

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia



Fabiano Turini Farah

**VINTE ANOS DE DINÂMICA EM UM HECTARE DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato (a)
Fabiano Turini Farah
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao
Instituto de Biologia da UNICAMP
para obtenção do título de
Doutor em Biologia Vegetal

A handwritten signature in blue ink, appearing to read "Ricardo Ribeiro Rodrigues".

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

Co-orientador: Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos

Campinas, 2009

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

F221v

Farah, Fabiano Turini

Vinte anos de dinâmica em um hectare de Floresta
Estacional Semidecidual / Fabiano Turini Farah. –
Campinas, SP: [s.n.], 2009.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Flavio Antonio
Maës dos Santos.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de
Campinas, Instituto de Biologia.

1. Floresta estacional semidecídua. 2. Comunidades
vegetais. 3. Dinâmica de vegetação.

I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Santos, Flavio Antonio Maës dos.

III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia.

IV. Título.

(rcdt/ib)

Título em inglês: Twenty years of dynamics on a hectare of Seasonal Semideciduous Forest.

Palavras-chave em inglês: Seasonal semideciduous forest; Plant communities; Vegetation dynamics.

Área de concentração: Biologia Vegetal.

Titulação: Doutor em Biologia Vegetal.

Banca examinadora: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Kikyo Yamamoto, Marcelo Tabarelli, Sebastião Venâncio Martins, Sergius Gandolfi.

Data da defesa: 03/07/2009.

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal.

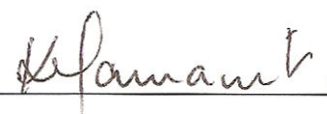
Campinas, 3 de julho de 2009.

Banca examinadora

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (orientador) ... 

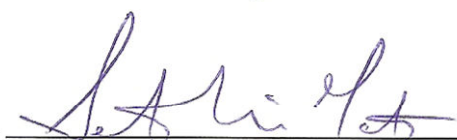
Prof. Dr. Ary Teixeira de Oliveira Filho _____

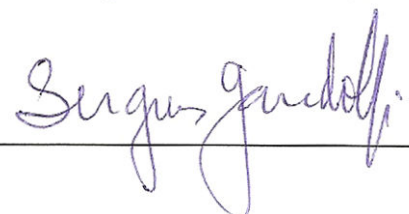
Prof. Dr. Ivany Ferraz Marques Valio _____

Profa. Dra. Kikyo Yamamoto 

Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita _____


Prof. Dr. Marcelo Tabarelli _____

Prof. Dr. Sebastião Venâncio Martins 

Prof. Dr. Sergius Gandolfi 

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues, ao Prof. Flavio Antonio Maës dos Santos, ao Prof. George John Shepherd e ao Prof. Jorge Yoshio Tamashiro pela concepção do trabalho há anos, bem como pela generosidade e confiança ao permitir que eu reunisse seus dados grandiosos com os mais recentemente coletados e então pudesse construir esta tese.

Agradeço ao Prof. Ricardo Rodrigues pela amizade, confiança e seriedade.

Agradeço ao Prof. Flavio A. M. Santos pela co-orientação, pelas idéias e apoio desde as análises exploratórias.

Agradeço ao Prof. George J. Shepherd pelos dados de solo e ajuda nas análises de PCA.

Agradeço ao Prof. Jorge Y. Tamashiro pelos esclarecimentos gerais quanto aos dados de campo, bem como pelo incentivo para que eu terminasse mesmo esse trabalho um dia.

Agradeço à Dra. Natalia Macedo Ivanauskas, à Dra. Adriana de Fátima Rozza, à Profa. Eneida Martins, ao Prof. Celio Fernando Baptista Haddad e ao Servidor Francisco Antonioli pela ajuda fundamental nos trabalhos de campo até 1999.

Agradeço ao Prof. Bryan Frederick John Manly pela grande ajuda nas análises de reamostragem.

Agradeço ao Prof. João Luís Ferreira Batista pela grande ajuda com os modelos de regressão.

Agradeço ao doutorando Cézar Augusto de Freitas Anselmo pelo auxílio estatístico.

Agradeço ao Prof. Rafael Silva Oliveira pelas idéias de novas possibilidades de análises.

Agradeço à Profa. Jeanine Maria Felfili Fagg e ao Prof. Ivany Ferraz Marques Valio pela leitura e importantes recomendações na pré-banca.

Agradeço ao Prof. Sergius Gandolfi pelo empenho de leitura e pelas preciosas recomendações na pré-banca e banca.

Agradeço à Profa. Kikyo Yamamoto, ao Prof. Marcelo Tabarelli e ao Prof. Sebastião Venâncio Martins pela leitura e valiosas recomendações na banca, e especialmente aos dois últimos por viajarem de longe para a defesa.

Agradeço à Profa. Luíza Sumiko Kinoshita, ao Prof. Ivany F. M. Valio e ao Prof. Ary Teixeira de Oliveira Filho por se prontificarem como suplentes.

Agradeço a todos os Profs. da Biologia Vegetal UNICAMP por mais esta oportunidade inestimável de aprendizado e pelo exemplo de dedicação à profissão. Também agradeço por todo o apoio para que eu concluísse a tese em tempo hábil.

Agradeço à Servidora Maria Roseli de Melo por toda a ajuda de escritório para que eu pudesse apresentar a tese na data esperada.

Agradeço aos amigos de Barão Geraldo por eu tê-los conhecido: Antonio Soeiro Cardoso Junior, José de Ribamar Macedo Costa, Tiago Guedes Russomanno, José Vítor Vieira Salgado, Junko Tsukamoto, Caio Bruschi Sakalauskas, Cleber Akira Nakandakare, Fabio Yoiti Hirano, Vítor Garcia, César A. F. Anselmo, Cléo de Paula e Simone Aranha.

Agradeço ao tio Antonio Berdugo pelo incentivo profissional em Piratininga.

Agradeço ao tio Manoel Simões e à tia Zeza pelo carinho e presença em mais uma defesa.

Por fim, agradeço à minha mãe Ciléia e ao meu pai Eliot pelo exemplo de integridade, pela dedicação incansável e amor que me oferecem.

Sumário

Capítulo 1 - Vinte anos de variações em parâmetros gerais da comunidade em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual	1
---	---

Capítulo 2 - Vinte anos de variações estruturais associadas a mudanças florísticas em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual	53
--	----

Capítulo 1 - Vinte anos de variações em parâmetros gerais da comunidade em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual

Resumo

Surgiu da hipótese de que um fragmento florestal espacialmente isolado por várias décadas, situação muito comum no Sudeste do Brasil, sofreria modificações significativas em sua dinâmica e, no entanto, sustentaria suas características gerais, não necessitando de intervenções para promover a sua conservação. No interior de uma Floresta Estacional Semidecidual com 252 ha (Reserva Municipal de Santa Genebra, RMSG - Campinas, SP), em 1982, foi instalada uma parcela de 1 ha ($100 \times 100 \text{ m}^2$) em área de vegetação madura. As árvores com $\text{CAP} \geq 15 \text{ cm}$ foram mapeadas e amostradas em 1983 (t0), 1994 (t1), 1999 (t2) e 2004 (t3). Como resultado, nesses 20,6 anos houve diminuição significativa no número de indivíduos, na área basal por parcela, bem como na altura dos indivíduos. Observou-se aumento significativo no número de indivíduos mortos e de recrutas, no entanto resultando em uma densidade líquida de indivíduos negativa. Houve diminuição ao longo do tempo, na taxa de crescimento relativo da comunidade, paralelamente à elevação dos valores anuais médios de temperatura atmosférica para o município, não acompanhada por aumento da precipitação. O valor anual de mortalidade da comunidade mostrou-se superior ao encontrado em literatura. A vegetação estudada apresentou diminuição da área basal, da altura geral e do número de indivíduos em geral, este último não compensado por recrutamento. Esse processo de raleamento competitivo da comunidade resultou no estabelecimento de uma fisionomia de capoeira em grande parte da área. Os modelos de regressão linear indicaram morte além do esperado para indivíduos de grande área basal e uma maior mortalidade dos indivíduos de pequena altura, provavelmente restringidos pelo alastramento de lianas e eventos climáticos extremos. A dinâmica na RMSG nesses 20,6 anos de acompanhamento promoveu um declínio estrutural resultante da combinação de vários fatores, como o raleamento competitivo, a expansão de lianas hiperabundantes, alterações climáticas e a possível presença de poluentes atmosféricos. Apesar de historicamente a vegetação estar adaptada a perturbação por fatores naturais, o estudo demonstrou que a fragmentação e os efeitos de borda levaram a floresta a sofrer modificações significativas em sua dinâmica que afetaram as características mais importantes para sua sustentação. Uma vez que a conservação da floresta depende diretamente da manutenção de sua estrutura, faz-se necessária a adoção de medidas que contornem as restrições à regeneração dos indivíduos arbóreos e favoreçam a dinâmica florestal.

Capítulo 1 - Vinte anos de variações em parâmetros gerais da comunidade em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual

I. Introdução

De acordo com Fischer *et al.* (2007), a sustentabilidade não é um conceito relativístico, uma vez que os limites físicos que sustentam a vida no planeta são absolutos. Dessa forma, sociedades somente podem existir partindo de um sistema de suporte à vida. Um exemplo dessa relação na história da humanidade foi estudado por Zhang *et al.* (2007), mostrando que mudanças ambientais drásticas e limitações de recursos naturais levaram a revoltas sociais, guerras e colapsos populacionais. A conservação dos ecossistemas é, portanto, fundamental para suportar os processos ecológicos necessários à biodiversidade em geral e também para as sociedades (Erlach 2008). Nesse contexto, até mesmo pequenos fragmentos de ecossistemas têm uma importância crescente, uma vez que a atual rede mundial de reservas para conservação será insuficiente para efetivamente compensar as mudanças climáticas globais previstas (Lee & Jetz 2008).

Além de abrigar grandes ecossistemas contínuos, o Brasil tem parte importante de sua biodiversidade em vegetações espacialmente fragmentadas, nas áreas de ocupação humana mais intensa, em uma paisagem dominada pela agricultura e áreas urbanas. O bioma Mata Atlântica corresponde a uma faixa extensa ao longo da costa e em direção ao interior, abrangendo aproximadamente 15% do território brasileiro (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2008). Nessa área, a ocupação humana é antiga, tendo se estabelecido a partir da colonização no século XVI (Priore & Venâncio 2006), atualmente abrigando cerca 67% da população do país (mais de 120 milhões de habitantes) (IBGE 2007). Uma das consequências históricas da ocupação desordenada do bioma foi sua fragmentação geral (Tabarelli *et al.* 2005), resultando em inúmeros remanescentes florestais, a maioria de pequenas dimensões e espacialmente isolados entre si. Há mais de 25 mil fragmentos de Mata Atlântica com área inferior a 5 ha (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2008).

Apesar da fragmentação, remanescentes de Mata Atlântica ainda abrigam uma grande diversidade biológica, correspondendo a um dos centros de diversidade mais importantes do mundo (Mittermeier *et al.* 2004). Em regiões com poucos remanescentes florestais, os fragmentos existentes são vegetações importantes a partir das quais se pode iniciar a restauração florestal em áreas mais extensas (Turner & Corlett 1996). Resta saber se remanescentes florestais isolados por muitas décadas ainda mantêm sua estrutura, possibilitando que ocorram os processos naturais fundamentais para a manutenção de sua dinâmica, para a conservação dessa biodiversidade remanescente e para a interação com outros elementos na paisagem. A existência do histórico antigo de fragmentação no Sudeste do Brasil permite uma boa avaliação dos efeitos desse processo na dinâmica e integridade das comunidades florestais, o que é uma possibilidade mais restrita, por exemplo, para a Amazônia, onde a fragmentação ainda é muito recente.

O conhecimento da dinâmica dos remanescentes florestais é primordial para o estabelecimento de ações pertinentes de conservação e restauração, bem como para o desenvolvimento de indicadores de monitoramento e avaliação (Engel 1993, Gandolfi *et al.* 1995, Morellato & Leitão Filho 1995, Tabarelli & Mantovani 1997a e b, Martins & Rodrigues 1999). Há ainda a possibilidade de esses fragmentos serem objetos de manejo como o enriquecimento (Rodrigues *et al.* 2009) com espécies que, por alguma razão, foram extintas localmente, ou mesmo com espécies de estratos superiores, potencializando seu papel de conservação da biodiversidade. No entanto, o conhecimento sobre essas vegetações ainda é restrito no tempo, não permitindo afirmar como alterações na paisagem e perturbações periódicas interferem na dinâmica e na sustentabilidade florestal.

De acordo Phillips (1997), o estudo de imagens de satélite mostra o desmatamento como a mais clara ameaça a florestas tropicais e, no entanto, apesar de muitas florestas parecerem intactas nessas imagens, importantes processos (p.e. defaunação, *turnover*) tornam as vegetações biologicamente degradadas, fenômeno que somente pode ser constatado por métodos que empregam monitoramento temporal em campo, em uma escala espacial detalhada. Neste contexto, o acompanhamento temporal de vegetações baseado em parcelas permanentes tem se mostrado bastante eficiente e promissor no estudo de vegetações (Whitmore 1989, Condit 1995,

Tomás 1996) até mesmo se os dados são coletados em pequenos fragmentos ou em pequenas escalas de tempo (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Condit 1999).

A fragmentação florestal é a substituição de extensas áreas de floresta nativa por outros ecossistemas (ocupação agropecuária e urbana), resultando em uma configuração espacial disjunta entre os remanescentes naturais, com consequências deletérias para a maior parte da biota florestal (Murcia 1995). A perda de habitats naturais e a fragmentação são as causas primordiais de vários problemas florestais como a perda de espécies e a interrupção da interação entre elas, bem como a invasão de espécies exóticas e até o colapso do ecossistema (Tabarelli & Gascon 2005).

O desmatamento e a fragmentação levam à formação de uma faixa de borda na floresta, que corresponde, ao contrário de uma transição natural para outros habitats (ecótonos), a uma zona em que a vegetação natural faz um contraste ambiental abrupto com áreas de ocupação humana (Murcia 1995, Gascon *et al.* 2001) e onde ela recebe as influências antrópicas mais visíveis. As áreas antrópicas adjacentes, que correspondem à matriz da paisagem (Metzger 2001), possuem condições ambientais severas que levam a vegetação na borda à mortalidade, havendo formação e expansão de áreas degradadas em direções cada vez mais interiores de um fragmento (Gascon *et al.* 2000). A matriz possui uma aridez, definida como a habilidade em degradar a vegetação (Gascon *et al.* 2000), que depende da intensidade e histórico do uso da terra (Didham & Lawton 1999), densidade de espécies exóticas, entre outros fatores.

A borda florestal tem uma largura que corresponde a uma zona marginal, com microclima alterado e estrutura de comunidade distinta, contrastante com o interior da floresta (Matlack 1993). Diversos autores reconhecem larguras de faixa de borda variáveis em florestas tropicais, desde 20 m até 300 m, dependendo do organismo afetado (Lovejoy & Bierregaard 1986, Laurance 1991, Kapos *et al.* 1993, Laurance 1997, Laurance *et al.* 1998a, Didham & Lawton 1999, Mesquita *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2000, D'Angelo *et al.* 2004). As alterações abióticas e bióticas incluem elevação na luminosidade que atinge os estratos inferiores, redução na umidade do ar (Kapos 1989, Camargo & Kapos 1995) do solo (Kapos 1989, Camargo & Kapos 1995), alterações na

densidade de fungos (Faccelli & Pickett 1991), na taxa de produção e decomposição de serapilheira (Bruna 1999, Didham & Lawton 1999, Sizer & Tanner 1999), aumento de populações invasoras de plantas e animais (D'Antonio & Hobbie 2005), modificação nas taxas de recrutamento, elevação da mortalidade de árvores (Ferreira & Laurance 1997, Laurance *et al.* 1998a, Laurance *et al.* 2000, Laurance 2001, Rankin-De Mérona & Hutchings 2001, Santos *et al.* 2008), alterações na taxa de crescimento de plântulas (Sizer & Tanner 1999), redução da altura de dossel (Oliveira *et al.* 2008) e aumento da densidade foliar (Didham & Lawton 1999), aumento da porcentagem de árvores danificadas (Rankin-De Mérona & Hutchings 2001) expansão da área de clareiras e ocupação de lianas (Laurance 1991), redução populacional de não pioneiras e elevação de pioneiras (Michalski *et al.* 2007, Santos *et al.* 2008), perda de biomassa florestal Laurance *et al.* (1997), etc..

Os efeitos de borda, alterando a distribuição, o comportamento e a sobrevivência de espécies de plantas, podem ser potencializados em regiões com alta fragmentação (Murcia 1995, Ferreira & Laurance 1997, Santos *et al.* 2008). A fragmentação e seus efeitos de borda podem reduzir o recrutamento de plantas devido a interrupções na chuva de sementes, dessecação de habitat e danos a plântulas causados por queda de árvores e depósito de serapilheira próximo a bordas de florestas (Bruna 1999). Além disso, pode levar a um aumento na mortalidade de plântulas por competição com lianas e espécies ruderais (Scariot 2001) e ao aumento na mortalidade de adultos devido a desenraizamento e quebras (Laurance *et al.* 2000, Laurance 2001, Tabarelli *et al.* 2004).

Comparado a uma floresta, ocupações agropecuárias e urbanas permitem que maior incidência solar atinja o chão durante o dia e gerem alta re-irradiação para a atmosfera à noite. Consequentemente, as temperaturas diurnas em áreas de plantios e pastagens tendem a ser mais elevadas próximo ao solo e as temperaturas diárias flutuam com maior amplitude (Fetcher *et al.* 1985). À medida que a distância da borda para o interior de um fragmento aumenta, a penetração de radiação fotossinteticamente ativa no sub-bosque e a temperatura do ar diminuem e a umidade do ar aumenta (Kapos 1989, Stevens & Husband 1998), sendo o fenômeno intensificado em pequenos fragmentos (Kapos 1989, Laurance 1991, Didham & Lawton 1999). Como observado por

Bruna (1999), sementes apresentam uma probabilidade de germinação muito maior em floresta contínua do que em fragmentos, onde elas sofreram de condições atmosféricas mais quentes e secas em função da maior luminosidade (Didham 1998).

