0.004	0	0	0.000	0.000
<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	0	0	0.000	0.000	6	8	0.406	0.486
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	1	1	0.002	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	0	1	0.000	0.002	2	1	0.006	0.004
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	0	1	0.000	0.002	4	4	0.051	0.072
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	0	0	0.000	0.000	1	1	0.016	0.018
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	16	12	0.129	0.093	0	0	0.000	0.000
<i>Myrcia grandifolia</i> Cambess.	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	1	1	0.002	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	44	59	0.242	0.334	1	1	0.028	0.034
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	2	2	0.004	0.006	1	1	0.006	0.006
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	17	23	0.119	0.174	8	7	0.071	0.078
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	36	34	0.215	0.206	13	11	0.148	0.125
<i>Myrcia tijuensis</i> Kiaersk.	2	2	0.006	0.005	6	6	0.020	0.025
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	0	0	0.000	0.000	3	4	0.018	0.023
Myrtaceae sp1	1	1	0.008	0.010	0	0	0.000	0.000
Myrtaceae sp2	1	1	0.008	0.009	0	0	0.000	0.000
Myrtaceae sp3	0	0	0.000	0.000	1	1	0.005	0.008
Myrtaceae sp4	0	0	0.000	0.000	1	1	0.004	0.004
Myrtaceae sp5	0	0	0.000	0.000	1	0	0.010	0.000
Myrtaceae sp6	0	0	0.000	0.000	1	1	0.024	0.026
<i>Neomitranthes amblymitra</i> (Burret) Mattos	7	8	0.049	0.066	1	1	0.013	0.002
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	2	2	0.012	0.011	0	1	0.000	0.002
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	13	11	0.061	0.050	0	0	0.000	0.000

	(P1)				(P2)			
	Número de árvores amostradas		Área basal (m²)		Número de árvores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
Nyctaginaceae	155	171	1.155	1.419	42	52	0.358	0.384
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	0	0	0.000	0.000	3	5	0.009	0.015
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	155	171	1.155	1.419	39	47	0.349	0.370
Ochnaceae	0	1	0.000	0.006	1	2	0.003	0.005
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	0	1	0.000	0.006	1	2	0.003	0.005
Olacaceae	5	5	0.035	0.048	3	3	0.063	0.088
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	5	5	0.035	0.048	3	3	0.063	0.088
Oleaceae	0	0	0.000	0.000	1	1	0.002	0.003
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	0	0	0.000	0.000	1	1	0.002	0.003
Peraceae	1	1	0.006	0.009	0	0	0.000	0.000
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1	1	0.006	0.009	0	0	0.000	0.000
Phyllanthaceae	14	12	0.121	0.111	4	3	0.203	0.217
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	14	12	0.121	0.111	4	3	0.203	0.217
Picramniaceae	1	0	0.002	0.000	0	0	0.000	0.000
<i>Picramnia gardneri</i> Planch.	1	0	0.002	0.000	0	0	0.000	0.000
Piperaceae	0	1	0.000	0.005	0	4	0.000	0.010
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Piper caldense</i> C.DC.	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Piper cernuum</i> Vell.	0	0	0.000	0.000	0	2	0.000	0.006
<i>Piper dilatatum</i> Rich.	0	1	0.000	0.005	0	0	0.000	0.000
Primulaceae	39	31	0.564	0.538	7	7	0.130	0.149
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	6	3	0.060	0.038	1	1	0.037	0.050
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	3	2	0.040	0.033	0	0	0.000	0.000
<i>Myrsine hermogenesii</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	1	0	0.002	0.000	2	2	0.005	0.008
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	22	0.355	0.361	4	4	0.088	0.092
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	6	3	0.044	0.033	0	0	0.000	0.000
<i>Myrsine</i> sp1	1	1	0.063	0.074	0	0	0.000	0.000
Proteaceae	2	2	0.005	0.007	4	4	0.032	0.042
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	1	1	0.003	0.005	4	4	0.032	0.042
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	1	0.002	0.003	0	0	0.000	0.000
Rosaceae	7	6	0.040	0.042	1	1	0.008	0.009
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	7	6	0.040	0.042	1	1	0.008	0.009
Rubiaceae	146	174	0.602	0.702	153	173	1.601	1.857
<i>Alseis floribunda</i> Schott	0	0	0.000	0.000	1	3	0.029	0.007
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	2	2	0.005	0.008	1	1	0.003	0.002
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	4	4	0.026	0.031	95	100	1.203	1.373
<i>Chomelia pohlana</i> Müll.Arg.	8	7	0.082	0.090	13	13	0.179	0.251
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	2	2	0.008	0.014	0	0	0.000	0.000
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	2	0	0.005	0.000	6	6	0.017	0.020
<i>Fareamea tetragona</i> Müll.Arg.	1	2	0.002	0.004	2	2	0.007	0.007
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	2	3	0.018	0.016	1	0	0.005	0.000
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	1	1	0.002	0.002	0	0	0.000	0.000