À medida que a vegetação na borda se regenera após sua criação, o impacto da matriz adjacente no fragmento deveria teoricamente declinar (Williams-Linera 1990, Matlack 1993). Essas bordas tendem a ser recobertas pela proliferação de lianas e pela regeneração arbórea (Kapos *et al.* 1993; Camargo & Kapos 1995; Didham & Lawton 1999). Porém, à medida que a vegetação nessa faixa ganha idade e se torna mais menos permeável, os danos por vendavais aumentam nas bordas, conforme modelos com túneis de vento, mostrando o aumento da turbulência onde a permeabilidade é reduzida (Savill 1983). Como consequência, distúrbios por ventos podem causar mortalidade de árvores a distâncias de até 100-500 da borda (Laurance 1991; Laurance *et al.* 1998a, D'Angelo *et al.* 2004), sendo as maiores árvores (DAP > 60 cm) particularmente vulneráveis (Laurance *et al.* 2000, Oliveira *et al.* 2008).

Segundo Laurance (2002), habitats fragmentados podem mostrar aceleração em vários parâmetros, como frequência de distúrbios, taxas de mortalidade e natalidade, flutuação de populações, extinção de espécies e taxas de *turnover*. Por outro lado, processos como taxas de decomposição de serapilheira podem decrescer em pequenos fragmentos (Sizer 1999), o que afeta a germinação de sementes. De qualquer forma, embora certos processos ecológicos possam se tornar estáveis e outros mais vagarosos, Laurance (2002) propôs que sob um regime de fragmentação, a maioria deles se torna acelerado (“hiperdinamismo”), havendo aumento na frequência ou na amplitude da dinâmica da população, da comunidade e da paisagem.

No interior de uma Floresta Estacional Semidecidual com 252 ha (Reserva Municipal de Santa Genebra - Campinas, SP), no ano de 1982, Santos *et al.* (1996) instalaram uma parcela de 1 ha em área de vegetação madura. Nos últimos anos, a vegetação sofreu influência de fatores de perturbação que provavelmente interferiram em sua dinâmica. Entre eles, podemos citar geadas (as mais recentes em 1975, 1979, 1981, 1988 e 1994 - Pinto *et al.* 2001), tornados (1995 e 2001 - CEPAGRI 2007), senescência síncrona de populações (p.e. bambu *Merostachys riedeliana* em

1994 - Gandolfi 2000) e poluição atmosférica (Clemente 2000, França *et al.* 2002, Miranda & Tomaz 2008). O município de Campinas possui uma cobertura florestal remanescente de 2% (1570 ha), bem menor que a média nacional para o bioma mata Atlântica (7,26%) ou para o Estado de São Paulo (13,24%) (Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2008). É provável que a Floresta Estacional Semidecidual da RMSG, condicionada pela fragmentação, bem como pelos efeitos de perturbação naturais e antrópicos originados do entorno, mostre durante um período de tempo suficientemente extenso, uma dinâmica peculiar, que poderia ser diferenciada daquela ocorrente em outros remanescentes não sujeitos à matriz agrícola e urbana por várias décadas (p.e. Amazônia). Na RMSG, uma vegetação representativa no cenário de alta fragmentação florestal do Sudeste do Brasil, espera-se elucidar qual a resposta da dinâmica e da estrutura, retratando o potencial de conservação da biodiversidade de inúmeros remanescentes.

II. Objetivo

Neste estudo foram examinadas as mudanças em parâmetros gerais da comunidade arbustivo-arbórea em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual, ocorridas em um período de 20,6 anos, no sentido de avaliar a dinâmica e a sustentabilidade da vegetação, isolada por várias décadas e sujeita a eventos naturais e humanos de perturbação.

A hipótese do estudo é:

- H1: Um fragmento florestal espacialmente isolado por várias décadas sofreu modificações significativas em sua dinâmica e, no entanto, sustentou suas características gerais, não necessitando de intervenções para promover a conservação da diversidade vegetal.

III. Material e métodos

III.1. A área de estudo

A Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG) possui área total de 251,77 ha e se constitui num dos principais remanescentes de FES do Estado de São Paulo. Apesar de ser o maior fragmento florestal do município de Campinas¹ (Santin 1999), a RMSG é uma floresta isolada de outras matas², sendo circundada por áreas agrícolas e bairros residenciais (Morellato &

¹ O segundo maior fragmento do município é a Reserva Ribeirão Cachoeira (233,7 ha) (Santos & Kinoshita 2003), distante 16,9 km.

² Até uma distância de 1 km das bordas da RMSG há 10 fragmentos florestais com área entre 0,3-15 ha, desconectados entre si, todos eles a uma distância superior a 100 m da RMSG.

Leitão Filho 1995). Do seu perímetro, 19% faz vizinhança direta com bairro residencial (Barão Geraldo) e a área urbana mais extensa do município de Campinas está a uma distância média de 3,5 km a SE. A uma distância de 1,1 a 9 km a NW encontra-se o principal pólo industrial da região (CETESB 2006)³.

Cerca de 85% da vegetação na RMSG é representada por Floresta Estacional Semidecidual e os 15% restantes (áreas de menores cotas) são ocupados por Floresta Paludosa (Leitão-Filho 1995; Nave, 1999). Pela proximidade de grandes centros de pesquisa (UNICAMP, IAC, EMBRAPA, ESALQ, entre outros), vários trabalhos científicos foram realizados nessa Reserva, visando à compreensão do ecossistema e a construção de um plano de manejo próprio.

Segundo dados da Seção de Climatologia do Instituto Agronômico de Campinas, que dista cerca de 3 km da reserva, o clima local é do tipo Cwa, definido como quente e úmido, com inverno

³ Indústrias: Akzo Nobel Ltda. (setor: química), Apliquim Tecnologia Ambiental (tratamento de resíduos), Astra-Zeneca (química), Bann Química Ltda. (química), Cargill Nutrição Animal (ração animal), Cyanamid (química), Degussa Brasil Ltda. (química), DuPont Brasil Produtos Agrícolas (química), Exxon Química (química), Lubrificantes Fenix Ltda. (química), Galvani (química), Hércules do Brasil Produtos Químicos Ltda. (química), Invista Brasil Indústria e Comércio de Fibras Ltda. (química), J. Bresler S.A. (papel e embalagens), Kärcher Indústria e Comércio Ltda. (máquinas), Kraton Polymers do Brasil S.A. (química), Moinhos Cruzeiro do Sul S.A. (beneficiamento de grãos), Nutriara Alimentos Ltda. (ração), Nutridata Indústria Comércio e Serviços Ltda. (ração), Nutriplant (química), Orsa Celulose, Papel e Embalagens S.A. (papel e embalagens), Replan (química), Rhodia (química), Shell Brasil S.A. Petróleo (química), Silcon Ambiental (tratamento de resíduos), Syngenta Brasil (química), entre outras.

seco e verão quente e chuvoso (Koeppen 1948). De acordo com as normais climatológicas fornecidas pelo IAC (período de 1960-1990) a temperatura média anual é de 21,6 °C e a precipitação anual é de 1381,2 mm. Durante o período de estudo (1983-2004) a temperatura média anual foi 22,1 °C e a precipitação média anual foi 1415,6 mm.

O relevo da Reserva é levemente ondulado, com altitudes que variam de 580-610 m (Santos *et al.* 1996). O solo da floresta é do tipo Latossolo Roxo distrófico, álico, com horizonte A moderado e textura argilosa, pertencente à unidade Barão Geraldo, sendo espesso, friável e poroso, com horizontes A e B de cor vermelha escura, devido aos altos teores de ferro (Oliveira *et al.* 1979). O horizonte B tem pelo menos 270 cm de profundidade.

III.II. Amostragem

No interior Reserva Municipal de Santa Genebra, a 250 m das bordas mais próximas (a W ou E), em terreno com solo seco e coberto por Floresta Estacional Semidecidual, uma área de 1 ha (200 x 50 m) foi delimitada e subdividida em 100 subparcelas com dimensões 10 x 10 m. Em cada subparcela foram registrados para todos os indivíduos arbustivos e arbóreos que atingiram o critério de $CAP \geq 15$ cm (“circunferência à altura do peito”, 1,30 m a partir do solo) ou aproximadamente 4,8 cm de diâmetro, (1) o nome da espécie, (2) a circunferência do caule na altura de 1,3 m (CAP), com uso de fita métrica ou paquímetro, (3) a altura total do indivíduo (H), por meio de comparação com régua de alumínio e (4) a posição na subparcela (coordenadas cartesianas) com uso de trena.

Cada indivíduo com caules bifurcados teve seus valores de área transversal somados e convertidos a seguir para um valor único de CAP.

Para cada indivíduo foi coletada uma amostra botânica para identificação em laboratório e para servir como material testemunho, depositado no Herbário UEC.

Foram efetuadas quatro amostragens nas ocasiões:

t0= ago/1982-mar/85, t1= jul/1994-jun/95, t2= mar-set/1999 e t3= mar-set/2004, totalizando uma série média de 20,6 anos. As amostragens serão referidas no restante do texto por pontos no tempo representados como 1983, 1994, 1999 e 2004.

Em 1983 foi realizada uma amostragem de solo na profundidade de 0-20 cm, em 40 parcelas sorteadas dentre as 100 totais, e em seguida os valores analisados em laboratório de solos foram interpolados para as 60 parcelas restantes. As amostras foram compostas por sub-amostras de 10 pontos, onde se desprezou a serapilheira.

Foram obtidos os valores médios anuais de temperatura atmosférica mínima, média e máxima, bem como de chuva anual total para o município no período de 1890 a 2004. Esses dados, fornecidos pelo IAC, foram coletados no posto meteorológico da Estação Experimental de Campinas, Lat. 22°54'S / Long. 47°05'W e altitude de 694 m, a uma distância de 9 km da área de estudo.

III.III. Análise dos dados

Primeiramente, as amostras botânicas foram identificadas com base na literatura e em consulta a especialistas. As exsicatas correspondentes foram depositadas no herbário UEC. Em cada amostragem, foi elaborada uma planilha de dados reunindo para cada indivíduo, o nome da espécie e os valores registrados de coordenadas (m), CAP (cm) e H (m).

Os seguintes dados foram comparados pelo teste de *Wilcoxon rank-sum* (Zar 1984) entre amostragens: número de indivíduos, área basal por parcela ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), área basal por indivíduo ($\text{m}^2.\text{ind}^{-1}$), altura (m), número de indivíduos mortos e recrutados, taxas de crescimento relativo (área basal), usando-se como repetições as subparcelas de 100 m^2 . Compararam-se paralelamente temperaturas atmosféricas e chuva para o município. Foi considerado “recrutado” aquele indivíduo que atingiu o critério mínimo de diâmetro e que na amostragem anterior possuía caule com diâmetro inferior ao limite mínimo.

Os dados de altura dos indivíduos (para todas as espécies, em conjunto) foram organizados de modo a gerar gráficos da altura geral da vegetação para cada ocasião de amostragem com o programa Surfer 6.01 (Golden Software 1995). Na representação da vista superior da parcela, cada indivíduo teve sua localização definida por coordenadas cartesianas e representado por um pequeno ponto colorido com correspondência em uma escala de alturas. As cores correspondentes aos valores intermediários entre as alturas dos indivíduos espacialmente próximos foram gerados por interpolação pelo método *Nearest Neighbor* e suavização baixa.

A mortalidade geral da comunidade foi calculada de acordo com Sheil & May (1996):

$$m_{\text{geral}}(t) = -(1/t) \log_e \left\{ \sum_{i=1}^s n_{i0} \exp(-m_i t) / \sum_{i=1}^s n_{i0} \right\}$$
, onde n_{i0} é a contagem de cada população (i) na primeira amostragem (0) e m_i é a taxa de mortalidade de cada população segundo Lewis *et al.* (2004a): $m_i = [\ln(n_0) - \ln(n_t)] / t$, sendo n_0 o número de indivíduos da população (i) em t0 e n_t o número de sobreviventes até t3. t é o intervalo de tempo.

O recrutamento anual geral foi calculado por um modelo adaptado de Martini (1996): $i_{\text{geral}} = \sum (p_i \cdot i_i)$, onde $i_i = \ln[(N_0 + I) / N_0] / t$, sendo p_i a proporção dos indivíduos de cada espécie na amostra em t3 ($n_{t(i)} / N_{t(\text{geral})}$), N_0 o número inicial de indivíduos, N_t o número final, I o número de recrutas da espécie durante o período total, ou seja, o número de indivíduos que possuíam diâmetro inferior ao limite mínimo de amostragem em t0, mas que em t3 se encontravam dentro do critério de amostragem; t é o intervalo de tempo.

A taxa de crescimento relativo geral para caules, independente da espécie, foi calculada segundo Feeley *et al.* (2007), considerando apenas aqueles indivíduos presentes em todas as amostragens:

$$RGR_{\text{geral}} = [\ln(AB_t) - \ln(AB_o)] / t$$
, sendo AB_t e AB_o respectivamente a área basal geral no fim e no início de cada período e t o intervalo de tempo entre amostragens.

Devido aos intervalos irregulares entre amostragens, fez-se correção das taxas gerais de mortalidade e recrutamento segundo a fórmula proposta por Lewis *et al.* (2004a), $\lambda_{corr} = \lambda \times t^{0,08}$, onde t é o comprimento de intervalo único, e λ corresponde a mortalidade (m) ou recrutamento (i) a ser corrigido.

A taxa de *turnover* para indivíduos foi calculada segundo Phillips & Gentry (1994): $Turnover_{(indivíduos)} = (m_{geral} + i_{geral}) / 2$, sendo m a mortalidade e i o recrutamento.

A meia-vida da comunidade foi estimada de acordo com Sheil *et al.* (1995): $t_{1/2} = -\ln(2) / \ln(1 - m_{geral})$, sendo m a mortalidade. O tempo de *turnover* foi calculado segundo Korning & Balslev (1994) como $Turnover_{(tempo)} = (t_{1/2} + t_2) / 2$, sendo t_2 o tempo para duplicação do número geral de indivíduos, calculado como $t_2 = \ln(2) / \ln(1 + i_{geral})$, e i o recrutamento.

As amostras de solo foram analisadas pelo Lagro Laboratório Agronômico S/C Ltda., sendo as análises químicas segundo os métodos descritos em Raij & Quaggio (1983) e as análises físicas pelo método de Grohmann (1974), modificado para pipeta.

Através de modelos de regressão linear, foi verificada a mortalidade nos períodos t0-t1 e t1-t3 como resposta aos valores iniciais (respectivamente em t0 e t1) de atributos de diferentes categorias:

- (A) Atributos individuais: área basal do indivíduo (g0); altura do indivíduo (h0);
- (B) Atributos de parcela: número de indivíduos na parcela (plot.n0); área basal total na parcela (plot.g0); porcentagem da parcela coberta por clareira (clareira0);
- (C) Atributos de solo: nível de pH_{CaCl_2} ; teores de matéria orgânica (MO), fósforo (P), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), hidrogênio (H^+), areia grossa, areia fina e argila.

Em seguida, foi efetuada análise dos desvios considerando os atributos adicionados de modo sequencial, usando análise de variância e qui-quadrado.

A porcentagem de clareira por parcela foi definida arbitrariamente como sendo a porção de área de terreno onde $0 \leq \text{altura} < 4$ m, obtida a partir do gráfico das alturas de indivíduos. Isso porque as clareiras observadas no local eram formadas por uma vegetação dominada por lianas ou indivíduos arbóreos esparsos não excedendo a essa altura, e ao mesmo tempo, não foi considerada uma altura menor justamente devido à presença desses indivíduos arbóreos.

IV. Resultados

Durante o período total do estudo houve diminuição significativa no número de indivíduos nesses 20,6 anos (1430 a 1096 ind.ha⁻¹) ($p < 0,0001$, *Wilcoxon*) considerando todas as espécies (Quadro 1; Fig. 1), principalmente no período de 1983-94 ($p = 0,0036$, *Wilcoxon*). Houve também significativa diminuição na área basal por parcela (22,43 a 19,19 m².ha⁻¹) durante o período total ($p = 0,0200$, *Wilcoxon*). Não houve, no entanto, alteração significativa na área basal por indivíduo ($p = 0,6104$, *Wilcoxon*).