	(P1)				(P2)			
	Número de árbores amostradas		Área basal (m²)		Número de árbores amostradas		Área basal (m²)	
	2006	2013	2006	2013	2006	2013	2006	2013
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	2	0	0.004	0.000	0	0	0.000	0.000
<i>Psychotria cf. hastisepala</i> Müll.Arg.	0	2	0.000	0.004	0	0	0.000	0.000
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	0	4	0.000	0.009	0	1	0.000	0.002
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	0	1	0.000	0.003	0	0	0.000	0.000
<i>Psychotria nemorosa</i> Gardner	0	1	0.000	0.002	0	0	0.000	0.000
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	2	2	0.005	0.007	17	27	0.093	0.118
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	117	139	0.433	0.500	14	13	0.059	0.059
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	2	3	0.007	0.007	0	0	0.000	0.000
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	1	1	0.005	0.004	3	7	0.008	0.017
Sabiaceae	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	0	0	0.000	0.000	0	1	0.000	0.002
Salicaceae	8	8	0.059	0.066	4	4	0.097	0.114
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	7	7	0.033	0.038	4	4	0.097	0.114
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	1	1	0.026	0.028	0	0	0.000	0.000
Sapindaceae	24	28	0.221	0.279	12	12	0.235	0.336
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	4	5	0.012	0.019	2	1	0.006	0.003
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	1	2	0.002	0.004	2	2	0.078	0.107
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	5	7	0.017	0.031	4	5	0.099	0.149
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	14	14	0.190	0.225	4	4	0.053	0.077
Sapotaceae	0	0	0.000	0.000	16	17	0.928	1.046
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	0	0	0.000	0.000	8	9	0.093	0.123
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	0	0	0.000	0.000	6	6	0.810	0.899
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.018	0.019
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	0	0	0.000	0.000	1	1	0.007	0.005
Schoepfiaceae	0	0	0.000	0.000	1	1	0.011	0.015
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.011	0.015
Solanaceae	6	3	0.111	0.021	2	1	0.088	0.105
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	1	0	0.021	0.000	0	0	0.000	0.000
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	0	0	0.000	0.000	1	1	0.075	0.105
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	5	3	0.090	0.021	0	0	0.000	0.000
<i>Solanum rufescens</i> Sendtn.	0	0	0.000	0.000	1	0	0.013	0.000
Symplocaceae	7	8	0.024	0.030	0	1	0.000	0.002
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	7	8	0.024	0.030	0	1	0.000	0.002
Theaceae	0	0	0.000	0.000	1	1	0.003	0.003
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	0	0	0.000	0.000	1	1	0.003	0.003
Thymelaeaceae	20	26	0.137	0.144	0	2	0.000	0.006
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	20	26	0.137	0.144	0	2	0.000	0.006
Urticaceae	1	1	0.035	0.069	1	2	0.035	0.076
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0	0	0.000	0.000	1	2	0.035	0.076
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	1	1	0.035	0.069	0	0	0.000	0.000
Winteraceae	2	2	0.009	0.012	0	0	0.000	0.000
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2	2	0.009	0.012	0	0	0.000	0.000

ANEXO 2

Parâmetros fitossociológicos em 2006 das espécies arbóreas em ordem decrescente de Valor de Importância (VI) da parcela P1, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; VI: valor de importância.

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	75	18,75	6,44	60,46	18,3	100	2,25	9
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	155	38,75	13,3	28,88	8,74	100	2,25	8,1
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	117	29,25	10,04	10,83	3,28	87,5	1,97	5,1
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	41	10,25	3,52	16,91	5,12	75	1,69	3,44
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	2,5	0,86	27,39	8,29	50	1,13	3,43
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	32	8	2,75	13,18	3,99	87,5	1,97	2,9
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	44	11	3,78	6,06	1,83	87,5	1,97	2,53
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	8,75	3	8,42	2,55	87,5	1,97	2,51
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	23	5,75	1,97	12,75	3,86	75	1,69	2,51
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	39	9,75	3,35	7,6	2,3	62,5	1,41	2,35
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	36	9	3,09	5,38	1,63	100	2,25	2,32
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	5,5	1,89	8,88	2,69	100	2,25	2,28
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	19	4,75	1,63	9,96	3,02	87,5	1,97	2,21
<i>Clethra scabra</i> Pers.	32	8	2,75	6,94	2,1	62,5	1,41	2,09
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	38	9,5	3,26	5,24	1,58	37,5	0,85	1,9
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	26	6,5	2,23	3,89	1,18	62,5	1,41	1,61
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	20	5	1,72	3,42	1,04	87,5	1,97	1,57
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	14	3,5	1,2	4,75	1,44	75	1,69	1,44
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	16	4	1,37	3,23	0,98	87,5	1,97	1,44
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	15	3,75	1,29	3,7	1,12	75	1,69	1,37
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	12	3	1,03	4,34	1,31	75	1,69	1,34
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	14	3,5	1,2	3,03	0,92	75	1,69	1,27
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	17	4,25	1,46	2,99	0,9	62,5	1,41	1,26
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	11	2,75	0,94	3,05	0,92	75	1,69	1,19
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	13	3,25	1,12	1,52	0,46	75	1,69	1,09
<i>Ocotea elegans</i> Mez	11	2,75	0,94	1,57	0,47	75	1,69	1,04
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	11	2,75	0,94	1,92	0,58	62,5	1,41	0,98
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	12	3	1,03	0,96	0,29	62,5	1,41	0,91
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	8	2	0,69	2,04	0,62	62,5	1,41	0,9
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	6	1,5	0,52	3,47	1,05	50	1,13	0,9
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	6	1,5	0,52	3,78	1,14	37,5	0,85	0,83
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	5	1,25	0,43	4,84	1,47	25	0,56	0,82
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	8	2	0,69	2	0,61	50	1,13	0,81
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	4	1	0,34	3,08	0,93	50	1,13	0,8
<i>Neomitranthes amblymitra</i> (Burret) Mattos	7	1,75	0,6	1,23	0,37	62,5	1,41	0,79
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	6	1,5	0,52	3,23	0,98	37,5	0,85	0,78
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	7	1,75	0,6	1,01	0,3	62,5	1,41	0,77