Quadro 1 - Número de indivíduos e área basal em cada amostragem. Obs.: * diferenças significativas. Para área basal por indivíduo foram apresentados os valores das medianas. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Amostra	t0	t1	t2	t3	Variação t0-t3
Ano de amostragem	1983	1994	1999	2004	(%)
Nº indivíduos (1 ha)	1430	1246	1117	1096	-23,4 *
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	22,43	21,85	20,69	19,19	-14,5 *
Área basal (m ² .ind ⁻¹)	0,014	0,016	0,016	0,015	+3,94

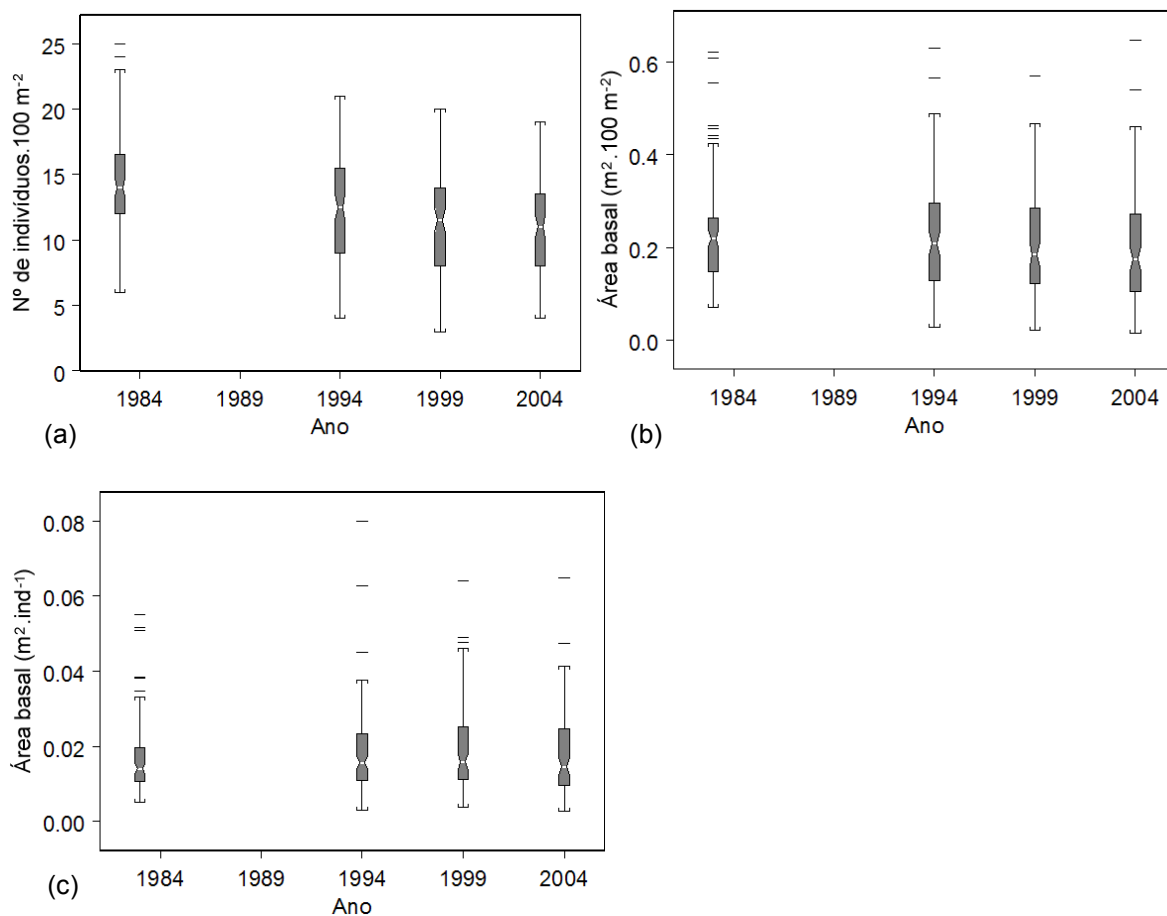


Figura 1 – Variações no número total de indivíduos (a) e na área basal geral (b) para cada subparcela de 100 m² (10 x 10 m); (c) variação na área basal por indivíduo. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Houve uma diminuição geral na altura dos indivíduos da área amostrada durante o período de estudo (Fig. 2), sendo significativa no período de 1999-04 ($p < 0,0001$ *Wilcoxon*). A mediana das alturas dos indivíduos teve um decréscimo de um valor inicial de 7,0 para 5,5 m na última amostragem.

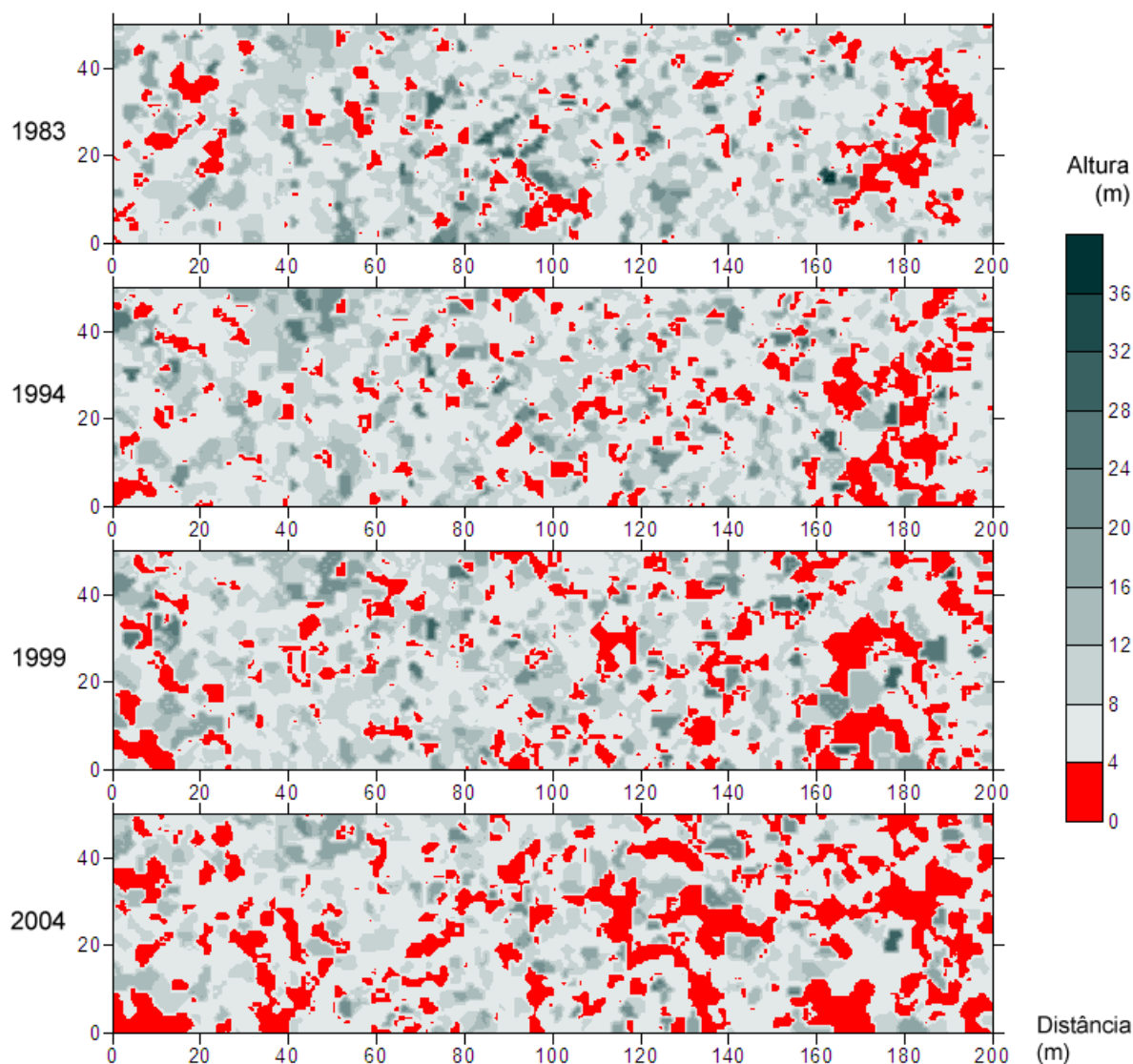


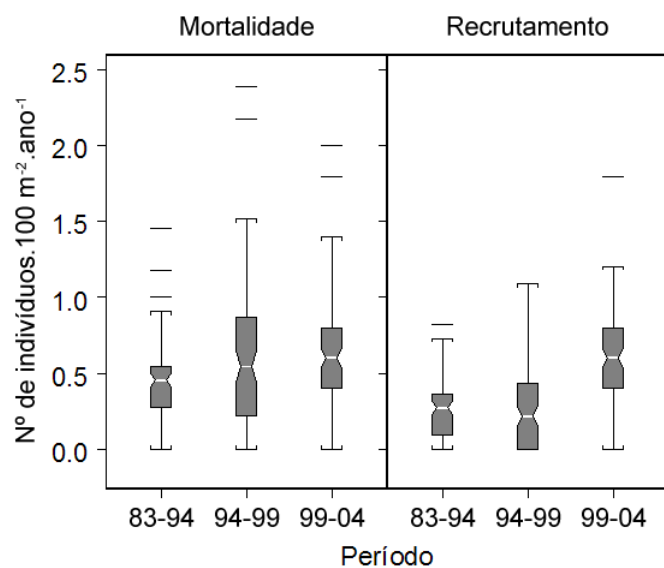
Figura 2 - Representação da vista superior da área de estudo e alturas (m) interpoladas dos indivíduos com CAP ≥ 15 cm (método *Nearest Neighbor*, suavização baixa). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

A mortalidade anual geral obtida para a comunidade foi 0,0559 e o recrutamento anual geral foi 0,0261. Essas taxas indicam uma meia-vida da comunidade de 11,79 anos. O valor corrigido da taxa de *turnover* para indivíduos, que expressa a renovação da comunidade, resultou em 4,16%.ano⁻¹ e o tempo de *turnover* obtido para a comunidade foi 19,33 anos.

Observou-se aumento significativo no número de indivíduos mortos entre o primeiro e o segundo período e posteriormente, aumento no número de indivíduos recrutados entre o segundo e o terceiro período (Quadro 2, Fig. 3a). Por outro lado, o número de mortos foi superior ao de recrutas em todos os períodos (de modo significativo nos dois primeiros), resultando em uma densidade líquida de indivíduos negativa (Fig. 3b).

Quadro 2 - Valores de probabilidade (p) resultantes do teste de comparação (*Wilcoxon*) da mortalidade (m) e do recrutamento (i) anuais em um mesmo período ou entre períodos. Períodos: A = 1983-94; B = 1994-99; C = 1999-04. As diferenças significativamente diferentes ($p \leq 0,05$) entre (m) e (m), entre (i) e (i), ou entre (m) e (i) mostram valores de probabilidade em negrito. P.e.: $p = 0,0019$ indica que o valor de (m) no período B ($63,6 \text{ ind.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) foi significativamente maior que (m) em A ($42,6 \text{ ind.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

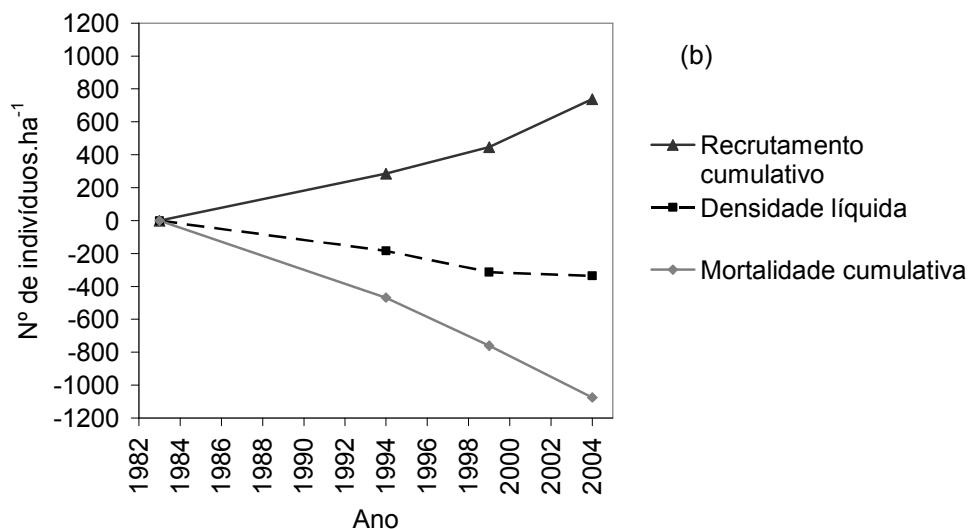
m vs. m		i vs. i		m vs. i			
1983-94 vs. 1994-99 (períodos A vs. B)	A	B	A	B	1983-94 vs. 1983-94 (A vs. A)	A	A
Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	42,6	63,3	25,9	35,0	Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	42,6	25,9
p	0,0019		0,1845		P	< 0,0001	
1994-99 vs. 1999-04 (períodos B vs. C)	B	C	B	C	1994-99 vs. 1994-99 (B vs. B)	B	B
Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	63,3	63,0	35,0	58,4	Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	63,3	35,0
p	0,3833		0,0001		p	< 0,0001	
1983-94 vs. 1999-04 (períodos A vs. C)	A	C	A	C	1999-04 vs. 1999-04 (C vs. C)	C	C
Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	42,6	63,0	25,9	58,4	Nº ind.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	63,0	58,4
p	0,0004		< 0,0001		p	0,7575	



(a)

Figura 3 - (a) Número anual de indivíduos mortos ou recrutados por 100 m² em cada período;

(b) Recrutamento e mortalidade cumulativos durante o período de 1983 a 2004. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.



(b)

A estrutura de classes de diâmetro se mostrou estável durante o período total, com grande número de indivíduos entre 5-9,9 cm (Fig. 4), estrutura típica em comunidades florestais. No período geral, as maiores taxas de mortalidade foram encontradas entre as menores classes de diâmetro (Fig. 5), como consequência da própria distribuição de indivíduos entre as classes.

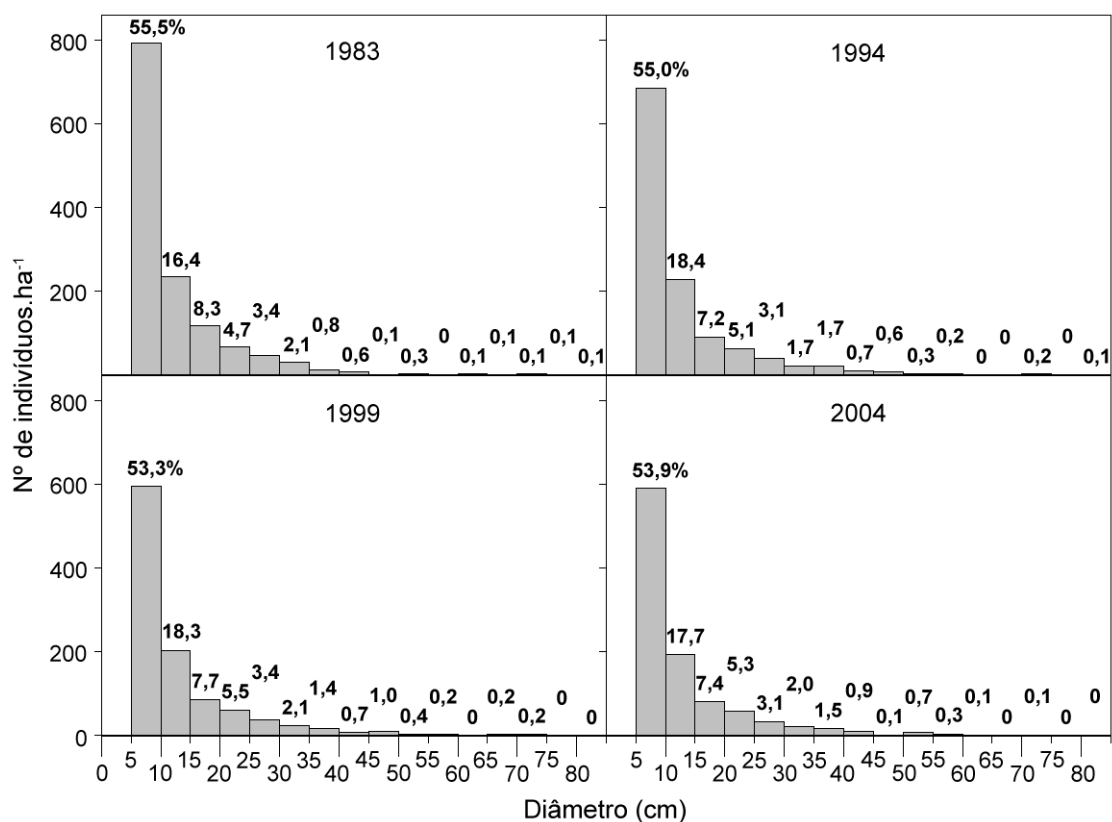


Figura 4 – Quantidade de indivíduos por classe de diâmetro de caule. O número sobre cada coluna indica a porcentagem da classe em relação ao total. A classe 0-5 cm obteve poucos indivíduos devido ao limite mínimo de amostragem e não é apresentada. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

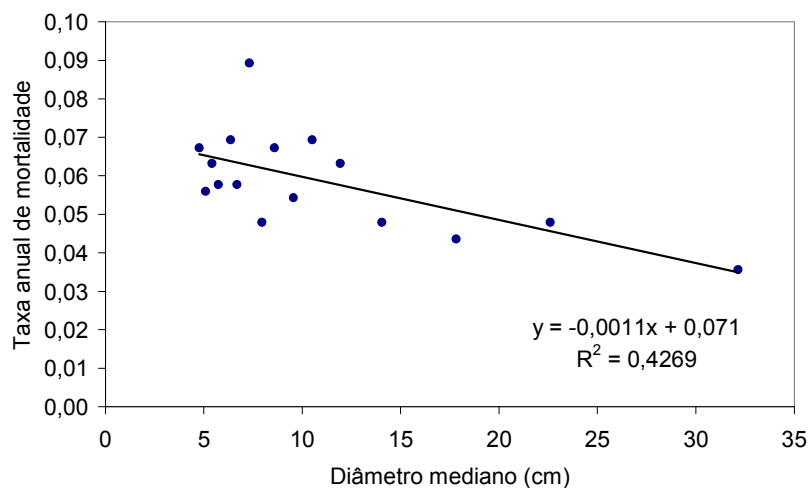


Figura 5 – Taxa anual de mortalidade por classe de diâmetro de caule no período 1983-2004 para os indivíduos presentes em 1983. Cada ponto representa a mediana de cada uma das classes (16), separadas em igual número de indivíduos (89). Obs.: os seis indivíduos de menor diâmetro foram eliminados para proporcionar a divisão exata da quantidade de indivíduos entre classes. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Durante o estudo houve diminuição na taxa de crescimento relativo de um valor mediano de 0,022 no período 1983-94 para 0,012 $\text{m}^2.\text{ano}^{-1}$ no período 1999-04, havendo queda significativa entre os períodos 1983-94 e 94-99 ($p = 0,0016$) (Fig. 6). Essa diminuição observada, bem como na densidade, área basal (Fig. 1) e altura mediana (Fig. 2) ocorreram paralelamente à elevação dos valores anuais de temperatura atmosférica para o município (Fig. 7). Houve elevação significativa nos valores anuais médios de temperatura mínima ($p < 0,001$), média ($p < 0,001$) e máxima ($p < 0,001$), comparando-se o período anterior ao estudo (1890-82) e aquele no seu decorrer (1983-2004). A precipitação anual total, por sua vez, não mostrou alteração significativa comparando-se os períodos 1890-82 e aquele no decorrer das amostragens ($p = 0,6012$; Fig. 8).

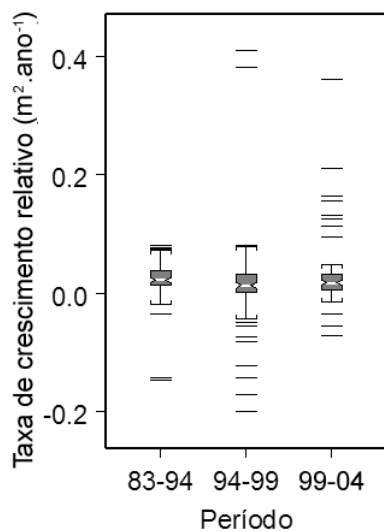


Figura 6 – Taxa de crescimento relativo geral para caules, expresso em área basal ($\text{m}^2.\text{ano}^{-1}$), por período. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

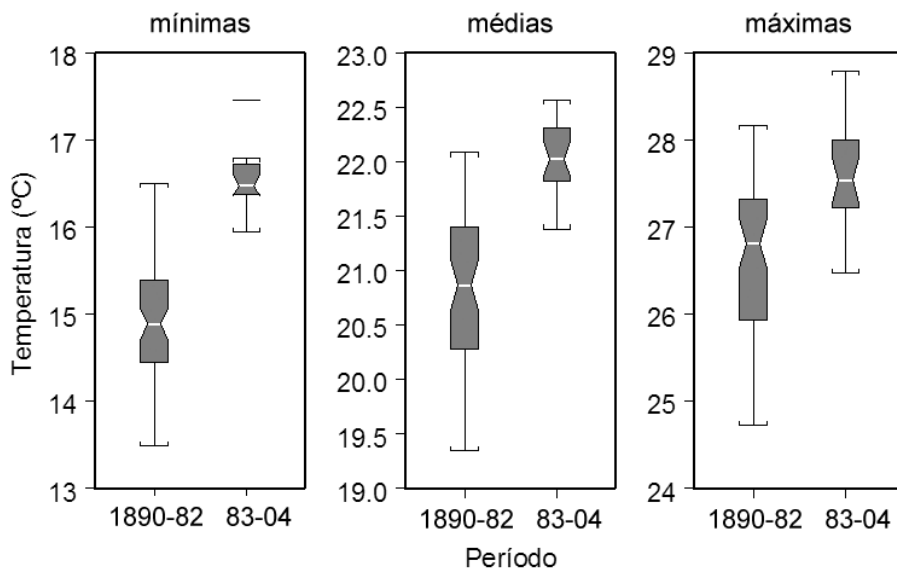


Figura 7 – Valores médios anuais para temperatura atmosférica mínima, média e máxima no município em período anterior (1890-1982) e no decorrer do estudo (1983-2004). Construído a partir de dados fornecidos pelo Instituto Agrônômico de Campinas, SP.

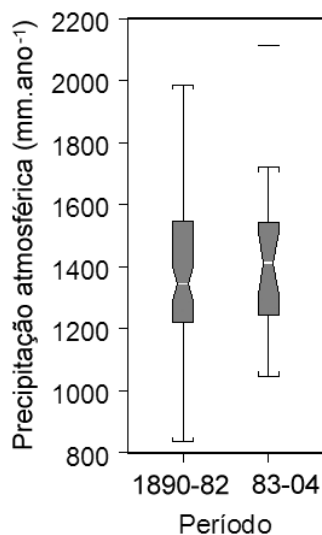


Figura 8 - Precipitação atmosférica anual total no município em período anterior (1890-1982) e no decorrer do estudo (1983-2004). Construído a partir de dados fornecidos pelo Instituto Agrônomo de Campinas, SP.

Em ambos os períodos t0-t1 e t1-t3 os modelos de regressão linear mostraram mortalidade significativa e positiva em relação aos valores iniciais de área basal do indivíduo e de porcentagem de parcela correspondente a clareira, mas negativa em função da altura do indivíduo (Quadros 3 e 4). Com relação a fatores de solo, a mortalidade obteve relação significativa com diferentes fatores dependendo do período. Em t0-t1 foi negativa em relação aos teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} e em t1-t3 foi positiva em relação ao nível de pH.

Quadro 3 - Resultado do modelo de regressão linear considerando a mortalidade no período t0-t1 em função de atributos (em t0) de indivíduo (h: altura; g: área basal), de parcela (n: densidade; g: área basal, clareira: porcentagem de clareira) e principais fatores de solo (I: teores dos elementos Ca^{2+} e Mg^{2+} ; MO: teor de matéria orgânica; Argila: teor de argila). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

	Estimativa	Erro padrão	z	Pr(> z)
Intercept	-0,506104	1,178849	-0,429	0,66769
g0	5,833896	2,226054	2,621	0,00877
h0	-0,092191	0,017336	-5,318	1,05e-07
plot.n0	-0,008428	0,014981	-0,563	0,57373
plot.g0	-1,042178	0,583220	-1,787	0,07395
clareira0	0,016329	0,005724	2,853	0,00434
I ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$)	-0,088188	0,036954	-2,386	0,01701
MO	-0,036565	0,111031	-0,329	0,74191
Argila	0,020070	0,015975	1,256	0,20899

Quadro 4 - Resultado do modelo de regressão linear considerando a mortalidade no período t1-t3 em função de atributos (em t1) de indivíduo (h: altura; g: área basal), de parcela (n: densidade; g: área basal, clareira: porcentagem de clareira) e principais fatores de solo (pH CaCl_2 : nível pH extraído por CaCl_2 ; P: teor de P). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

	Estimativa	Erro padrão	z	Pr(> z)
Intercept	-3,132314	1,527707	-2,050	0,0403
g1	6,894829	2,473046	2,788	0,0053
h1	-0,105555	0,020260	-5,210	1,89e-07
plot.n1	0,014497	0,016754	0,865	0,3869
plot.g1	-0,884930	0,572869	-1,545	0,1224
clareira1	0,012565	0,005823	2,158	0,0309
pH CaCl_2	0,760379	0,325891	2,333	0,0196
P	0,013268	0,071753	0,185	0,8533

Considerando os fatores adicionados em sequência, no período t0-t1 a área basal da parcela se mostrou importante e positivamente relacionada à mortalidade. Os demais fatores que

havam se mostrado significativos, assim permaneceram de forma consistente com exceção da área basal individual em t0-t1 (Quadros 5 e 6).

Quadro 5 - Resultado do modelo de regressão linear considerando a mortalidade no período t0-t1 em função de atributos (em t0) de indivíduo, de parcela e de solo, adicionados em sequência. Ver códigos no Quadro 3.

	GL	Resíduo do desvio	GL	Desvio do resíduo	Pr(> Chi)
Nulo			1429	1809,62	
g0	1	2,08	1427	1807,54	0,15
h0	1	37,33	1428	1770,21	9,973e-10
plot.n0	1	3,00	1426	1767,20	0,08
plot.g0	1	4,37	1425	1762,83	0,04
clareira0	1	8,61	1424	1754,22	3,340e-03
I (Ca ²⁺ +Mg ²⁺)	1	11,72	1423	1742,50	6,182e-03
MO	1	1,87	1422	1740,62	0,17
Argila	1	1,59	1421	1739,04	0,21

Quadro 6 - Resultado do modelo de regressão linear considerando a mortalidade no período t1-t3 em função de atributos (em t1) de indivíduo, de parcela e de solo, adicionados em sequência. Ver códigos no Quadro 4.

	GL	Resíduo do desvio	GL	Desvio do resíduo	Pr(> Chi)
Nulo			1245	1686,10	
g1	1	3,73	1244	1682,37	0,05
h1	1	38,47	1243	1643,91	5,573e-10
plot.n1	1	2,359e-03	1242	1643,90	0,96
plot.g1	1	3,08	1241	1640,83	0,08
clareira1	1	3,71	1240	1637,12	0,05
pH CaCl ₂	1	5,44	1239	1631,68	0,02
P	1	0,03	1238	1631,64	0,85

V. Discussão

Um primeiro problema a ser apontado é em relação ao delineamento experimental adotado. O objeto de estudo foi uma vegetação situada em apenas um fragmento, sem se dispor de outras florestas com o mesmo tipo de vegetação, sob o mesmo regime climático, que tivessem sido amostradas exatamente no mesmo período, com o mesmo critério amostral e área, para que pudessem ser utilizadas como repetições, cumprindo o papel de testemunhas e possibilitando isolar o impacto de perturbações naturais ou humanas na dinâmica da RMSG. A falta dessas testemunhas ocorreu em decorrência da própria escassez de remanescentes florestais de mesma extensão na região, citando-se apenas a mata de Ribeirão Cachoeira, mas com características de histórico de perturbação e de contexto na paisagem distintos da RMSG.

O segundo problema de delineamento experimental veio em decorrência do primeiro. A inexistência de repetições levou obrigatoriamente ao uso de pseudo-réplicas, representadas pelas unidades espacialmente contíguas de 10 x 10 m, utilizadas em várias análises. O problema decorrente é que o estudo tratou de apenas uma parcela e, portanto, há grandes limitações caso se tenha a intenção de extrapolar seus resultados.

Fisher *et al.* (2008) expuseram alguns problemas relacionados à suficiência amostral de pequenas parcelas, principalmente áreas de 1 ha. Em uma simulação da dinâmica florestal por um milênio, os autores concluíram que a biomassa acima do solo amostrada em parcelas de 1 ha tendeu a se desviar da biomassa média esperada para a floresta, particularmente nos casos onde a mortalidade foi espacialmente mais agregada, havendo um viés no sentido de ganho de biomassa. Em outros casos, onde a mortalidade foi espacialmente mais distribuída, a incerteza caiu e parcelas de 1 ha obtiveram uma estimativa razoável da variação da biomassa entre amostragens. Nas simulações, Fisher *et al.* (2008) consideraram uma densidade de árvores dez vezes menor do que a amostrada na RMSG, o que dificulta as comparações. No entanto ressalta-se que a tendência observada na RMSG é notavelmente contrária, apresentando grande perda de área basal no período de 20,6 anos. Isso tem duas consequências. A primeira é que a dinâmica na RMSG não seguiu o mesmo viés típico que seria esperado em decorrência de uma

insuficiência amostral. Por outro lado, se a dinâmica segue um viés contrário, o que seria possível devido à estocasticidade, então a suficiência amostral deve ser discutida, e ao mesmo tempo, pode-se dizer que a desestruturação espacial poderia ter ocorrido de duas formas. Na primeira opção, a extensão relativamente pequena (1 ha) da parcela utilizada na RMSG fez com que os distúrbios formassem uma grande mancha de agregação, coincidente com o hectare estudado, levando sua vegetação à desestruturação, enquanto outras áreas da reserva (não amostradas) sofreram distúrbios com variados graus de agregação, não provocando a desestruturação observada no hectare estudado. Isso colocaria em cheque o delineamento adotado, que amostrou apenas um hectare no centro da reserva, não fornecendo uma visão geral da RMSG. A segunda provável explicação é que a desestruturação ocorreu de forma espacialmente não agregada dentro da parcela, mas de uma forma em que a coalescência de distúrbios entre as subparcelas gradativamente afetou a vegetação estudada como um todo. Os resultados obtidos apontaram uma desestruturação generalizada no hectare estudado, um quadro que ao final de 20 anos, poderia ser gerado por ambos os padrões. Por outro lado, a observação visual das áreas ao redor da parcela, indica que a vegetação da RMSG tem sofrido grandes mudanças fisionômicas em toda sua extensão e que a desestruturação registrada na parcela claramente não é uma exclusividade do hectare estudado (Nave 1999), o que minimiza a questão da dimensão da amostra em relação à extensão da reserva.

Em contrapartida, o que se pode dizer frente aos problemas apontados é que a RMSG representa a realidade de inúmeros fragmentos pelo Brasil, espacialmente isolados, mostrando sintomas de perturbação nas bordas e se interiorizando cada vez mais, levando à gradativa deterioração de sua estrutura. Portanto, os resultados apresentados podem ser úteis na tomada de decisões para a conservação desses remanescentes, uma vez que os problemas enfrentados são comuns a todos eles e frequentemente assim também são seus comportamentos, em decorrência desses problemas.

A utilização de diferentes instrumentos de medição – trena e paquímetro – teoricamente obteve precisões distintas na medição de caules não perfeitamente circulares. A trena obteve de modo mais preciso o perímetro devido ao contato com o caule, exceto nos casos em que existiam

irregularidades na superfície. Já o paquímetro ignorou o formato transversal dos caules, teoricamente possibilitando erros maiores conforme o formato elíptico do caule. No entanto, este instrumento só foi usado para caules muito finos, que tenderam a ter naturalmente seção mais aproximada ao formato circular e, dessa forma, a imprecisão do instrumento não foi um obstáculo, sendo o resultado de suas medidas comparáveis àqueles obtidos com trena.

A amostragem em diferentes estações do ano gerou um erro de estimativa devido ao crescimento dos caules entre estações. Considerou-se, no entanto, que a diferença entre as medidas dos caules entre amostragens superou os valores de crescimento intra-amostragens, devido ao grande tempo decorrido entre elas.

O valor de mortalidade geral (0,0559) mostrou-se superior ao encontrado em literatura para outros tipos de vegetação florestal pelo mundo (0,0065 a 0,0443) (Lieberman *et al.* 1990, Phillips & Gentry 1994, Newbery *et al.* 1999, Stephenson & van Mantgem 2005 – diferentes critérios de amostragem), bem como em relação a florestas da mesma unidade fitogeográfica (Floresta Estacional Semidecídua) no Brasil (0,018 a 0,0406) (Nascimento *et al.* 1999, Oliveira-Filho *et al.* 1997 – mesmo critério de amostragem adotado na RMSG; Manzatto 2005 – critério diferente). O valor de meia-vida (11,79 anos) mostrou-se abaixo do encontrado em florestas do mesmo tipo no Brasil (16,7 a 26,8 anos) (Manzatto 2005 e Oliveira Filho *et al.* 1997, respectivamente). O valor da taxa de *turnover* para indivíduos (4,16%) foi comparável aos mais altos encontrados em literatura para florestas tropicais e temperadas (3,56-5,04%) (Stephenson & van Mantgem 2005, corrigidos segundo Lewis *et al.* 2004a). O tempo de *turnover* para a comunidade (19,33 anos) foi baixo se comparado a outros tipos de floresta pelo mundo (62 a 159 anos) (Lang & Knight 1980, Putz & Milton 1983, Hartshorn 1990, Rankin-de-Merona *et al.* 1990), sendo comparável a uma Floresta Estacional Semidecidual Montana que sofreu exploração de árvores no século XIX (22,2 anos - Oliveira-Filho *et al.* 1997) ou a uma vegetação do mesmo tipo, porém em regime de reestruturação após distúrbio recente (18,6 anos - Manzatto 2005). A alta mortalidade associada a rápidas taxas de *turnover* apontaram uma dinâmica intensa no período amostrado, como consequência de um processo de fragmentação e, ao mesmo tempo, os números refletiram uma deterioração estrutural da floresta.

As taxas de mortalidade superiores nas menores classes de diâmetro seguiram uma tendência de raleamento nas classes com maior densidade de indivíduos, o que seria esperado. Por outro lado, a queda geral no número de indivíduos durante o período, bem como a relação positiva entre a densidade inicial geral e o número de indivíduos mortos, podem indicar um processo de raleamento competitivo que inclui as árvores adultas. Provavelmente as populações mais numerosas amostradas em t_0 são o resultado de um recrutamento concentrado em um período de tempo relativamente curto ocorrido há algumas décadas. A partir de então houve o estabelecimento maciço das espécies mais numerosas, que após atingirem níveis máximos de densidade e área basal, entraram num ritmo de competição, tendo como consequência o declínio geral observado durante o período estudado. Essa sequência de regeneração e queda populacional maciça pode representar parte de uma linha temporal formada pelo estabelecimento alternado de populações em um período de tempo longo, o que foi demonstrado em estudos baseados em séries centenárias de dados em outras vegetações (Kuuluvainen *et al.* 2002, Arseneault & Sirois 2004, Gutiérrez *et al.* 2004, Baker *et al.* 2005, Pollmann 2005).

A queda observada na densidade, no entanto, não foi acompanhada por aumento ou estabilização da área basal. Juntamente com a diminuição geral de altura, a queda em área basal indicou uma trajetória de perturbação, resultando numa situação final onde a estrutura florestal se mostrou bastante descontínua. Os valores encontrados para área basal (t_0 : 22,43 a t_3 : 19,19 $m^2 \cdot ha^{-1}$) encontram-se bem abaixo dos vistos em literatura para fragmentos do mesmo tipo vegetacional no Estado de São Paulo (mesmo critério de amostragem) (31-42 $m^2 \cdot ha^{-1}$) (Ivanauskas *et al.* 1999, Durigan *et al.* 2000, Fonseca & Rodrigues 2000). A variação no número de indivíduos por hectare (1430 para 1096), por sua vez, pode ser comparada àquela observada por Fonseca e Rodrigues (2000) para uma F. E. Semidecídua em Botucatu, SP (mesmo critério de amostragem), onde se observou uma diminuição da densidade, passando de uma fase considerada pelos autores como “construção” (1333 ind. ha^{-1}) para outra de “degradação” (1033 ind. ha^{-1}).

Por outro lado, em outras áreas da RMSG, Gandolfi (2000) encontrou trechos onde a vegetação alcançou densidades de 654,29 a 1297,14 ind. ha^{-1} , sendo a área com menor densidade considerada a mais madura. Comparando com os números desse autor, a densidade obtida no

hectare aqui estudado não é baixa. No entanto, a grande queda observada nessa densidade resultou em grandes modificações fisionômicas (diminuição de altura, abertura de muitas clareiras) e em substituição de guildas contrastantes (árvores por lianas), afetando fortemente a dinâmica da comunidade e sua possibilidade de reestruturação futura.

A diminuição da altura da vegetação nas subparcelas foi consequência da alta mortalidade dos indivíduos maiores bem como da quebra de copas, como observado em campo. Isso levou a uma expansão da quantidade de áreas com altura inferior a 4 m, que em t0 eram mais restritas no espaço, e que em grande parte correspondem a clareiras. A queda no número de indivíduos da comunidade, ocorrendo em todas as classes de diâmetro, por sua vez, reafirmou a tendência de queda temporal contínua na densidade geral e a desestruturação da vegetação.