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	6	1,5	0,52	0,77	0,23	62,5	1,41	0,72
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	5	1,25	0,43	0,87	0,26	62,5	1,41	0,7
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	4	1	0,34	1,95	0,59	50	1,13	0,69
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	5	1,25	0,43	2,24	0,68	37,5	0,85	0,65
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	7	1,75	0,6	0,6	0,18	50	1,13	0,64
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	1	0,34	1,23	0,37	50	1,13	0,61
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	6	1,5	0,52	1,51	0,46	37,5	0,85	0,61
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	6	1,5	0,52	0,53	0,16	50	1,13	0,6
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	7	1,75	0,6	0,83	0,25	37,5	0,85	0,57
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	6	1,5	0,52	1,1	0,33	37,5	0,85	0,56
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	3	0,75	0,26	1	0,3	37,5	0,85	0,47
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	6	1,5	0,52	1,75	0,53	12,5	0,28	0,44
<i>Guatteria elliptica</i> R.E.Fr.	4	1	0,34	0,32	0,1	37,5	0,85	0,43
<i>Cedrela odorata</i> L.	1	0,25	0,09	2,96	0,9	12,5	0,28	0,42
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	5	1,25	0,43	0,42	0,13	25	0,56	0,37
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	4	1	0,34	0,64	0,19	25	0,56	0,37
<i>Bactris setosa</i> Mart.	5	1,25	0,43	0,28	0,08	25	0,56	0,36
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	3	0,75	0,26	0,66	0,2	25	0,56	0,34
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	4	1	0,34	0,38	0,11	25	0,56	0,34
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	4	1	0,34	0,32	0,1	25	0,56	0,33
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	3	0,75	0,26	0,6	0,18	25	0,56	0,33
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	4	1	0,34	0,3	0,09	25	0,56	0,33
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3	0,75	0,26	1,33	0,4	12,5	0,28	0,31
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	3	0,75	0,26	0,36	0,11	25	0,56	0,31
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	3	0,75	0,26	0,31	0,09	25	0,56	0,31
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	3	0,75	0,26	0,3	0,09	25	0,56	0,3
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	2	0,5	0,17	0,5	0,15	25	0,56	0,3
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	2	0,5	0,17	0,49	0,15	25	0,56	0,29
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	3	0,75	0,26	0,19	0,06	25	0,56	0,29
<i>Myrsine</i> sp1	1	0,25	0,09	1,57	0,47	12,5	0,28	0,28
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0,5	0,17	0,33	0,1	25	0,56	0,28
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	2	0,5	0,17	0,32	0,1	25	0,56	0,28
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	2	0,5	0,17	0,3	0,09	25	0,56	0,28
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	2	0,5	0,17	0,3	0,09	25	0,56	0,28
<i>Eugenia stigmatisata</i> DC.	2	0,5	0,17	0,25	0,08	25	0,56	0,27
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2	0,5	0,17	0,23	0,07	25	0,56	0,27
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	2	0,5	0,17	0,21	0,06	25	0,56	0,27
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	2	0,5	0,17	0,17	0,05	25	0,56	0,26
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	2	0,5	0,17	0,16	0,05	25	0,56	0,26
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	2	0,5	0,17	0,15	0,05	25	0,56	0,26
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	2	0,5	0,17	0,13	0,04	25	0,56	0,26
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	2	0,5	0,17	0,12	0,04	25	0,56	0,26
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	2	0,5	0,17	0,11	0,03	25	0,56	0,26
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	2	0,5	0,17	0,11	0,03	25	0,56	0,26

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	2	0,5	0,17	0,1	0,03	25	0,56	0,26
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	2	0,5	0,17	0,84	0,25	12,5	0,28	0,24
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	1	0,25	0,09	0,88	0,27	12,5	0,28	0,21
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	1	0,25	0,09	0,75	0,23	12,5	0,28	0,2
<i>Byrsonima myricifolia</i> Griseb.	1	0,25	0,09	0,74	0,22	12,5	0,28	0,2
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	2	0,5	0,17	0,45	0,14	12,5	0,28	0,2
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	1	0,25	0,09	0,65	0,2	12,5	0,28	0,19
<i>Humiriastrum glaziovii</i> (Urb.) Cuatrec.	1	0,25	0,09	0,55	0,17	12,5	0,28	0,18
<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	1	0,25	0,09	0,53	0,16	12,5	0,28	0,18
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	2	0,5	0,17	0,13	0,04	12,5	0,28	0,16
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	2	0,5	0,17	0,13	0,04	12,5	0,28	0,16
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	1	0,25	0,09	0,33	0,1	12,5	0,28	0,16
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	1	0,25	0,09	0,32	0,1	12,5	0,28	0,15
<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	1	0,25	0,09	0,24	0,07	12,5	0,28	0,15
Myrtaceae sp1	1	0,25	0,09	0,21	0,06	12,5	0,28	0,14
Myrtaceae sp2	1	0,25	0,09	0,21	0,06	12,5	0,28	0,14
<i>Erythroxylum gonocladum</i> (Mart.) O.E.Schulz	1	0,25	0,09	0,2	0,06	12,5	0,28	0,14
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1	0,25	0,09	0,16	0,05	12,5	0,28	0,14
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	0,25	0,09	0,15	0,05	12,5	0,28	0,14
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,25	0,09	0,15	0,04	12,5	0,28	0,14
<i>Ocotea</i> sp1	1	0,25	0,09	0,14	0,04	12,5	0,28	0,14
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	1	0,25	0,09	0,11	0,03	12,5	0,28	0,13
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1	0,25	0,09	0,1	0,03	12,5	0,28	0,13
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	1	0,25	0,09	0,1	0,03	12,5	0,28	0,13
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	1	0,25	0,09	0,08	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	1	0,25	0,09	0,08	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	1	0,25	0,09	0,07	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	1	0,25	0,09	0,06	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Faramea tetragona</i> Müll.Arg.	1	0,25	0,09	0,06	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	1	0,25	0,09	0,06	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	1	0,25	0,09	0,06	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	1	0,25	0,09	0,06	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Picramnia gardneri</i> Planch.	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	1	0,25	0,09	0,05	0,02	12,5	0,28	0,13
<i>Eugenia pseudomalacantha</i> D.Legrand	1	0,25	0,09	0,05	0,01	12,5	0,28	0,13
<i>Myrsine hermogenesii</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	1	0,25	0,09	0,05	0,01	12,5	0,28	0,13
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	1	0,25	0,09	0,05	0,01	12,5	0,28	0,13

ANEXO 3

Parâmetros fitossociológicos em 2013 das espécies arbóreas em ordem decrescente de Valor de Importância (VI) da parcela P1, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; VI: valor de importância.