O resultado na RMSG diferiu claramente daquele registrado por Lewis *et al.* (2004b) na ecologia de florestas maduras, em 50 parcelas alocadas em florestas pouco perturbadas da América do Sul entre 1971-2002, onde a área basal aumentou significativamente com o tempo, com ganhos excedendo as perdas. Na mesma tendência, Phillips *et al.* (2008) constataram que nas décadas de 1980 e 1990, florestas maduras da Amazônia se tornaram mais dinâmicas e ganharam biomassa, com crescimento em área basal e recrutamento superando a mortalidade. Em uma tendência contrária, na RMSG a vegetação apresentou diminuição da área basal, da altura geral e do número de indivíduos em geral, este último não compensado por recrutamento, resultando no estabelecimento de uma fisionomia de capoeira em grande parte da área. Esse quadro revelou uma dinâmica de declínio florestal na vegetação estudada, provavelmente resultante da combinação de fatores naturais e humanos. Para as florestas maduras da Amazônia, uma vez que o crescimento na média excedeu a mortalidade, as vegetações têm atuado como um sumidouro de carbono (Phillips *et al.* 2008). Já a RMSG, uma floresta perturbada por várias décadas, a perda em área basal certamente resultou em um comprometimento de sua capacidade de sequestro de carbono ao longo dos anos, o que provavelmente retrata a realidade do conjunto dos fragmentos de pequena área, remanescentes no Sudeste do país.

Apesar da localização espacial da parcela, no interior do remanescente, considera-se que a vegetação apresenta uma tendência de perturbação resultante do contato da mata com fatores da matriz da paisagem. Devido à existência de amplas extensões de capoeiras com baixa altura nas zonas mais externas da mata, a área estudada provavelmente recebe influência moderada de fatores de perturbação externos, como agrotóxicos advindos das áreas agrícolas, entre outros. Parte da mortalidade pode ser atribuída à poluição atmosférica, como registrado a partir de análises foliares em outros locais da RMSG (França *et al.* 2002), tendo sido constados inclusive elementos raros, como La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb e Yb. Devido à direção predominante dos ventos ao longo do ano e à localização geográfica da Reserva, a principal fonte poluidora provavelmente é a área urbana de Campinas, seguido do parque industrial de Paulínia. Segundo medições efetuadas durante os anos de 1987 a 1999 em estação situada em Paulínia, a uma distância de 7,6 km ao N (Clemente 2000), a direção predominante dos ventos ao longo do ano é SE, com velocidades superiores a $8,23 \text{ m.s}^{-1}$, havendo outras direções importantes com baixa velocidade, em condições desfavoráveis de dispersão de poluentes. Miranda & Tomaz (2008) amostraram a poluição urbana de Campinas nos anos de 2003 e 2004 e constataram uma grande variedade de elementos (metais, compostos de metais, elementos derivados de solo, sulfatos, carbonatos, clorados, e outras partículas antropogênicas aéreas) advindos da queima de combustíveis fósseis e de matéria orgânica, bem como de processos industriais. Os principais compostos orgânicos voláteis encontrados pelos autores foram benzeno, tolueno, m,p-xileno, n-hexano, 2-metil-hexano e n-nonano. De modo geral, a industrialização e a atividade agrícola intensa, além da queima de biomassa (p.e., de cana-de-açúcar, comum na região) produzem vários poluentes atmosféricos que formam o oxidante fotoquímico O_3 , o qual pode danificar as plantas (McLaughlin & Downing 1995, Emberson *et al.* 2001). Os mesmos processo que produzem O_3 também produzem SO_2 e N, que causam chuva ácida (Emberson *et al.* 2001). A Refinaria de Paulínia e a indústria Rhodia, ambas localizadas no município de Paulínia, juntas são responsáveis por aproximadamente 14% da emissão de CO_2 entre 329 grandes indústrias amostradas no Estado de São Paulo pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo (2008) e podem ter uma contribuição importante na poluição atmosférica local. Porém na RMSG não foram constatadas evidências de

danos foliares, o que evidenciaria injúria direta por poluentes (Winner *et al.* 1985, Chappelka & Samuelson 1998).

Ao mesmo tempo, a formação de bordas aumenta a frequência de mortalidade de árvores por quebra, tombamento e queda de árvores adjacentes após vendavais, levando à expansão de clareiras, sendo esse processo geralmente mais forte em fragmentos do que em florestas contínuas (Williams-Linera 1990, Malcolm 1994, Ferreira & Laurance 1997, Laurance *et al.* 2000; Rankin-De Mérona & Hutchings 2001, Laurance 2002, D'Angelo *et al.* 2004). Por outro lado, a fragmentação pode causar forte efeito de dessecamento nas bordas da floresta (Kapos 1989), o que pode ser particularmente importante em uma vegetação estacional, tornando ainda mais severa a seca que ocorre naturalmente no inverno. É provável que a mesma situação ocorra em clareiras. Árvores de grande diâmetro e palmeiras podem morrer em maior proporção ao lado de clareiras recém formadas do que em vegetações bem estruturadas, como reflexo de estresse ambiental (Williams-Linera 1990). Na área de estudo, em áreas próximas a clareiras, a deficiência hídrica provavelmente afetou inúmeras plântulas no período mais seco do ano - maio a setembro - levando a uma mortalidade de jovens maior do que a esperada para condições de floresta conservada.

Kapos *et al.* (1997) apontaram que as mudanças microclimáticas nas bordas podem ser melhoradas com o tempo, pelo menos até um certo período a partir da fragmentação, à medida que a vegetação secundária se torna mais velha e protegida. A vegetação regenerante “selaria” a borda, protegendo da dessecação o sub-bosque mais interior da floresta, mas por outro lado, essa regeneração com alta densidade foliar (Didham & Lawton 1999) poderia esgotar a umidade local do solo, com mais folhas que transpiram (Camargo & Kapos 1995). Por fim, Rankin-De Mérona & Hutchings (2001) observaram que a biomassa de árvores mortas nas bordas não foi repostada por regenerantes arbóreos ou lianas em um prazo de 10 anos após a fragmentação, e desse modo, os autores consideraram improvável que a borda venha a recuperar naturalmente a estrutura florestal, agindo como uma zona de tamponamento que proteja o fragmento de novas perturbações. Na RMSG, em meio a uma matriz de paisagem alterada pelo homem, o resultado do balanço entre

a mortalidade de árvores por eventos climáticos extremos e alterações microclimáticas em bordas e clareiras levou à perturbação crescente da estrutura florestal, da borda em direção ao interior.

O comprometimento da estrutura florestal, por sua vez, abriu espaço físico para a expansão de populações de lianas heliófitas de rápido crescimento, como observado em amplos trechos do hectare estudado. O alastramento dessas plantas foi favorecido também a partir da mortalidade de *Merostachys riedeliana*, um bambu presente na RMSG com numerosas touceiras de grande porte até 1994, ano em que completaram seus ciclos e senesceram simultaneamente (Gandolfi 2000). Os restos vegetais dessa espécie permaneceram na área por um longo período, certamente impedindo a regeneração arbustivo-arbórea em vários locais, mas não a proliferação de lianas, a partir de áreas adjacentes. As populações hiperabundantes de lianas, em expansão na vegetação estudada, provavelmente aumentaram a mortalidade de árvores (Laurance *et al.* 2001a), restringindo a regeneração arbustivo-arbórea (Cochrane & Schulze 1999, Schnitzer *et al.* 2000) e a fisionomia de porte baixo possibilitou, por sua vez, uma maior suscetibilidade das árvores a agentes naturais de perturbação, como vendavais (Laurance *et al.* 2000).

A relação significativa entre a área basal do indivíduo e mortalidade indicou morte além do esperado para indivíduos de grande porte. Isso é característico de vegetações perturbadas, onde árvores maiores são mais suscetíveis a danos por vendavais (Williams-Linera 1990, Arévalo *et al.* 2000, Coomes & Allen 2007). Já a relação significativa e negativa entre altura do indivíduo e mortalidade, bem como a relação positiva entre proporção de clareiras e mortalidade revelaram uma maior suscetibilidade dos indivíduos de pequeno porte, provavelmente restringidos pelo alastramento de lianas. Já a relação entre a mortalidade e diferentes fatores de solo dependendo do período (em t0-t1 com a deficiência de Ca^{2+} e Mg^{2+} , e em t1-t3 com o pH), revelou uma relação complexa, onde o grande número de fatores envolvidos ressaltou a importância local de um ou de outro fator dependendo do momento da perturbação. Ao mesmo tempo, a ocupação de lianas de rápido crescimento deve ser considerada um fator importante, que pode ter levado a modificações espaciais e temporais dos teores de nutrientes do solo (Pérez-Salicrup & Barker 2000), uma vez que a formação de clareiras estimulou de modo evidente o aumento da biomassa dessas plantas em contraposição à regeneração arbórea.

Nos períodos 1994-99 e 1999-04 foi verificada maior mortalidade geral (número de indivíduos). Como um fator natural de perturbação cita-se as últimas geadas ocorridas, particularmente aquela de 1994. Em seguida, devem ser citados os tornados de novembro/1995 e maio/2001 (CEPAGRI 2007), derrubando vários indivíduos de grande porte na área estudada. Provavelmente a geada tornou os indivíduos mais vulneráveis aos tornados, de forma que a queda de indivíduos foi em grande parte um resultado da conjunção desses fatores naturais de perturbação. Já o maior número de recrutas observado no último período (1999-04) provavelmente se relaciona às novas clareiras abertas em consequência daqueles distúrbios (Rankin-De Mérona & Hutchings 2001). O aumento na mortalidade geral entre o primeiro e o segundo período, seguido de aumento no recrutamento entre o segundo e o terceiro, revelam a passagem da vegetação de uma fase de “auto-raleamento” (*self-thinning*), com supressão de indivíduos, para outra de “reinício” (*stem reinitiation*), com estabelecimento de novas coortes, conforme teorizado por Smith & Long (2001).

A queda natural na densidade da vegetação por raleamento competitivo, entre t0 e t1, pode ter sido potencializada, portanto, pelos fatores naturais de perturbação. Não obstante, a comunidade mostrou uma tentativa de recuperação, expressa pelo aumento na taxa de recrutamento entre t2 e t3. Esse potencial de recuperação, no entanto, corre o risco de supressão por fatores externos e/ou advindos da própria dinâmica da floresta perturbada. Embora o sintoma mais visível dessa perturbação – a proliferação de lianas hiperabundantes⁴ (Rozza *et al.* 2007) –

⁴ Em florestas conservadas, lianas são um componente menos importante da estrutura da vegetação (Gerwing & Farias 2000), enquanto em vegetações perturbadas, em que persistem capoeiras sob ampla luminosidade, aquelas plantas frequentemente formam uma extensa manta na altura mais alta da vegetação regenerante (Laurance 1997, Cochrane & Schulze 1999, Gerwing

tenha, ao mesmo tempo, se tornado a posteriori parte importante do problema, as causas primordiais da perturbação estão apenas parcialmente esclarecidas. Os fatores mais evidentes são a fragmentação e a modificação nas condições ambientais nas bordas. Porém outras causas não foram registradas diretamente na parcela estudada, como é o caso da poluição atmosférica, que assim como as modificações ambientais nas bordas, pode ter efeito diferencial sobre o crescimento de árvores e lianas, favorecendo essas últimas.

O número e a biomassa de lianas têm aumentado em outras regiões até mesmo em florestas não perturbadas (Phillips *et al.* 2002). De acordo com resultados de Granados & Körner (2002) o crescimento de lianas pode ter sido fortemente estimulado em um cenário com elevação na concentração de CO₂ atmosférico. De 1970 a 2004 essa concentração apresentou um aumento de 80%, passando de 21 a 38 Gt (IPCC 2007). O alastramento de lianas heliófitas à partir do enriquecimento de CO₂ atmosférico, associada à aceleração do *turnover* observada em várias

& Farias 2000, Schnitzer *et al.* 2000, Pérez-Salicrup & Barker 2000). Nessa condição, muito comum em beiras de mata, Morellato (1991) encontrou uma baixa riqueza de espécies (22) se comparado ao total de espécies de lianas da floresta - 136 (Reserva Municipal de Santa Genebra, Morellato & Leitão-Filho 1996). A regeneração arbórea, por sua vez, pode ser atrasada nas comunidades em que se estabelece uma via alternativa de sucessão, dominada por populações de lianas e arbustos escandentes (Cochrane & Schulze 1999). Essas plantas inibem (Connel & Slatyer 1977), por diversos motivos, a germinação e o crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos que iriam compor a estrutura da floresta. O impedimento pode ser principalmente mecânico ou por pré-interceptação de luz (Schnitzer *et al.* 2000), por competição de água e nutrientes (Pérez-Salicrup & Barker 2000), entre outras razões.

florestas tropicais (Lewis *et al.* 2004b, Phillips *et al.* 2008), favorecerá indivíduos de início de sucessão, que estocam menos carbono (Phillips 1997), reduzindo o sequestro geral do elemento pela floresta. Com esse raciocínio, em fragmentos como a RMSG, embora lianas hiperabundantes provavelmente não sejam a causa primordial da perturbação florestal, o domínio por essa guilda acaba por restringir e substituir a regeneração arbórea, levando a grandes perdas para a estrutura florestal, e certamente, para o saldo de carbono do ecossistema.

As taxas de deposição de N de poluição têm aumentado substancialmente nos trópicos nas décadas recentes, causado por uso de fertilizantes, combustíveis fósseis e queima de biomassa (Matson 2002, Lewis *et al.* 2004b, IPCC 2007). A deposição de nutrientes tem efeitos complexos interagindo com a temperatura atmosférica. A disponibilidade de nutrientes de poluição, bem como o aumento da disponibilidade desses elementos no solo a partir da recente elevação nas temperaturas atmosféricas (IPCC 2007)⁵ poderiam estimular o desenvolvimento vegetal. Porém, com a elevação na temperatura pode haver elevação na taxa respiratória e diminuição no crescimento (Amthor 2000), não sendo simples afirmar sobre o resultado geral da combinação desses fatores na dinâmica florestal.

A elevação significativa nos valores de temperatura atmosférica mínima e média anuais seguiram a tendência constatada por Sentelhas *et al.* (1994), que mostraram a elevação das temperaturas médias anuais no município para o período de 1890 a 1992. Na RMSG, os sinais indicadores de perturbação – diminuição na densidade geral, área basal, altura e crescimento relativo – confirmaram a relação encontrada por Feeley *et al.* (2007) entre elevação nos valores

⁵ Na América do Sul, a temperatura média da superfície terrestre sofreu elevação significativa de 0,2-1,0 °C entre 1970-2004 (IPCC 2007).

médios anuais de temperatura mínima e redução no crescimento relativo geral em florestas tropicais do Panamá e Malásia. Ao mesmo tempo, a vegetação na RMSG pode ter sofrido os efeitos do estresse hídrico em decorrência do aumento na temperatura não acompanhado por aumento na precipitação atmosférica no período (Van Mantgem & Stephenson 2007). A diminuição no crescimento relativo de caules pode ser um indicativo dessa deficiência hídrica (Hanson & Weltzin 2000).

Ainda, a morte das árvores de grande porte certamente afetou a redistribuição hidráulica no perfil do solo (Lee *et al.* 2005). Esse processo de redistribuição ocorre naturalmente em diversos tipos de vegetação (Caldwell *et al.* 1998), onde as raízes profundas transferem grandes volumes de água do subsolo para os horizontes superficiais, usando parte desse recurso durante os períodos de maior demanda transpiratória durante o dia, além de disponibilizar uma porção importante do volume transferido para as plantas de menor porte. A redistribuição hidráulica é importante durante a época seca do ano e leva a um armazenamento de água no perfil do solo para ser utilizado naquela época ou no início da estação de crescimento. A mortalidade das grandes árvores, acarretando em diminuição do volume de água elevado para os horizontes superficiais, certamente afetou a sobrevivência de plantas jovens bem como a taxa de crescimento das plantas em geral. Como a redistribuição hidráulica e a consequente maior taxa respiratória resultante tendem a levar a uma amenização do microclima da floresta (Lee *et al.* 2005), a obstrução desse processo provavelmente levou também a uma intensificação dos efeitos da elevação da temperatura atmosférica registrada.

A aceleração na taxa de *turnover* observada em outras florestas tropicais da América do Sul ocorreu paralelamente à elevação nos valores de concentração de CO₂ e de temperatura atmosférica nas últimas décadas (Lewis *et al.* 2004b, Phillips *et al.* 2008). Na RMSG, a aceleração na dinâmica, ao invés de resultar em uma renovação florestal, onde seria observada uma taxa mais elevada para crescimento relativo de caules, na verdade resultou em uma trajetória de perturbação florestal, mostrando componentes como alta mortalidade arbórea e a expansão de clareiras. Perturbação de florestas relacionadas a alterações ambientais, particularmente mudanças climáticas ("*forest dieback*") vem sendo previstas e descritas para diferentes formações

(p.e. floresta Amazônica, floresta Boreal – Lenton *et al.* 2008; floresta temperada – Van Mantgem *et al.* 2009). Ao mesmo tempo, Auclair *et al.* (1996) sugeriram que a maturação da floresta pode ser uma fator que pré-condiciona árvores à injúria climática e ao declínio. Essa é uma possibilidade para a RMSG, onde o raleamento competitivo seria uma evidência dessa condição de maturação.

Ao mesmo tempo, Lima *et al.* (2008) calcularam a taxa de *turnover* para clareiras⁶ em uma Floresta Estacional Semidecidual em Gália, SP, obtendo o valor de 98 anos versus uma média de 129 anos para outros tipos de floresta apontados na literatura, levantando a possibilidade de que a F.E.S. pode ser normalmente mais dinâmica. Nesse sentido, é possível que a vegetação da RMSG seja naturalmente muito dinâmica e que, no entanto, as clareiras formadas não foram preenchidas por regeneração arbórea na velocidade adequada, uma vez que a floresta esteve exposta a fatores de perturbação antrópicos advindos da fragmentação, poluição e alterações climáticas.