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	169	42,25	13,52	35,39	9,56	100	2,14	8,41
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	52	13	4,16	49,03	13,25	100	2,14	6,52
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	135	33,75	10,8	12,35	3,34	100	2,14	5,43
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	43	10,75	3,44	23,83	6,44	62,5	1,34	3,74
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	9	2,25	0,72	33,44	9,04	50	1,07	3,61
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart. ex Miq.	77	19,25	6,16	9,49	2,56	62,5	1,34	3,35
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	59	14,75	4,72	8,34	2,25	87,5	1,88	2,95
<i>Clethra scabra</i> Pers.	44	11	3,52	10,84	2,93	62,5	1,34	2,6
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	23	5,75	1,84	13,45	3,63	100	2,14	2,54
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	35	8,75	2,8	8,39	2,27	87,5	1,88	2,31
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	22	5,5	1,76	9,02	2,44	100	2,14	2,11
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	32	8	2,56	5,07	1,37	100	2,14	2,02
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	13	3,25	1,04	13,92	3,76	50	1,07	1,96
<i>Baccharis oreophila</i> Malme	40	10	3,2	6,7	1,81	37,5	0,8	1,94
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	13	3,25	1,04	10,43	2,82	62,5	1,34	1,73
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	26	6,5	2,08	3,6	0,97	87,5	1,88	1,64
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	27	6,75	2,16	4,22	1,14	75	1,61	1,64
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	23	5,75	1,84	4,35	1,18	75	1,61	1,54
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	16	4	1,28	5,16	1,39	87,5	1,88	1,52
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	16	4	1,28	3,94	1,06	75	1,61	1,32
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	13	3,25	1,04	5,59	1,51	62,5	1,34	1,3
<i>Ocotea elegans</i> Mez	15	3,75	1,2	2,06	0,56	87,5	1,88	1,21
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	11	2,75	0,88	4,63	1,25	62,5	1,34	1,16
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	12	3	0,96	2,78	0,75	75	1,61	1,11
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	17	4,25	1,36	1,28	0,35	75	1,61	1,1
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	11	2,75	0,88	2,28	0,62	75	1,61	1,03
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	7	1,75	0,56	4,45	1,2	62,5	1,34	1,03
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	5	1,25	0,4	4,61	1,24	62,5	1,34	1
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	5	1,25	0,4	5,75	1,55	37,5	0,8	0,92
<i>Neomitranthes amblymitra</i> (Burret) Mattos	8	2	0,64	1,66	0,45	75	1,61	0,9
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	12	3	0,96	2,08	0,56	50	1,07	0,86
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	7	1,75	0,56	2,01	0,54	62,5	1,34	0,81
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	4	1	0,32	3,15	0,85	50	1,07	0,75
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	7	1,75	0,56	2,26	0,61	50	1,07	0,75
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	10	2,5	0,8	1,22	0,33	50	1,07	0,73
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	10	2,5	0,8	1	0,27	50	1,07	0,71
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	6	1,5	0,48	1,06	0,29	62,5	1,34	0,7
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	5	1,25	0,4	1,21	0,33	62,5	1,34	0,69
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	5	1,25	0,4	4,06	1,1	25	0,54	0,68
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	6	1,5	0,48	0,47	0,13	62,5	1,34	0,65
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	8	2	0,64	0,75	0,2	50	1,07	0,64
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	7	1,75	0,56	2,02	0,55	37,5	0,8	0,64
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	4	1	0,32	1,26	0,34	50	1,07	0,58
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	2	0,5	0,16	3,34	0,9	25	0,54	0,53
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	7	1,75	0,56	0,77	0,21	37,5	0,8	0,52
<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	6	1,5	0,48	1,77	0,48	25	0,54	0,5
<i>Cryptocarya</i> sp1	4	1	0,32	0,34	0,09	50	1,07	0,49

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5	1,25	0,4	0,87	0,24	37,5	0,8	0,48
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	5	1,25	0,4	0,48	0,13	37,5	0,8	0,44
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	8	2	0,64	1,55	0,42	12,5	0,27	0,44
<i>Guatteria elliptica</i> R.E.Fr.	5	1,25	0,4	0,45	0,12	37,5	0,8	0,44
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3	0,75	0,24	0,96	0,26	37,5	0,8	0,43
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	4	1	0,32	0,57	0,15	37,5	0,8	0,43
<i>Cedrela odorata</i> L.	1	0,25	0,08	3,29	0,89	12,5	0,27	0,41
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	4	1	0,32	0,22	0,06	37,5	0,8	0,39
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	3	0,75	0,24	0,4	0,11	37,5	0,8	0,38
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	3	0,75	0,24	0,36	0,1	37,5	0,8	0,38
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	3	0,75	0,24	0,94	0,25	25	0,54	0,34
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	3	0,75	0,24	0,91	0,25	25	0,54	0,34
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	3	0,75	0,24	0,82	0,22	25	0,54	0,33
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3	0,75	0,24	1,77	0,48	12,5	0,27	0,33
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	3	0,75	0,24	0,74	0,2	25	0,54	0,33
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	3	0,75	0,24	0,62	0,17	25	0,54	0,31
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	3	0,75	0,24	0,53	0,14	25	0,54	0,31
<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	2	0,5	0,16	0,82	0,22	25	0,54	0,31
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	3	0,75	0,24	0,43	0,12	25	0,54	0,3
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	3	0,75	0,24	0,38	0,1	25	0,54	0,29
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	2	0,5	0,16	0,62	0,17	25	0,54	0,29
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	3	0,75	0,24	0,28	0,08	25	0,54	0,28
<i>Myrsine</i> sp1	1	0,25	0,08	1,84	0,5	12,5	0,27	0,28
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0,5	0,16	0,54	0,14	25	0,54	0,28
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	2	0,5	0,16	0,48	0,13	25	0,54	0,27
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	1	0,25	0,08	1,72	0,46	12,5	0,27	0,27
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	2	0,5	0,16	0,35	0,1	25	0,54	0,26
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	2	0,5	0,16	0,29	0,08	25	0,54	0,26
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	2	0,5	0,16	0,29	0,08	25	0,54	0,26
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	2	0,5	0,16	0,27	0,07	25	0,54	0,26
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	2	0,5	0,16	0,21	0,06	25	0,54	0,25
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	2	0,5	0,16	0,18	0,05	25	0,54	0,25
<i>Campomanesia phaea</i> (O.Berg) Landrum	2	0,5	0,16	0,18	0,05	25	0,54	0,25
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	2	0,5	0,16	0,15	0,04	25	0,54	0,25
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	2	0,5	0,16	0,13	0,04	25	0,54	0,24
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	2	0,5	0,16	0,12	0,03	25	0,54	0,24
<i>Faramea tetragona</i> Müll.Arg.	2	0,5	0,16	0,11	0,03	25	0,54	0,24
<i>Psychotria</i> cf. <i>hastisepala</i> Müll.Arg.	2	0,5	0,16	0,1	0,03	25	0,54	0,24
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	2	0,5	0,16	0,1	0,03	25	0,54	0,24
<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho	1	0,25	0,08	1,16	0,31	12,5	0,27	0,22
Indet2	1	0,25	0,08	1,13	0,31	12,5	0,27	0,22
<i>Byrsonima myricifolia</i> Griseb.	1	0,25	0,08	0,91	0,24	12,5	0,27	0,2
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	3	0,75	0,24	0,28	0,08	12,5	0,27	0,19
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	3	0,75	0,24	0,17	0,04	12,5	0,27	0,18
<i>Bactris setosa</i> Mart.	3	0,75	0,24	0,16	0,04	12,5	0,27	0,18
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	1	0,25	0,08	0,69	0,19	12,5	0,27	0,18
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	0,25	0,08	0,62	0,17	12,5	0,27	0,17
<i>Humiriastrum glaziovii</i> (Urb.) Cuatrec.	1	0,25	0,08	0,54	0,15	12,5	0,27	0,16
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	1	0,25	0,08	0,35	0,09	12,5	0,27	0,15
<i>Ocotea</i> sp1	1	0,25	0,08	0,25	0,07	12,5	0,27	0,14
Myrtaceae sp1	1	0,25	0,08	0,24	0,07	12,5	0,27	0,14
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,25	0,08	0,23	0,06	12,5	0,27	0,14
Myrtaceae sp2	1	0,25	0,08	0,23	0,06	12,5	0,27	0,14
<i>Erythroxylum gonocladum</i> (Mart.) O.E.Schulz	1	0,25	0,08	0,22	0,06	12,5	0,27	0,14
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1	0,25	0,08	0,22	0,06	12,5	0,27	0,14
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	1	0,25	0,08	0,17	0,05	12,5	0,27	0,13
<i>Calypttranthes fusiformis</i> M.L.Kawas.	1	0,25	0,08	0,16	0,04	12,5	0,27	0,13