Ao mesmo tempo, Florestas Estacionais Semidecíduais apresentam clareiras de deciduidade sob árvores decíduas e semidecíduas que persistem desde a época seca até o início da época chuvosa e podem apresentar radiação comparável àquela presente em clareiras geradas pela quedas de árvores (Gandolfi *et al.* 2007, Gandolfi *et al.* 2009). Dessa forma, sob copas com algum grau de deciduidade, a radiação solar que atinge o solo pode estimular a emergência de regenerantes arbóreos nas primeiras chuvas, mas mesmo antes disso, em plena época seca, provavelmente favorece a rebrota de inúmeros indivíduos de lianas a partir de suas estruturas radiculares. Mesmo considerando que nesse tipo de vegetação várias espécies arbóreas também apresentam rebrota de raízes gemíferas (Rodrigues *et al.* 2004), a maior velocidade de crescimento de lianas heliófitas possibilita com que essas plantas tenham uma vantagem temporal

⁶ Taxa de *turnover* para clareiras: número de anos necessários para cobrir a totalidade da área de uma parcela com clareiras, calculado segundo Hartshorn (1978).

na ocupação do terreno em relação à regeneração arbórea, ano após ano. Em trechos bem estruturados de floresta, porém adjacentes a capoeiras dominadas por lianas, essas plantas tendem a ser beneficiadas por clareiras de deciduidade e a se alastrar para novas áreas. Portanto, em uma F.E.S. a proliferação de lianas hiperabundantes talvez seja mais evidente do que em outros tipos de vegetação, ao passo que em uma F.E.S. perturbada a presença dessas lianas impõe restrições efetivas para a regeneração arbórea.

É possível que as modificações graduais nas condições externas à RMSG bem como modificações internas da vegetação acentuem a deterioração estrutural observada e induzam a floresta a uma transição de um estado estável (floresta conservada) para outro estado estável alternativo (p.e., capoeira dominada por lianas), este caracterizado por propriedades dramaticamente diferentes. Esse processo é conhecido como “mudança catastrófica no regime” (Scheffer & Carpenter 2003, Guttal & Jayaprakash 2008) e vem sendo observado para outros ecossistemas, em processos como a eutrofização de lagos, mudanças em ecossistemas marinhos de corais, colapso de vegetações semiáridas, entre outros (Knowlton 1992, Rietkerk *et al.* 2004, Schroder *et al.* 2005).

O estudo mostrou que em 20 anos a vegetação estudada sofreu grandes modificações em sua estrutura, confirmando parcialmente a hipótese. No entanto, ao contrário do previsto, devido a essas mudanças a floresta não sustentou suas características gerais, mostrando uma tendência de perturbação. A conservação da floresta depende diretamente da manutenção de sua estrutura, o que não está ocorrendo naturalmente. Desse modo, faz-se necessária a adoção de medidas que contornem os fatores restritivos à regeneração das populações arbóreas, possibilitando com que haja uma gradativa reversão do processo de desestruturação e a continuidade da dinâmica florestal. Nesse sentido, é importante considerar a proteção dos indivíduos em geral contra vendavais, através da implantação de quebra-ventos, evitando que haja intensificação nos distúrbios ocasionados por esse fator. Ao mesmo tempo, deve-se conter o avanço da perturbação advinda das bordas e grandes clareiras, mediante o controle e monitoramento de lianas hiperabundantes, favorecendo a regeneração arbórea e permitindo que haja a gradativa reestruturação da floresta. Adicionalmente, deve-se considerar a possibilidade do enriquecimento

periódico dessa floresta (Rodrigues *et al.* 2009) com espécies de diferentes grupos funcionais, conforme a necessidade, de modo a promover a manutenção da estrutura e da diversidade vegetal.

VI. Considerações finais

O estudo temporal da comunidade florestal na RMSG retratou claramente grandes alterações em sua estrutura e exemplificou uma situação bastante frequente nos remanescentes do Sudeste do Brasil, expostos aos efeitos da fragmentação e perturbações antrópicas.

Os resultados refletiram uma dinâmica intensa, e ao mesmo tempo, a deterioração estrutural e fisionômica da floresta. Esse declínio provavelmente decorreu da combinação de vários fatores, onde se destacaram os naturais, como raleamento competitivo, vendavais, geadas e fatores advindos da fragmentação e efeito de borda, como a expansão de lianas hiperabundantes, e outros fatores antrópicos, como é o caso de alterações climáticas e possíveis poluentes atmosféricos.

Apesar de historicamente a vegetação estar adaptada a perturbação por fatores naturais, o estudo demonstrou que a fragmentação e os efeitos de borda levaram a floresta a sofrer modificações significativas em sua dinâmica que afetaram as características mais importantes para sua sustentação. Uma vez que a conservação da floresta depende diretamente da manutenção de sua estrutura, faz-se necessária a adoção de medidas que contornem as restrições à regeneração dos indivíduos arbóreos e favoreçam a dinâmica florestal, como é o caso do controle de lianas hiperabundantes e o enriquecimento com espécies arbóreas de diferentes grupos funcionais, potencializando o papel de conservação da biodiversidade dessa floresta.

Referências citadas

- AMTHOR, J.S. 2000. The McCree-de Wit-Penning de Vries-Thornley respiration paradigms: 30 years later. *Annals of Botany* 86, 1-20.
- ARÉVALO, J.R.; DECOSTER, J.K.; MCALISTER, S.D.; PALMER, M.W. 2000. Changes in two Minnesota forests during 14 years following catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 11, 833-840.
- ARSENEAULT, D.; SIROIS, L. 2004. The millennial dynamics of a boreal forest stand from buried trees. *Journal of Ecology* 92, 490-504.
- AUCLAIR, A.N.D.; LILL, J.T.; REVENGA, C. 1996. The role of climate variability and global warming in the dieback of northern hardwoods. *Water, Air, and Soil Pollution* 91, 163-186.
- BAKER, P.J.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; OLIVER, C.D.; ASHTON, P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. *Ecological Monographs* 5(3), 317-343.
- BIOTA/FAPESP. SinBiota - Sistema de Informação Ambiental do BIOTA. São Paulo: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. URL <http://sinbiota.cria.org.br/> [acessado em outubro de 2007].
- BRUNA, E. M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402,139.
- CALDWELL, M.M.; DAWSON, T.E.; RICHARDS, J.H. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113(2), 151-161.
- CAMARGO, J.L.C.; KAPO, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11, 205-21.
- CONDIT, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 18-22.
- CEPAGRI/UNICAMP Vendavais. URL <http://orion.cpa.unicamp.br/artigos-especiais/vendavais.html> [acessado em 29 de maio de 2007].
- CETESB. Caracterização das estações de monitoramento de fumaça no interior do Estado de São Paulo: estação do município de Paulínia, setembro/2006. 18 pp. URL <http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp> [acessado em 24 de julho de 2008].
- CHAPPELKA, A.H.; SAMUELSON, L.J. 1998. Ambient ozone effects on forest trees of the eastern United States: a review. *New Phytologist* 139, 91-108.

CLEMENTE, D.A. 2000. Estudo do impacto ambiental das fontes industriais de poluição do ar no município de Paulínia - SP empregando o modelo ISCST3. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química. 179 pp., URL <http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000212859> [acessado em janeiro de 2008].

COCHRANE, M.A. & SCHULZE, M.D. 1999. Fire as recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31(1), 2-16.

CONDIT, R.; ASHTON, P.S.; MANOKARAN, N.; LAFRANKIE, J.V.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. 1999. Dynamics of the Forest Communities at Pasoh and Barro Colorado: Comparing Two 50-ha Plots. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 354(1391), 1739-1748.

CONNEL, J.H.; SLATYER, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111, 1119-1114.

COOMES, D.A.; ALLEN, R.B. 2007. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. *Journal of Ecology* 95, 27-40.

D'ANGELO, S.A.; ANDRADE, A.C.S.; LAURANCE, S.G.; LAURANCE, W.F.; MESQUITA, R.C.G., 2004. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 20, 243-246.

D'ANTONIO, C.M.; HOBIE, S.E. 2005. Plant species effects on ecosystem processes – insights from invasive species. In: SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. (Eds.) *Species invasions – insights into ecology, evolution and biogeography*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, pp. 65-84.

DIDHAM, R. K. 1998. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116, 397-406.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31, 17-30.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 23(3), 361-373.

EMBERSON, L.D. *et al.* 2001. Impacts of air pollutants on vegetation in developing countries. *Water Air Soil Pollution* 130, 107-118.

ENGEL, V.L. 1993. Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais. *Série Técnica Florestal* 1. UNESP, Botucatu.

- ERLICH, P.R. 2008. Key issues for attention from ecological economists. *Environment and Development Economics* 13, 1-20.
- FACCELLI, J.M.; PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* 57, 1-31.
- FEELEY, K.J.; WRIGHT, J.S.; SUPARDI, M.N.N.; KASSIM, A.R.; DAVIES, S.J. 2007. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecology Letters* 10, 461-469.
- FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conservation Biology* 11(3), 797-801.
- FETCHER, N.; OBERHAUER, S.F.; STRAIN, B.R. 1985. *International Journal of Biometeorology* 29, 145-155.
- FISCHER, J.; MANNING, A.D.; STEFFEN, W.; ROSE, D.B.; DANIELL, K.; FELTON, A.; GARNETT, S.; GILNA, B.; HEINSOHN, R.; LINDENMAYER, D.B.; MACDONALD, B.; MILLS, F.; NEWELL, B.; REID, J.; ROBIN, L.; SHERREN, K.; WADE, A. 2007. Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology and Evolution* 22, 621-624.
- FONSECA, R.C.B.; RODRIGUES, R.R. 2000. Structural analysis and aspects of the successional mosaic of a semi-deciduous forest, in Botucatu (São Paulo State, Brazil). *Scientia Forestalis* 57, 27-43.
- FRANÇA, E.J.; DE NADAI, E.; FERNANDES, A.; BACCHI, M.A.; TAGLIAFERRO, F.S. 2002. Pathway of rare-earth elements in a Brazilian forestry fragment. *Journal of Alloys and Compounds* 344, 21-26.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000-2005. São Paulo, 157 pp. URL http://mapas.sosma.org.br/site_media/ATLAS%20MATA%20ATLANTICA%20-%20RELATORIO2000-2005.pdf [acessado em janeiro de 2009].
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55, 753-767.
- GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2 v., 519 pp.
- GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R. 2007. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola* 64(4), 433-438.

- GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H.F. 2009. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. *Scientia Agricola* 66(2), 280-284.
- GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288(5470), 1356-1358.
- GASCON, C.; BIERREGAARD, JR., R.O.; LAURANCE, W.F.; RANKIN-DE MÉRONA, J. 2001. Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. In: BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 22-30.
- GOLDEN SOFTWARE. 1995. SURFER (Win 32) Version 6.01. Golden Software Inc., Golden.
- GRANADOS, J.; KORNER, C. 2002. In deep shade, elevated CO₂ increases the vigour of tropical climbing plants. *Global Change Biology*. 8:,1109-1117.
- GROHMANN, F.; RAIJ, B. VAN. 1974. Influência dos métodos de agitação na dispersão da argila do solo. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 14, Santa Maria, 1973. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Santa Maria, p.123-132.
- GUTTAL, V.; JAYAPRAKASH, C. 2008. Changing skewness: an early warning signal of regime shifts in ecosystems. *Ecology Letters* 11, 450-460.
- GUTIÉRREZ, A.G.; ARMESTO, J.J.; ARAVENA, J.C. 2004. Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloe Island, Chile. *Journal of Ecology* 92, 598-608.
- HANSON, P.J.; WELTZIN, J.F. 2000. Drought disturbance from climate change: response of United States forests. *The Science of the Total Environment* 262, 205-220.
- HARTSHORN, G.S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In: GENTRY, A.H. (Ed.) *Four Neotropical Rainforests*. New Haven & London: Yale University Press, 585-599.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2007. Censo Populacional 2005. IBGE, Rio de Janeiro.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change 73 pp. URL http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf [acessado em janeiro de 2009].
- IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Forestalis* 56, 83-99.
- KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5, 173-85.
- KAPOS, V.; GANADE, G.; MATUSI, E.; VICTORIA, R.L. 1993. $\delta^{13}\text{C}$ as an indicator of edge effects in tropical rainforests reserves. *Journal of Ecology* 81, 425-32.

- 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. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O., Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 33-44.
- KNOWLTON, N. 1992. Thresholds and multiple stable states in coral reef community dynamics. *American Zoologist*, 32(6), 674-682.
- KOEPPEN, W. 1948, *Climatologia*. Mexico, D.F.: Fondo de Cult. Economica, 478 pp.
- KORNING, J.; BALSLEV, H. 1994. Growth and mortality in Amazonian Tropical rain-forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science* 5(1) 77-86.
- KUULUVAINEN, T.; MÄKI, J.; KARJALAINEN, L.; LEHTONEN, H. 2002. Tree age distributions in old-growth forest sites in Vienansalo Wilderness, Eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1), 169-184.
- LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. 1980. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology* 64(5), 1075-1080.
- LAURANCE, W.F., 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57, 205-219.
- 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(5340), 1117-1118.
- LAURANCE, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: Edge effects and the ecology of isolated rain forest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. (Eds.) *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented Communities*. University of Chicago Press, pp. 71-83.
- LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6), 2032-40.
- LAURANCE, W.F., DELAMONICA, P., LAURANCE, S.G., VASCONCELOS, H.L., LOVEJOY, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.
- LAURANCE, W.F. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 158-167.

LAURANCE, W.F.; PEREZ-SALICRUP, D.; DELAMONICA, P.; FEARNSIDE, P.M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. 2001a. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82(1), 105-116.

LAURANCE, W.F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13, 595-602.

LEE, J.E.; OLIVEIRA, R.S.; DAWSON, T.E.; FUNG, I. 2005. Root functioning modifies seasonal climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(49), 17576-17581.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1995. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. In: MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. UNICAMP, Campinas, pp. 19-29.

LENTON, T.M.; HELD, H. KRIEGLER, E.; HALL, J.W.; LUCHT, W.; RAHMSTORF, S.; SCHELLNHUBER, H.J. 2008. Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(6), 1786-1793.

LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O.L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T.R.; BROWN, S.; GRAHAM, A.W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D.W.; LAURANCE; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P.N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N. 2004a. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology* 92, 929-944.

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.; TERBORGH, J.; LEZAMA, A.T.; MARTÍNEZ, R.V.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NÚÑEZ VARGAS, P.N.; VINCETI, B. 2004b. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 359, 421-436.

LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G.S.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. 1990. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: GENTRY, A.H. (Ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven & London, pp. 509-521.

LIMA, R.A.F.; MARTINI, A.M.Z.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. 2008. Repeated disturbances and canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest. *Journal of Tropical Ecology* 24, 85-93.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; RYLANDS, A.B.; MALCOLM, J.R. QUINTELA, C.E.; HARPER, L.E.; BROWN JR, K.S.; POWELL, A.H.; SHUBART, O.R.; HAYS, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. (Ed.) *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, pp. 257-285.

- MALCOLM, J.R., 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75, 2438–2445.
- MANZATTO, A. G. 2005. Dinâmica da Comunidade Arbustivo-Arbórea em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizada no Município de Rio Claro, SP, durante o período de 1989-2003. Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 114 pp.
- MARTINI, A.M.Z. 1996. Estrutura e dinâmica populacional de três espécies arbóreas tropicais. Dissertação (Mestrado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.
- MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. 1999. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual, no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22, 405-412.
- MATLACK, G.R. 1993. Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66, 185-194.
- MATSON, P.S.; LOHSE, K.A.; HALL, S.J. 2002 The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. *Ambio* 31, 113-119.
- MCLAUGHLIN, S.B; DOWNING, D.J. 1995 Interactive effects of ambient ozone and climate measures on growth of mature forest trees. *Nature* 374, 252-254.
- METZGER, J.P. 2001. O que é Ecologia de paisagens? *Biota Neotropica* 1(1), 1-9.
- MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in amazonian forest fragments. *Biotropica* 39(6), 691-701.
- MIRANDA, R.; TOMAZ, E. 2008. Characterization of urban aerosol in Campinas, São Paulo, Brazil. *Atmospheric Research* 87, 147-157.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G.A.B. 2004. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Amsterdam University Press.
- MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.) 1995, *Ecologia e conservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. Editora da UNICAMP, Campinas, 136 pp.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62.
- NASCIMENTO, H.E.M.; DIAS, A.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. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2), 329-342.
- NAVE, A.G. 1999. Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. 167 pp. Tese (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luiz de

Queiroz”, Piracicaba. URL <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulg.php?type=dissertacoes> [acessado em agosto de 2006].

NEWBERY, D.M.; KENNEDY, PETOL, G.H.; MADANI, L.; RIDSDALE, C.E. 1999. Primary Forest Dynamics in Lowland Dipterocarp Forest at Danum Valley, Sabah, Malaysia, and the Role of the Understorey. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 354(1391), 1763-1782.

OLIVEIRA, J.A., MENK, J.R.F. & ROTTA, C.L. 1979. Levantamento semidetalhado dos solos do Estado de São Paulo - Quadrícula de Campinas. IBGE, Rio de Janeiro.

OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 256, 1910-1917.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in a south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131, 45-66.

PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO, H.F.; SHEPHERD, G.J. 1987. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Botânica* 10, 49-61.

PÉREZ-SALICRUP, D.R.; BARKER, M.G. 2000. Effect of liana cutting on water potencial and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. *Oecologia* 124, 469-475.

PHILLIPS O.L.; GENTRY, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263(5149), 954-958.

PHILLIPS, O.L. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6, 291-311.

PHILLIPS, O.L. *et al.* 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature* 418, 770-774.

PHILLIPS, O.L.; LEWIS, S.L.; BAKER, T.R.; CHAO, K.; HIGUCHI, N. 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363, 1819-1827.

PINTO, H.S.; ZULLO JR., J.; BRUNINI, O. 2001. Geadas: condições de ocorrência e cuidados. CEPAGRI/UNICAMP e CIAGRO/IAC. URL <http://www.cpa.unicamp.br/porta1/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=21> [acessado em 23 de fevereiro de 2003].

POLLMANN, W. 2005. A long-term record of *Nothofagus* dominance in the southern Andes, Chile. *Austral Ecology* 30, 91-102.

PRIORE, M.D; VENÂNCIO, R. 2006. Uma história da vida rural no Brasil. Ediouro, Rio de Janeiro, 223 pp.

PUTZ, F.E.; MILTON, K. 1983. Tree mortality rates on Barro Colorado Island. In: LEIGH, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (Eds.) The ecology of a tropical rain forest: seasonal rhythms and long term changes. Oxford University Press, Oxford, pp. 95-100.

RAIJ, B. VAN; QUAGGIO, J.A. 1983. Métodos de análises de solos para fins de fertilidade. Boletim técnico, 81. Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 31p.