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	1	0,25	0,08	0,15	0,04	12,5	0,27	0,13
<i>Piptocarpha</i> sp1	1	0,25	0,08	0,15	0,04	12,5	0,27	0,13
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	1	0,25	0,08	0,14	0,04	12,5	0,27	0,13
<i>Piper dilatatum</i> Rich.	1	0,25	0,08	0,13	0,03	12,5	0,27	0,13
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	1	0,25	0,08	0,12	0,03	12,5	0,27	0,13
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	1	0,25	0,08	0,11	0,03	12,5	0,27	0,13
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	1	0,25	0,08	0,11	0,03	12,5	0,27	0,13
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	1	0,25	0,08	0,09	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Eugenia stigmatica</i> DC.	1	0,25	0,08	0,09	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Myrcia insularis</i> Gardner	1	0,25	0,08	0,09	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Symphyopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	1	0,25	0,08	0,09	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	1	0,25	0,08	0,09	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kosterm.	1	0,25	0,08	0,08	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	1	0,25	0,08	0,08	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	1	0,25	0,08	0,08	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Miconia tristis</i> Spring	1	0,25	0,08	0,07	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.	1	0,25	0,08	0,07	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	1	0,25	0,08	0,07	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	1	0,25	0,08	0,07	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Tibouchina sellowiana</i> Cogn.	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Calyptanthus grandifolia</i> O.Berg	1	0,25	0,08	0,06	0,02	12,5	0,27	0,12
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0,25	0,08	0,06	0,01	12,5	0,27	0,12
<i>Leandra variabilis</i> Raddi	1	0,25	0,08	0,05	0,01	12,5	0,27	0,12
<i>Psychotria nemorosa</i> Gardner	1	0,25	0,08	0,05	0,01	12,5	0,27	0,12
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	1	0,25	0,08	0,05	0,01	12,5	0,27	0,12
<i>Eugenia pseudomalacantha</i> D.Legrand	1	0,25	0,08	0,05	0,01	12,5	0,27	0,12

ANEXO 4

Parâmetros fitossociológicos em 2006 das espécies arbóreas em ordem decrescente de Valor de Importância (VI) da parcela P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; VI: valor de importância.

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	95	23,75	13,01	30,06	7,19	100	2,48	7,56
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	30	7,5	4,11	47,89	11,45	100	2,48	6,01
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	47	11,75	6,44	21,1	5,04	75	1,86	4,45
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	39	9,75	5,34	8,72	2,08	87,5	2,17	3,2
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	30	7,5	4,11	11,94	2,85	87,5	2,17	3,05
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	19	4,75	2,6	14,4	3,44	75	1,86	2,64
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	8	2	1,1	18,25	4,36	75	1,86	2,44
<i>Ocotea elegans</i> Mez	13	3,25	1,78	17,62	4,21	50	1,24	2,41
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	6	1,5	0,82	20,26	4,84	50	1,24	2,3
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	18	4,5	2,47	8,24	1,97	87,5	2,17	2,2
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	20	5	2,74	7,15	1,71	75	1,86	2,1
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	13	3,25	1,78	10,63	2,54	62,5	1,55	1,96
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	11	2,75	1,51	7,61	1,82	87,5	2,17	1,83
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	7	1,75	0,96	13,75	3,29	50	1,24	1,83
<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	6	1,5	0,82	10,16	2,43	50	1,24	1,5
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	17	4,25	2,33	2,33	0,56	62,5	1,55	1,48
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0,5	0,27	14,22	3,4	25	0,62	1,43
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	7	1,75	0,96	8,75	2,09	50	1,24	1,43
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	4	1	0,55	9,66	2,31	50	1,24	1,37
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	8	2	1,1	5,9	1,41	62,5	1,55	1,35
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	13	3,25	1,78	3,7	0,88	50	1,24	1,3
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	9	2,25	1,23	4,68	1,12	62,5	1,55	1,3
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	16	4	2,19	1,52	0,36	50	1,24	1,27
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	13	3,25	1,78	4,47	1,07	37,5	0,93	1,26
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	11	2,75	1,51	1,45	0,35	75	1,86	1,24
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	11	2,75	1,51	3,36	0,8	50	1,24	1,18
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0,25	0,14	12,24	2,93	12,5	0,31	1,12
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	14	3,5	1,92	1,47	0,35	37,5	0,93	1,07
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	5	1,25	0,68	3,88	0,93	62,5	1,55	1,06
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	9	2,25	1,23	1,17	0,28	62,5	1,55	1,02
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	2	0,5	0,27	8,68	2,07	25	0,62	0,99
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	8	2	1,1	2,32	0,55	50	1,24	0,96
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	9	2,25	1,23	1,58	0,38	50	1,24	0,95
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	8	2	1,1	1,77	0,42	50	1,24	0,92
<i>Guatteria elliptica</i> R.E.Fr.	7	1,75	0,96	0,99	0,24	62,5	1,55	0,92
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S.Conant	9	2,25	1,23	3,57	0,85	25	0,62	0,9