RANKIN-DE-MERONA, J.M.; HUTCHINGS, R.W.H.; LOVEJOY, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: GENTRY, A.H. (Ed.) Four Neotropical Rainforests. Yale University Press, New Haven & London, 573-584.

RANKIN-DE MÉRONA, J.; HUTCHINGS, R.W. 2001. Deforestation effects at the edge of an Amazonian forest fragment: the mortality, damage, and recruitment. In: BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, New Haven, pp. 107-135.

RIETKERK, M.; DEKKER, S.C.; RUITER, P.C.; VAN DE KOPPEL, J. 2004. Self-Organized Patchiness and Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Science* 305, 1926.

RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATTHES, L.A.F.; PENHA, A.S. 2004. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 47(1), 127-133.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142, 1242-1251.

ROZZA, A.F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. 2007. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. Nova Science Publishers, New York, pp. 171-196.

SANTIN, D.A. 1999. Fragmentos florestais no município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização e florística visando a conservação. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 282 pp.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141, 249-260.

- SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J. 1996. The dynamics of tree populations in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE Brazil. Supplement to Bulletin of the Ecological Society of America 77(3), 341-389.
- SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. Acta Botanica Brasilica 17(3), 325-341.
- SAVILL, P.S. 1983. Silviculture in windy climates. Forestry Abstracts 44, 473-88.
- SCARIOT, A. 2001. Effects of landscape fragmentation on palm communities. In BIERREGAARD JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. New Haven: Yale University Press, New Haven, pp. 121-135.
- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.R. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. Trends in Ecology and Evolution 18, 648-656.
- SCHNITZER, S.A., DALLING, J.W. & CARSON, W.P. 2000. The impact of lianas on the regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. Journal of Ecology 88, 655-666.
- SCHRODER, A.; PERSSON, L.; DE ROOS, A.M. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: a review. Oikos 110, 3-19.
- SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. 2008. Inventário aponta maiores indústrias emissoras de CO₂. URL http://www.cetesb.sp.gov.br/Noticias/2008/04/23_inventario.asp [acessado em 13/05/2008].
- SENTELHAS, P.C., CAMARGO, A.P.; CAMARGO, M.B.P.; ALFONSI, R.R. 1994. Um século de desmatamento: efeitos no regime térmico, pluvial e no balanço hídrico em Campinas, SP. Revista Brasileira de Agrometeorologia 2, 99-103.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. The Journal of Ecology 83(2), 331-333.
- SHEIL, D.; MAY, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. Journal of Ecology 84, 91-100.
- SIZER, N.; TANNER, E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland rainforest, Amazonia. Biological Conservation 91, 135-42.
- SMITH, F.W.; LONG, J.N. 2001. Age-related decline in forest growth: an emergent property. Forest Ecology and Management 144, 175-181.

- STEPHENSON, N.L.; VAN MANTGEM, P.J. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. *Ecology Letters* 8, 524-531.
- STEVENS, S.M.; HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1-8.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1997a. Colonização de clareiras naturais na Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 20, 57-66.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1997b. Ocupação de clareiras naturais na floresta na serra da Cantareira - SP. *Naturalia* 22, 89-102.
- TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13, 1419-1425.
- TABARELLI, M.; GASCON, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 19(3), 734-739.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*. 19(3), 695-700.
- TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40(6) 657-661.
- TOMÁS, H. 1996. Permanent plots as tools for plant community ecology. *Journal of Science* 7, 195-202.
- TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 330-333.
- VAN MANTGEM, P.J.; STEPHENSON, N.L. 2007. Apparent climatically induced increase of tree mortality rates in a temperate forest. *Ecology Letters* 10, 909-916.
- VAN MANTGEM, P.J.; STEPHENSON, N.L.; BYRNE J.C.; DANIELS, L.D.; FRANKLIN, J.F.; FULÉ, P.Z.; HARMON, M.E.; LARSON, A.J.; SMITH, J.M.; TAYLOR, A.H.; VEBLEN, T.T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the Western United States. *Science* 323, 521-524.
- WILLIAMS-LINERA, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology* 78, 356-373.
- WINNER, W.E.; MOONEY, H.A.; WILLIAMS, H.; VON CAEMMERER, S. 1985. Measuring and assessing SO₂ affects on photosynthesis and plant growth. In: WINNER, W.E.; MOONEY, H.A.; GOLDSTEIN, R.A. (Eds.) *Sulfur dioxide and vegetation: physiology, ecology, and policy issues*. Stanford University, pp. 118-132.

WHITMORE, T.C. 1989. Guidelines to avoid remeasurement problems in permanent sample plots in tropical rain forest. *Biotropica* 21, 282-283.

ZHANG, D.D.; BRECKE, P.; LEE, H.F.; HE, Y.Q.; ZHANG, J. 2007. Global climate change, war, and population decline in recent human history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 19214-19219.

ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 718 pp.

Capítulo 2 - Vinte anos de variações estruturais associadas a mudanças florísticas em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual

Resumo

No presente estudo foram examinadas as principais alterações estruturais associadas às mudanças florísticas no hectare localizado no interior da Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG - Campinas, SP), ocorridas em um período de 20,6 anos, no sentido de avaliar a dinâmica e a sustentabilidade da vegetação. As hipóteses do estudo foram: (H1) houve o favorecimento significativo de pioneiras e empobrecimento geral da diversidade vegetal; (H2) as mudanças florísticas na comunidade foram significativas e distribuídas de forma geral no espaço; (H3) os indivíduos mais jovens apontam futura composição florística do dossel diferente daquela registrada durante o período do estudo, o que possibilitará à comunidade reverter eventuais alterações estruturais; (H4) nesse período de 20,6 anos houve favorecimento de espécies polinizadas por insetos generalistas, anemocóricas e autocóricas que compensaram, em número, as perdas dos demais indivíduos, promovendo a manutenção da estrutura florestal. No interior de uma Floresta Estacional Semidecidual com 252 ha (RMSG), em 1982, foi instalada uma parcela de 1 ha (100 x 100 m²) em área de vegetação madura. As árvores com CAP ≥ 15 cm foram mapeadas e amostradas em 1983 (t0), 1994 (t1), 1999 (t2) e 2004 (t3). Como resultado, a vegetação sofreu grandes alterações na composição de espécies, dentro dos grupos ecológicos e de estratos, de forma espacialmente generalizada e significativa. Houve reduções numéricas das populações do dossel (principalmente secundárias tardias), redução drástica nas populações de subdossel (principalmente espécies de sub-bosque) e a elevação em algumas populações pioneiras, não detectadas quando considerados apenas os índices de diversidade. A mudança na composição dos indivíduos de pequeno diâmetro indicou um dossel futuro com composição diferente do observado e continuidade do retrocesso sucessional. Com as perdas de indivíduos polinizados por insetos especialistas ou dispersos por animais, não compensados, dificilmente haverá uma reversão do declínio estrutural observado. Apesar de perturbações naturais e ciclos populacionais serem previsíveis na história da vegetação, a partir da fragmentação houve forte desestruturação dos grupos funcionais, ameaçando a dinâmica em longo prazo. Isso demonstrou que uma vegetação sujeita à fragmentação teve seus processos ecológicos fundamentais alterados e certamente não conseguirá se recuperar naturalmente. Recomenda-se a adoção de ações urgentes de restauração que promovam sua reestruturação, necessária à continuidade da dinâmica florestal e potencialização do papel desse fragmento na conservação da diversidade vegetal.

Capítulo 2 - Vinte anos de variações estruturais associadas a mudanças florísticas em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual

I. Introdução

Questões fundamentais, como a compreensão dos efeitos dos distúrbios naturais e antrópicos para os ecossistemas (Lenton *et al.* 2008, Pimm 2008, Rosenzweig *et al.* 2008), bem como para as populações humanas (Fisher *et al.* 2007, Zhang *et al.* 2007), dependem não só do mapeamento da cobertura dos ecossistemas em grandes escalas, mas essencialmente do estudo da dinâmica da biodiversidade, uma vez que as respostas das espécies e dos tipos funcionais a alterações ambientais é que decidirão o futuro do ecossistema em vários aspectos (Haddad *et al.* 2008, Keitt 2008). Em florestas, distúrbios frequentemente levam a um *turnover* acelerado para espécies⁷, associado a uma maior formação de clareiras, o que poderia levar ao favorecimento de espécies pioneiras e significativas perdas de biodiversidade (Phillips 1997). A substituição maciça de árvores não pioneiras por pioneiras em fragmentos, por sua vez, tem importantes implicações para o ecossistema, como a deterioração da estrutura e de seu estoque de carbono (Chambers *et al.* 2000, Körner 2004, Bunker *et al.* 2005, Luyssaert *et al.* 2008, Phillips *et al.* 2008).

Fragmentos florestais podem constituir ecossistemas de grande importância, inclusive prestando serviços fundamentais (Erlach 2008, Ridder 2008), já que frequentemente se encontram em áreas com alta densidade humana e possuem relação direta com a manutenção do clima local

⁷ *Turnover* para espécies é definido como a média local das taxas de extinção e colonização (Laurance 2002).

(Sentelhas *et al.* 1994). No entanto, se a partir da perturbação fragmentos de floresta tropical perdem sua diversidade rapidamente, pouco poderia ser argumentado em favor de sua conservação (Turner & Corlett 1996). Infelizmente há poucos estudos a respeito da diversidade em fragmentos isolados há várias décadas. Os estudos mais detalhados advêm da Amazônia (p.e. Bierregaard *et al.* 2001). Para outras regiões, é cedo afirmar sobre os efeitos da fragmentação em longo prazo sobre a diversidade e outros aspectos.

Em um cenário de fragmentação, remanescentes florestais frequentemente se tornam perturbados, levando a mudanças rápidas na composição florística (Laurance *et al.* 2006a). Ao mesmo tempo, habitats de borda são muito mais empobrecidos em espécies e número de indivíduos de grandes árvores se comparado ao interior de floresta (Oliveira 2008) e se constata que espécies típicas de florestas contínuas, das mais variadas formas de vida, tendem a desaparecer em um fragmento (Laurance & Bierregaard 1997, Benítez-Malvido & Martínez-Ramos 2003). Devido aos processos de perturbação relacionados a borda da floresta, espécies arbóreas não pioneiras (tolerantes a sombra) podem ser prejudicadas e seus números de indivíduos podem ser relativamente reduzidos em um fragmento, uma vez que as condições típicas de sombreamento e alta umidade de florestas maduras podem ser relativamente escassas no interior de fragmentos (Ochoa-Gaona *et al.* 2004). Ao contrário, devido à expansão de clareiras, espécies pioneiras podem se beneficiar, mostrando aumento no número de indivíduos. Dessa forma, guildas com estratégias opostas podem ter diferentes desempenhos a partir da fragmentação (Mesquita *et al.* 1999, Sizer & Tanner 1999, Tabarelli *et al.* 1999, Hill & Curran 2003, Tabarelli *et al.* 2004, Michalski *et al.* 2007, Santos *et al.* 2008).

Efeitos de borda podem afetar a reprodução das espécies em geral, afetando diretamente plantas ou animais relacionados. As frequências de floração e frutificação de espécies podem ser significativamente reduzidas próximo a bordas (Laurance *et al.* 2003), a partir do estresse fisiológico devido a altas temperaturas e evapotranspiração (Kapos *et al.* 1997, Didham & Lawton 1999). Por outro lado, próximo a bordas, o número de espécies e a diversidade de pequenos mamíferos podem diminuir, paralelamente à maior temperatura e menor umidade relativa (Stevens & Husband 1998).

De modo mais direto, uma das consequências imediatas da fragmentação de ambientes naturais é a defaunação (Jordano *et al.* 2006), reduzindo a população de animais polinizadores (Aizen & Feinsinger 1994, Didham *et al.* 1996) e dispersores (Bierregaard & Stouffer 1997, Gascon *et al.* 1999, Gilbert & Setz 2001, Stouffer & Borges 2001, Stouffer *et al.* 2006). A maioria das árvores tropicais são visitadas por insetos polinizadores generalistas, como abelhas e diversos pequenos insetos (Bawa 1990). Porém, várias espécies de abelhas são encontradas apenas em floresta preservada, mostrando que a fragmentação afeta suas populações e, portanto, até mesmo esses animais generalistas requerem uma área mínima de vegetação para manter suas colônias (Kerr & Vencowsky 1982, Carvalho *et al.* 1995). Em regiões que sofreram grandes pressões antrópicas, a escassez de animais pode levar a deficiências no processo de polinização uma vez que a maioria das espécies arbóreas amostradas em florestas tropicais são auto-incompatíveis (92%) (Aguilar 2006). Da mesma forma, cerca de 90% das espécies de árvores produzem frutos adaptados à dispersão animal (Howe & Smallwood 1982) e a disponibilidade desses dispersores é fundamental para a remoção de frutos e propagação de sementes (Galetti *et al.* 2003, Staggemeier & Galetti 2007). Dessa forma, a polinização e a dispersão são críticos para o sucesso reprodutivo de plantas (Cordeiro & Howe 2003) e a interrupção desses processos afeta diretamente o recrutamento (Harms *et al.* 2000) e limita o potencial de espécies vegetais em colonizar áreas disponíveis em fragmentos (Primack 1992). Nesse sentido, fragmentos tendem a ter menor riqueza e menor número de plântulas de espécies zoocóricas (Cordeiro & Howe 2003), levando populações à descontinuidade, havendo intensificação do problema conforme o isolamento espacial da vegetação (Ochoa-Gana *et al.* 2004).

Diversas pesquisas têm mostrado que a fragmentação produz alterações severas na demografia de árvores (Turner *et al.* 1996, Laurance *et al.* 1997, Laurance *et al.* 1998a, Laurance *et al.* 1998b, Gascon *et al.* 2000, Laurance *et al.* 2000). Ao mesmo tempo, restrições ao fluxo de pólen resultante da fragmentação e alterações de habitats podem reduzir o tamanho efetivo da vizinhança genética (Bawa 1990), fazendo com que pequenas populações sofram, a partir da deriva genética e da endogamia, de redução na variabilidade genética (Shaffer 1981, Ellstrand & Elan 1993) e em longo prazo, de redução na aptidão da progênie devido à expressão de mutações

parcialmente deletérias (Lande 1998), diminuindo a capacidade dessas populações para se adaptarem a novas condições ambientais (Willi & Hoffmann 2009). Além dos fatores ecológicos e genéticos, outros fatores de perturbação antrópicos podem potencializar os efeitos da redução de habitats, gerando aumentos na frequência de distúrbios, taxas de mortalidade e natalidade, taxas de *turnover* (Laurance 2002), de modo que pequenas populações podem ser mais sujeitas a flutuações demográficas, levando-as à extinção local (Turner 1996, Lande 1998). Taxas de extinção podem se apresentar elevadas em fragmentos, sendo a intensidade do fenômeno mais intensa imediatamente após a fragmentação, embora espécies longevas de árvores possam ser afetadas em um prazo maior, necessitando de décadas para desaparecer (Laurance 2002).

No domínio da Mata Atlântica, em uma faixa extensa ao longo da costa e em direção ao interior, a ocupação humana é antiga e intensa, tendo se estabelecido a partir da colonização no século XVI (Priore & Venâncio 2006). Uma das consequências históricas da ocupação das regiões do domínio da Mata Atlântica é a fragmentação generalizada dessa formação (Tabarelli *et al.* 2005). Resta saber se remanescentes florestais isolados por muitas décadas ainda mantêm os processos naturais fundamentais que mantêm sua dinâmica e estrutura. A existência desse histórico antigo de fragmentação no Sudeste do Brasil permite uma boa avaliação dos efeitos da perturbação sobre a dinâmica das comunidades florestais, o que é uma possibilidade mais restrita, por exemplo, para a Amazônia, onde a fragmentação é mais recente.

Na RMSG, uma floresta isolada por várias décadas e representativa no cenário de alta fragmentação das vegetações do Sudeste do Brasil, espera-se elucidar qual a resposta da diversidade, das populações e grupos ecológicos, retratando o potencial de conservação da biodiversidade de inúmeros remanescentes.

II. Objetivo

Neste estudo, foram examinadas as principais alterações estruturais associadas às mudanças florísticas em um hectare de Floresta Estacional Semidecidual, ocorridas em um período de 20,6 anos, no sentido de avaliar a dinâmica e a sustentabilidade da vegetação.

As hipóteses do estudo são:

- H1: A partir da fragmentação, árvores de diferentes grupos ecológicos tiveram diferentes respostas, havendo o favorecimento significativo de pioneiras, e ao mesmo tempo, resultando no empobrecimento da diversidade vegetal, o que pode ser conferenciado em índices.
- H2: As mudanças florísticas na comunidade ocorreram de modo generalizado no espaço, mostrando que a fragmentação afetou a diversidade de forma não pontual.
- H3: Os indivíduos mais jovens apontam futura composição florística do dossel diferente daquela registrada durante o período do estudo e o grande número de jovens com nova composição possibilitará à comunidade reverter eventuais restrições estruturais em um cenário de fragmentação e perturbação.
- H4: Nesse período de 20,6 anos houve favorecimento de espécies polinizadas por insetos generalistas, que não dependem de polinizadores especializados. Ao mesmo tempo, houve favorecimento de espécies anemocóricas e autocóricas, que não dependem de animais dispersores. Como resultado, as populações favorecidas compensaram, em número, as perdas de indivíduos daquelas afetadas pela fragmentação, promovendo a manutenção da estrutura florestal necessária à conservação da biodiversidade geral.

III. Material e métodos

III.1. A área de estudo

A Reserva Municipal de Santa Genebra (RMSG) possui área total de 251,77 ha e se constitui num dos principais remanescentes de FES do Estado de São Paulo. Apesar de ser o maior fragmento florestal do município de Campinas⁸ (Santin 1999), a RMSG é uma floresta isolada de outras matas⁹, sendo circundada por áreas agrícolas e bairros residenciais (Morellato & Leitão Filho 1995). Do seu perímetro, 19% faz vizinhança direta com bairro residencial (Barão Geraldo) e a área urbana mais extensa do município de Campinas está a uma distância média de 3,5 km a SE. A uma distância de 1,1 a 9 km a NW encontra-se o principal pólo industrial da região (CETESB 2006)¹⁰.