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	4	1	0,55	5,07	1,21	37,5	0,93	0,9
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	3	0,75	0,41	6,14	1,47	25	0,62	0,83
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	1	0,55	2,42	0,58	50	1,24	0,79
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	4	1	0,55	3,54	0,85	37,5	0,93	0,78
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	7	1,75	0,96	2,64	0,63	25	0,62	0,74
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	6	1,5	0,82	0,51	0,12	50	1,24	0,73
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	6	1,5	0,82	0,44	0,1	50	1,24	0,72
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	4	1	0,55	1,32	0,32	50	1,24	0,7
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	4	1	0,55	1,25	0,3	50	1,24	0,7
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	4	1	0,55	2,47	0,59	37,5	0,93	0,69
<i>Eugenia pseudomalacantha</i> D.Legrand	5	1,25	0,68	0,45	0,11	50	1,24	0,68
<i>Bactris setosa</i> Mart.	5	1,25	0,68	0,28	0,07	50	1,24	0,66
<i>Calyptranthes fusiformis</i> M.L.Kawas.	4	1	0,55	0,67	0,16	50	1,24	0,65
Lauraceae sp2	1	0,25	0,14	6,16	1,47	12,5	0,31	0,64
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	4	1	0,55	0,48	0,12	50	1,24	0,64
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	4	1	0,55	1,27	0,3	37,5	0,93	0,59
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	4	1	0,55	1,26	0,3	37,5	0,93	0,59
<i>Eugenia malacantha</i> D.Legrand	3	0,75	0,41	1,7	0,41	37,5	0,93	0,58
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4	1	0,55	2,19	0,52	25	0,62	0,56
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	4	1	0,55	0,8	0,19	37,5	0,93	0,56
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	4	1	0,55	0,62	0,15	37,5	0,93	0,54
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	3	0,75	0,41	0,45	0,11	37,5	0,93	0,48
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	3	0,75	0,41	0,32	0,08	37,5	0,93	0,47
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	3	0,75	0,41	1,57	0,38	25	0,62	0,47
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	3	0,75	0,41	0,23	0,05	37,5	0,93	0,47
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	4	1	0,55	0,8	0,19	25	0,62	0,45
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	3	0,75	0,41	1,32	0,32	25	0,62	0,45
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	1	0,25	0,14	3,63	0,87	12,5	0,31	0,44
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	2	0,5	0,27	1,66	0,4	25	0,62	0,43
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	4	1	0,55	0,41	0,1	25	0,62	0,42
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	0,5	0,27	1,09	0,26	25	0,62	0,39
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	3	0,75	0,41	0,43	0,1	25	0,62	0,38
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	3	0,75	0,41	0,19	0,05	25	0,62	0,36
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	2	0,5	0,27	1,95	0,47	12,5	0,31	0,35
<i>Eugenia stigmata</i> DC.	2	0,5	0,27	0,19	0,05	25	0,62	0,31
<i>Faramea tetragona</i> Müll.Arg.	2	0,5	0,27	0,17	0,04	25	0,62	0,31
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	2	0,5	0,27	0,15	0,04	25	0,62	0,31
<i>Myrsine hermogenesii</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	2	0,5	0,27	0,13	0,03	25	0,62	0,31
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	2	0,5	0,27	0,12	0,03	25	0,62	0,31
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	1	0,25	0,14	1,87	0,45	12,5	0,31	0,3
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	0,25	0,14	1,21	0,29	12,5	0,31	0,25
Indet2	1	0,25	0,14	1,2	0,29	12,5	0,31	0,24
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	2	0,5	0,27	0,45	0,11	12,5	0,31	0,23

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	0,25	0,14	0,93	0,22	12,5	0,31	0,22
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	0,25	0,14	0,89	0,21	12,5	0,31	0,22
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	2	0,5	0,27	0,16	0,04	12,5	0,31	0,21
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	2	0,5	0,27	0,14	0,03	12,5	0,31	0,21
<i>Alseis floribunda</i> Schott	1	0,25	0,14	0,72	0,17	12,5	0,31	0,21
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	1	0,25	0,14	0,72	0,17	12,5	0,31	0,21
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	1	0,25	0,14	0,71	0,17	12,5	0,31	0,21
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	0,25	0,14	0,61	0,15	12,5	0,31	0,2
Myrtaceae_sp6	1	0,25	0,14	0,59	0,14	12,5	0,31	0,2
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	1	0,25	0,14	0,49	0,12	12,5	0,31	0,19
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	1	0,25	0,14	0,45	0,11	12,5	0,31	0,19
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	1	0,25	0,14	0,4	0,1	12,5	0,31	0,18
<i>Eugenia</i> sp1	1	0,25	0,14	0,35	0,08	12,5	0,31	0,18
<i>Solanum rufescens</i> Sendtn.	1	0,25	0,14	0,32	0,08	12,5	0,31	0,17
<i>Neomitranthes amblymitra</i> (Burret) Mattos	1	0,25	0,14	0,32	0,08	12,5	0,31	0,17
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	1	0,25	0,14	0,3	0,07	12,5	0,31	0,17
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	1	0,25	0,14	0,28	0,07	12,5	0,31	0,17
Myrtaceae_sp5	1	0,25	0,14	0,24	0,06	12,5	0,31	0,17
<i>Miconia tristis</i> Spring	1	0,25	0,14	0,22	0,05	12,5	0,31	0,17
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0,25	0,14	0,21	0,05	12,5	0,31	0,17
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	1	0,25	0,14	0,2	0,05	12,5	0,31	0,17
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	1	0,25	0,14	0,17	0,04	12,5	0,31	0,16
<i>Miconia discolor</i> DC.	1	0,25	0,14	0,16	0,04	12,5	0,31	0,16
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	1	0,25	0,14	0,14	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	1	0,25	0,14	0,14	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Dendropanax heterophyllum</i> (Marchal) Frodin	1	0,25	0,14	0,13	0,03	12,5	0,31	0,16
Myrtaceae_sp3	1	0,25	0,14	0,12	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	1	0,25	0,14	0,12	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Ixora gardneriana</i> Benth.	1	0,25	0,14	0,12	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	1	0,25	0,14	0,12	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	0,25	0,14	0,11	0,03	12,5	0,31	0,16
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	1	0,25	0,14	0,1	0,02	12,5	0,31	0,16
Myrtaceae sp4	1	0,25	0,14	0,1	0,02	12,5	0,31	0,16
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	1	0,25	0,14	0,1	0,02	12,5	0,31	0,16
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	1	0,25	0,14	0,09	0,02	12,5	0,31	0,16
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrud.) Kobuski	1	0,25	0,14	0,08	0,02	12,5	0,31	0,16
<i>Cyathea dichromatolepis</i> (Fée) Domin	1	0,25	0,14	0,08	0,02	12,5	0,31	0,16
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	1	0,25	0,14	0,07	0,02	12,5	0,31	0,15
Lauraceae sp1	1	0,25	0,14	0,07	0,02	12,5	0,31	0,15
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	0,25	0,14	0,06	0,02	12,5	0,31	0,15
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	1	0,25	0,14	0,06	0,02	12,5	0,31	0,15
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	1	0,25	0,14	0,05	0,01	12,5	0,31	0,15
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	1	0,25	0,14	0,05	0,01	12,5	0,31	0,15
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	1	0,25	0,14	0,05	0,01	12,5	0,31	0,15

ANEXO 5

Parâmetros fitossociológicos em 2013 das espécies arbóreas em ordem decrescente de Valor de Importância (VI) da parcela P2, Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba, Santo André, SP, Brasil. N: número de indivíduos; DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; DoA: dominância absoluta; DoR: dominância relativa; FA: frequência absoluta; FR: frequência relativa; VI: valor de importância.

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	99	24,75	13,18	34,3	7,25	100	2,36	7,6
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	27	6,75	3,6	62,97	13,31	87,5	2,06	6,32
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	45	11,25	5,99	9,17	1,94	100	2,36	3,43
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	32	8	4,26	12	2,54	75	1,77	2,86
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	10	2,5	1,33	26,72	5,65	62,5	1,47	2,82
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	20	5	2,66	18,12	3,83	75	1,77	2,75
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	24	6	3,2	9,57	2,02	75	1,77	2,33
<i>Ocotea elegans</i> Mez	12	3	1,6	18,91	4	50	1,18	2,26
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	6	1,5	0,8	22,48	4,75	50	1,18	2,24
<i>Guarea macrophylla</i> subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) T.D.Penn.	18	4,5	2,4	9,13	1,93	87,5	2,06	2,13
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	12	3	1,6	14,11	2,98	62,5	1,47	2,02
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	10	2,5	1,33	12,14	2,57	87,5	2,06	1,99
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	21	5,25	2,8	6,06	1,28	75	1,77	1,95
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	26	6,5	3,46	2,91	0,61	75	1,77	1,95
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	7	1,75	0,93	17,02	3,6	50	1,18	1,9
<i>Marlierea silvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	8	2	1,07	12,16	2,57	62,5	1,47	1,7
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	5	1,25	0,67	11,31	2,39	62,5	1,47	1,51
<i>Eugenia subavenia</i> O.Berg	14	3,5	1,86	2,01	0,43	87,5	2,06	1,45
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	7	1,75	0,93	10,52	2,22	50	1,18	1,45
<i>Salacia grandifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	18	4,5	2,4	2,03	0,43	62,5	1,47	1,43
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	2	0,5	0,27	16,17	3,42	25	0,59	1,43
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	13	3,25	1,73	6,28	1,33	37,5	0,88	1,31
<i>Eugenia burkartiana</i> (D.Legrand) D.Legrand	9	2,25	1,2	4,87	1,03	62,5	1,47	1,23
<i>Vernonanthura puberula</i> (Less.) H.Rob.	6	1,5	0,8	8,74	1,85	37,5	0,88	1,18
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	11	2,75	1,46	3,13	0,66	50	1,18	1,1
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	6	1,5	0,8	4,47	0,95	62,5	1,47	1,07
<i>Cordia trichoclada</i> DC.	10	2,5	1,33	1,61	0,34	62,5	1,47	1,05
<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	10	2,5	1,33	1,59	0,34	62,5	1,47	1,05
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	9	2,25	1,2	3,07	0,65	50	1,18	1,01
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	10	2,5	1,33	3,72	0,79	37,5	0,88	1
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	2	0,5	0,27	9,94	2,1	25	0,59	0,99
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	1	0,25	0,13	11,04	2,33	12,5	0,29	0,92
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	7	1,75	0,93	1,16	0,24	62,5	1,47	0,88
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	11	2,75	1,46	1,39	0,29	37,5	0,88	0,88
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	7	1,75	0,93	1,96	0,41	50	1,18	0,84
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	7	1,75	0,93	0,43	0,09	62,5	1,47	0,83
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	7	1,75	0,93	0,43	0,09	62,5	1,47	0,83
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	3	0,75	0,4	5,43	1,15	37,5	0,88	0,81
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	5	1,25	0,67	3,72	0,79	37,5	0,88	0,78
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	1	0,53	2,86	0,6	50	1,18	0,77
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	6	1,5	0,8	3,47	0,73	25	0,59	0,71
<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	4	1	0,53	1,93	0,41	50	1,18	0,71
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	6	1,5	0,8	0,63	0,13	50	1,18	0,7
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	6	1,5	0,8	0,5	0,11	50	1,18	0,7

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Alsophila sternbergii</i> (Sternb.) D.S.Conant	7	1,75	0,93	2,32	0,49	25	0,59	0,67
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	4	1	0,53	1,23	0,26	50	1,18	0,66
<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	5	1,25	0,67	0,36	0,08	50	1,18	0,64
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	4	1	0,53	2,2	0,47	37,5	0,88	0,63
<i>Calyptranthes fusiformis</i> M.L.Kawas.	4	1	0,53	0,78	0,16	50	1,18	0,63
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	4	1	0,53	0,58	0,12	50	1,18	0,61
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	6	1,5	0,8	0,47	0,1	37,5	0,88	0,59
Lauraceae sp2	1	0,25	0,13	6,16	1,3	12,5	0,29	0,58
<i>Eugenia malacantha</i> D.Legrand	3	0,75	0,4	1,98	0,42	37,5	0,88	0,57
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	2	0,5	0,27	3,82	0,81	25	0,59	0,55
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4	1	0,53	2,29	0,48	25	0,59	0,54
<i>Guatteria elliptica</i> R.E.Fr.	4	1	0,53	0,83	0,18	37,5	0,88	0,53
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	4	1	0,53	0,82	0,17	37,5	0,88	0,53
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	4	1	0,53	0,57	0,12	37,5	0,88	0,51
<i>Eugenia pseudomalacantha</i> D.Legrand	4	1	0,53	0,32	0,07	37,5	0,88	0,5
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	3	0,75	0,4	2,21	0,47	25	0,59	0,49
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	3	0,75	0,4	0,39	0,08	37,5	0,88	0,46
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	3	0,75	0,4	1,77	0,37	25	0,59	0,45
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	3	0,75	0,4	0,32	0,07	37,5	0,88	0,45
<i>Euplassa hoehnei</i> Sleumer	4	1	0,53	1,04	0,22	25	0,59	0,45
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2	0,5	0,27	1,9	0,4	25	0,59	0,42
<i>Critoniopsis quinqueflora</i> (Less.) H.Rob.	1	0,25	0,13	3,58	0,76	12,5	0,29	0,39
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	0,5	0,27	1,38	0,29	25	0,59	0,38
<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	2	0,5	0,27	2,67	0,56	12,5	0,29	0,38
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	3	0,75	0,4	0,55	0,12	25	0,59	0,37
<i>Ocotea paranapiacabensis</i> Coe-Teixeira	3	0,75	0,4	0,52	0,11	25	0,59	0,37
<i>Alseis floribunda</i> Schott	3	0,75	0,4	0,18	0,04	25	0,59	0,34
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn.	1	0,25	0,13	2,62	0,55	12,5	0,29	0,33
<i>Eugenia stigmatosa</i> DC.	2	0,5	0,27	0,21	0,04	25	0,59	0,3
<i>Myrsine hermodensis</i> (Jung-Mend. & Bernacci) M.F.Freitas & Kin.-Gouv.	2	0,5	0,27	0,19	0,04	25	0,59	0,3
<i>Faramea tetragona</i> Müll.Arg.	2	0,5	0,27	0,17	0,03	25	0,59	0,3
<i>Piper cernuum</i> Vell.	2	0,5	0,27	0,16	0,03	25	0,59	0,3
<i>Daphnopsis schwackeana</i> Taub.	2	0,5	0,27	0,14	0,03	25	0,59	0,3
<i>Ouratea multiflora</i> (Pohl) Engl.	2	0,5	0,27	0,13	0,03	25	0,59	0,29
<i>Bactris setosa</i> Mart.	4	1	0,53	0,25	0,05	12,5	0,29	0,29
<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	2	0,5	0,27	0,12	0,02	25	0,59	0,29
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	2	0,5	0,27	0,11	0,02	25	0,59	0,29
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	1	0,25	0,13	1,68	0,36	12,5	0,29	0,26
<i>Dendropanax monogynus</i> (Vell.) Seem.	3	0,75	0,4	0,19	0,04	12,5	0,29	0,25
Indet2	1	0,25	0,13	1,45	0,31	12,5	0,29	0,24
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	0,25	0,13	1,42	0,3	12,5	0,29	0,24
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	0,25	0,13	1,25	0,26	12,5	0,29	0,23
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	2	0,5	0,27	0,53	0,11	12,5	0,29	0,22
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	1	0,25	0,13	0,85	0,18	12,5	0,29	0,2
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	2	0,5	0,27	0,21	0,04	12,5	0,29	0,2
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	0,25	0,13	0,81	0,17	12,5	0,29	0,2
<i>Quararibea turbinata</i> (Sw.) Poir.	2	0,5	0,27	0,13	0,03	12,5	0,29	0,2
Myrtaceae_ sp6	1	0,25	0,13	0,66	0,14	12,5	0,29	0,19
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	1	0,25	0,13	0,48	0,1	12,5	0,29	0,18
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	1	0,25	0,13	0,48	0,1	12,5	0,29	0,18
Indet1	1	0,25	0,13	0,47	0,1	12,5	0,29	0,18
<i>Eugenia</i> sp1	1	0,25	0,13	0,46	0,1	12,5	0,29	0,18
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	1	0,25	0,13	0,44	0,09	12,5	0,29	0,17
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	1	0,25	0,13	0,37	0,08	12,5	0,29	0,17
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	0,25	0,13	0,32	0,07	12,5	0,29	0,17

Espécies	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	0,25	0,13	0,23	0,05	12,5	0,29	0,16
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	1	0,25	0,13	0,23	0,05	12,5	0,29	0,16
<i>Miconia discolor</i> DC.	1	0,25	0,13	0,22	0,05	12,5	0,29	0,16
Myrtaceae sp3	1	0,25	0,13	0,21	0,04	12,5	0,29	0,16
<i>Dendropanax heterophyllum</i> (Marchal) Frodin	1	0,25	0,13	0,18	0,04	12,5	0,29	0,16
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	1	0,25	0,13	0,16	0,03	12,5	0,29	0,15
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	1	0,25	0,13	0,16	0,03	12,5	0,29	0,15
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	1	0,25	0,13	0,16	0,03	12,5	0,29	0,15
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	1	0,25	0,13	0,12	0,03	12,5	0,29	0,15
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	1	0,25	0,13	0,12	0,03	12,5	0,29	0,15
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	1	0,25	0,13	0,11	0,02	12,5	0,29	0,15
Myrtaceae sp4	1	0,25	0,13	0,11	0,02	12,5	0,29	0,15
Lauraceae sp1	1	0,25	0,13	0,1	0,02	12,5	0,29	0,15
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	1	0,25	0,13	0,08	0,02	12,5	0,29	0,15
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	1	0,25	0,13	0,08	0,02	12,5	0,29	0,15
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	0,25	0,13	0,07	0,02	12,5	0,29	0,15
<i>Cyathea dichromatolepis</i> (Fée) Domin	1	0,25	0,13	0,07	0,02	12,5	0,29	0,15
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	1	0,25	0,13	0,07	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	1	0,25	0,13	0,07	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Xylopia langsdorfiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	1	0,25	0,13	0,06	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	0,25	0,13	0,06	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Mollinedia boracensis</i> Peixoto	1	0,25	0,13	0,06	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Neomitranthes amblymitra</i> (Burret) Mattos	1	0,25	0,13	0,06	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Myrcia grandifolia</i> Cambess.	1	0,25	0,13	0,06	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Leandra variabilis</i> Raddi	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Piper caldense</i> C.DC.	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Psychotria fluminensis</i> Vell.	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Eugenia beaurepairiana</i> (Kiaersk.) D.Legrand	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15
<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	1	0,25	0,13	0,05	0,01	12,5	0,29	0,15