⁸ O segundo maior fragmento do município é a Reserva Ribeirão Cachoeira (233,7 ha) (Santos & Kinoshita 2003), distante 16,9 km.

⁹ Até uma distância de 1 km das bordas da RMSG há 10 fragmentos florestais com área entre 0,3-15 ha, desconectados entre si, todos eles a uma distância superior a 100 m da RMSG.

¹⁰ Indústrias: Akzo Nobel Ltda. (setor: química), Apliquim Tecnologia Ambiental (tratamento de resíduos), Astra-Zeneca (química), Bann Química Ltda. (química), Cargill Nutrição Animal (ração animal), Cyanamid (química), Degussa Brasil Ltda. (química), DuPont Brasil Produtos Agrícolas (química), Exxon Química (química), Lubrificantes Fenix Ltda. (química), Galvani (química), Hércules do Brasil Produtos Químicos Ltda. (química), Invista Brasil Indústria e Comércio de Fibras Ltda. (química), J. Bresler S.A. (papel e embalagens), Kärcher Indústria e Comércio Ltda. (máquinas), Kraton Polymers do Brasil S.A. (química), Moinhos Cruzeiro do Sul S.A. (beneficiamento de grãos), Nutriara Alimentos Ltda. (ração), Nutridata Indústria Comércio e

Cerca de 85% da vegetação na RMSG é representada por Floresta Estacional Semidecidual e os 15% restantes (áreas de menores cotas) são ocupados por Floresta Paludosa (Leitão-Filho 1995; Nave, 1999). Pela proximidade de grandes centros de pesquisa (UNICAMP, IAC, EMBRAPA, ESALQ, entre outros), vários trabalhos científicos foram realizados nessa Reserva, visando à compreensão do ecossistema e a construção de um plano de manejo próprio.

Segundo dados da Seção de Climatologia do Instituto Agrônomo de Campinas, que dista cerca de 3 km da reserva, o clima local é do tipo Cwa, definido como quente e úmido, com inverno seco e verão quente e chuvoso (Koeppen 1948). De acordo com as normais climatológicas fornecidas pelo IAC (período de 1960-1990) a temperatura média anual é de 21,6 °C e a precipitação anual é de 1381,2 mm. Durante o período de estudo (1983-2004) a temperatura média anual foi 22,1 °C e a precipitação média anual foi 1415,6 mm.

O relevo da Reserva é levemente ondulado, com altitudes que variam de 580-610 m (Santos *et al.* 1996). O solo da floresta é do tipo Latossolo Roxo distrófico, álico, com horizonte A moderado e textura argilosa, pertencente à unidade Barão Geraldo, sendo espesso, friável e poroso, com horizontes A e B de cor vermelha escura, devido aos altos teores de ferro (Oliveira *et al.* 1979). O horizonte B tem pelo menos 270 cm de profundidade.

Serviços Ltda. (ração), Nutriplant (química), Orsa Celulose, Papel e Embalagens S.A. (papel e embalagens), Replan (química), Rhodia (química), Shell Brasil S.A. Petróleo (química), Silcon Ambiental (tratamento de resíduos), Syngenta Brasil (química), entre outras.

III.II. Amostragem

No interior da Reserva Municipal de Santa Genebra, em terreno com solo seco e coberto por Floresta Estacional Semidecidual, uma área de 1 ha (200 x 50 m) foi delimitada e subdividida em 100 subparcelas com dimensões 10 x 10 m. Em cada subparcela foram registrados para todos os indivíduos arbustivos e arbóreos que atingiram o critério de $CAP \geq 15$ cm (“circunferência à altura do peito”, 1,30 m a partir do solo) ou aproximadamente 4,8 cm de diâmetro, (1) o nome da espécie, (2) a circunferência do caule na altura de 1,3 m (CAP), com uso de fita métrica ou paquímetro, (3) a altura total do indivíduo (H), por meio de comparação com régua de alumínio e (4) a posição na subparcela (coordenadas cartesianas) com uso de trena.

Cada indivíduo com caules bifurcados teve seus valores de área transversal somados e convertidos a seguir para um valor único de CAP.

Para cada indivíduo foi coletada uma amostra botânica para identificação em laboratório e para servir como material testemunho, depositado no Herbário UEC.

Foram efetuadas quatro amostragens nas ocasiões:

t0= ago/1982-mar/85, t1= jul/1994-jun/95, t2= mar-set/1999 e t3= mar-set/2004, totalizando uma série média de 20,6 anos.

As amostragens serão referidas no restante do texto por pontos no tempo representados como 1983, 1994, 1999 e 2004.

III.III. Análise dos dados

Primeiramente, as amostras botânicas foram identificadas com base na literatura e em consulta a especialistas. As exsicatas correspondentes foram depositadas no herbário UEC. Em cada amostragem, foi elaborada uma planilha de dados reunindo para cada indivíduo, o nome da espécie e os valores registrados de coordenadas (m), CAP (cm) e H (m).

Inicialmente, para avaliar como a dinâmica influenciou no comportamento dos principais índices de diversidade tradicionalmente utilizados em estudos dessa natureza, foram calculados os índices de Shannon & Weaver (H') e de equabilidade de Pielou (J') (Krebs 1999).

De modo geral, para verificar quais as principais alterações florísticas ocorreram, a similaridade (espécies e número de indivíduos) entre as amostras t_0 e t_3 foi examinada pela comparação de matrizes de Distância Euclidiana, seguido da obtenção da significância do coeficiente normalizado de Mantel (Mantel & Valand 1970) por teste de aleatorização dos elementos dentro de cada matriz, 5000 vezes.

Para evidenciar quais espécies foram importantes direcionadoras na mudança da comunidade, considerou-se as aquelas com pelo menos 10 indivíduos em t_0 . A diferença na composição da comunidade (número de espécies e indivíduos) entre os tempos t_0 e t_3 foi analisada através do método de Collins *et al.* (2000) utilizando o programa *Tool K* (Doak *et al.* 2007). O primeiro passo do método foi o cálculo da matriz triangular de dissimilaridade (distância Euclidiana) a partir da matriz retangular de espécies por tempo (i.e., espécies como variáveis e amostras no tempo como observações). Em seguida, os valores de distância foram combinados no período de tempo sob a diagonal na matriz triangular de semelhança. Por fim, foram combinados todos os possíveis pares de amostras temporais e calculada a regressão linear para a distância Euclidiana em função da raiz quadrada do período de tempo, resumindo a mudança temporal no conjunto de dados e estimando a correlação entre cada espécie com a distância entre a composição da comunidade ao longo do tempo.

Em seguida, para avaliar o grau de generalização espacial da mudança na composição florística entre as subparcelas, foi organizada uma matriz contendo os dados de número de indivíduos de todas as espécies (colunas) reunindo as subparcelas em 20 grupos, denominados por letras (A a T) nos tempos 0, 1, 2 e 3 (1983, 94, 99 e 04) (linhas). Considerando as espécies como vetores determinantes na mudança temporal da composição, foi efetuada uma análise de componentes principais (covariância) com o programa *FITOPAC 1.6* (Shepherd 2006).

No sentido de se verificar alterações na composição das plantas potencialmente formadoras dos futuros dossel e subdossel, as mesmas análises anteriores (similaridade florística temporal e espacialização das alterações) foram realizadas para as plantas de pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) das espécies amostradas com um mínimo de 10 indivíduos em t0 ou t3.

Antes de agrupar as espécies em grupos, verificando quais delas foram favorecidas ou prejudicadas durante o período segundo o estrato a que pertencem, grupo ecológico ou estratégia de polinização, primeiramente realizou-se uma análise temporal da mudança do número de indivíduos por espécie. Para isso, devido ao baixo número de indivíduos de cada espécie por parcela, os indivíduos foram agrupados em 20 subparcelas (X1-X20), cada grupo com 500 m² de área. Com o programa *Resampling Stats* (Simon *et al.* 2006), os números de indivíduos registrados para cada ano foram sorteados (dentro de cada subparcela) entre os anos, 5000 vezes. As somas das mudanças do número de indivíduos por espécie e amostragem nos dados originais foram comparadas com os respectivos valores para os dados reamostrados e em seguida calculou-se a probabilidade da ocorrência de mudanças no número de indivíduos para cada espécie, em cada intervalo (t0-t1; t1-t2; t2-t3; t0-t3). O mesmo procedimento foi utilizado para se determinar as diferenças nas áreas basais das espécies entre as amostragens.

Para possibilitar a avaliação da dinâmica por estrato, inicialmente as espécies com pelo menos dez indivíduos na amostragem inicial tiveram os indivíduos classificados quanto ao estágio jovem ou adulto. Essa separação foi realizada a partir da distribuição dos indivíduos de cada população segundo a relação altura vs. diâmetro, baseada em modelos de crescimento florestal (Batista *et al.* 2001) e em observações de populações naturais (Sterck & Bongers 1998, Delgado *et al.* 2005) que consideram a altura crescendo de modo exponencial até um ponto de inflexão, a partir do qual acréscimos em diâmetro resultam em aumentos correspondentes muito pequenos em altura, tendendo a uma assíntota teórica. Considerando apenas os dados da primeira amostragem, o limite mínimo para adultos em cada espécie foi aquele a partir do qual um acréscimo em diâmetro do caule de 1 cm correspondeu a um aumento de menos de 10% em altura, na curva de melhor ajuste *altura vs. área basal* obtida com o programa *LAB Fit* (Silva & Silva 2004). As plantas com altura menor que aquele limite mínimo de separação foram consideradas

jovens e aquelas com altura igual ou superior ao limite mínimo foram consideradas adultas. É possível que indivíduos de menor porte corresponderam não a jovens, mas a indivíduos suprimidos, no entanto, considerou-se que eles representaram uma minoria. A partir dos registros da altura dos indivíduos adultos por espécie na amostragem t0 e informações de literatura realizou-se a separação dos indivíduos adultos em dois estratos: (1) dossel/emergentes e (2) subdossel. Os indivíduos jovens não foram considerados nessas análises por estrato. Para cada estágio etário e estrato foi utilizado o teste de *Wilcoxon rank-sum* (Zar 1984) para comparação do número de indivíduos, área basal por parcela ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), área basal por indivíduo ($\text{m}^2.\text{ind}^{-1}$) e altura (m) entre amostragens.

Visando analisar o desempenho dos grupos ecológicos, a cada espécie foi atribuída uma categoria sucessional, seguindo o sistema adotado por Gandolfi *et al.* (1995), Gandolfi (2000) e Martins & Rodrigues (2002). Com base em observações da ocorrência dos indivíduos de várias idades em fases com diferentes graus de maturidade em outras florestas, os autores enquadraram as espécies em níveis decrescentes de velocidade de crescimento e níveis crescentes de tolerância à sombra, desde (a) pioneiras, (b) secundárias iniciais, (c) secundárias tardias até (d) espécies de sub-bosque.

Com base em bibliografia, as espécies foram classificadas de acordo com o polinizador e o modo de dispersão de sementes (Morellato 1991, Carvalho 1994, Smith *et al.* 2004, Yamamoto *et al.* 2007), procurando estabelecer relações entre a dinâmica das espécies e os modos de polinização e dispersão.

IV. Resultados

IV.1. Variações gerais associadas às alterações florísticas em 20,6 anos

O número total de espécies arbustivo-arbóreas registradas considerando todas as amostragens foi 132. Em t0 (1983) registrou-se 101 espécies. Até t3 (2004), 14 espécies se tornaram ausentes e 26 foram adicionadas na comunidade, que finalizou o período com um total de 113 espécies e elevação na diversidade (H'), que passou de 3,19 em t0 (1983) para 3,72 em t3 (2004) e na equabilidade (J'), que passou de 0,69 em t0 (1983) para 0,79 em t3 (2004). (Fig. 1). Um grupo de 85 espécies esteve presente em todas as ocasiões amostradas.

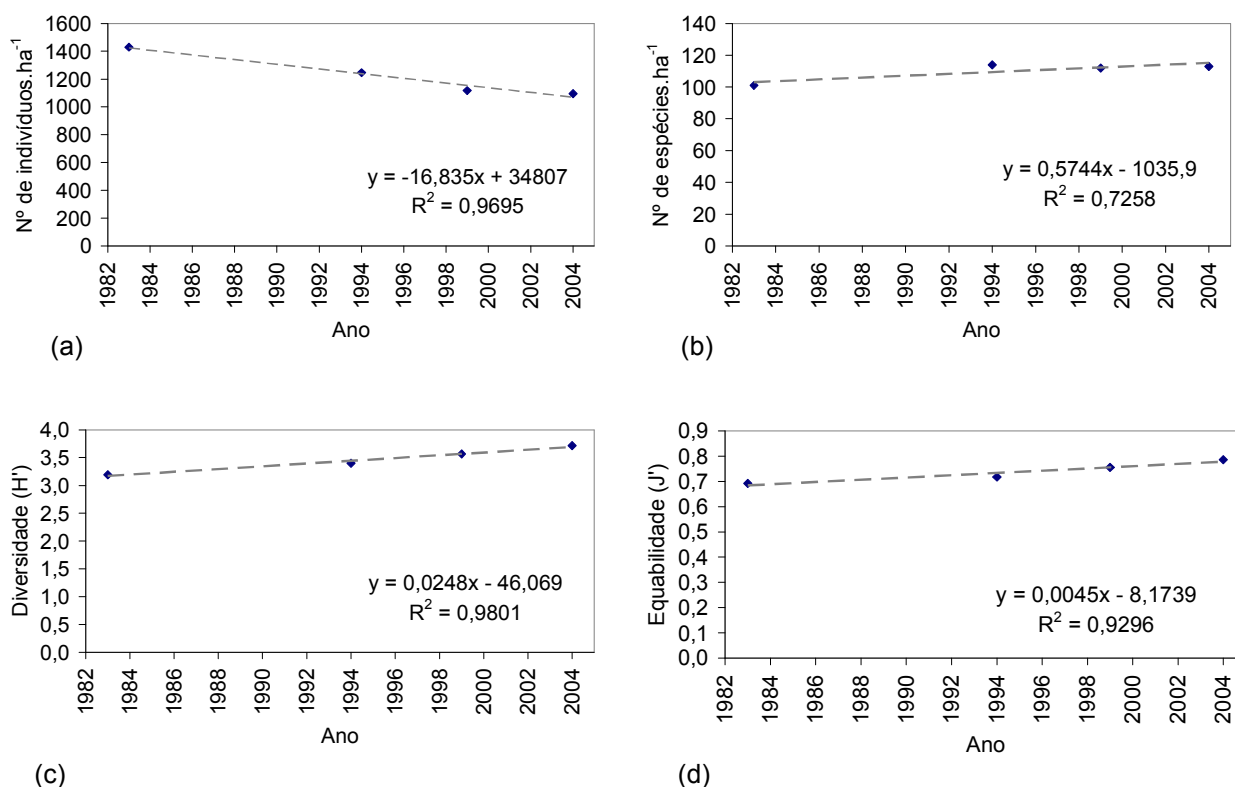


Figura 1 - Variações no (a) n° de indivíduos (ver Capítulo 1), (b) n° de espécies (c) diversidade e (d) equabilidade durante o período de 1983 a 2004. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

No geral, as espécies tiveram mudanças no número de indivíduos concentradas entre a redução total para zero (-100%) e a duplicação de indivíduos (+100%) (Fig. 2a), o que para a maioria das espécies correspondeu a uma variação entre -5 e +5 indivíduos (Fig. 2b). Ressalta-se que um grupo de 14% de espécies teve redução nos indivíduos para zero, enquanto 22% das espécies tiveram acréscimo de até 10% no número de indivíduos (Fig. 2a).

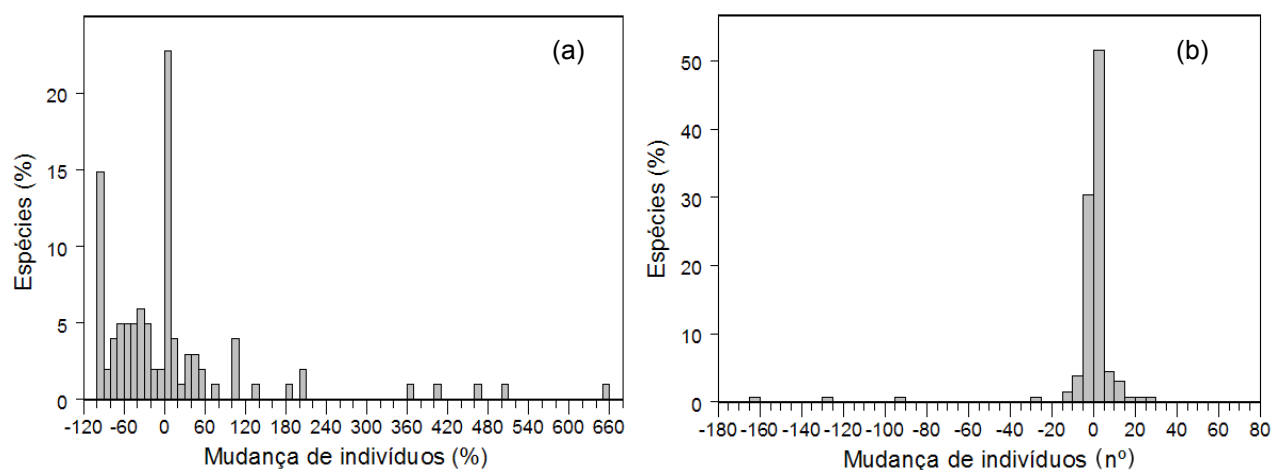


Figura 2 – Mudanças na porcentagem de indivíduos (a) e no número (b) e para as espécies durante o período total. Em (a) foram consideradas apenas as espécies presentes desde a primeira amostragem. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Das espécies amostradas, 34 (26%) tiveram alterações significativas ($p \leq 0,05$) no número de indivíduos. O número de espécies que obteve redução no número de indivíduos (18 espécies) é comparável àquele que obteve ganho (16). Entretanto, a perda de indivíduos se concentrou nas espécies com mais indivíduos (61% dos indivíduos amostrados em t0) e o acréscimo nas menos numerosas (5% dos indivíduos amostrados em t0) (Anexo 2). Dentre as espécies com maior número de indivíduos, 13 delas (71% dos indivíduos amostrados em t0) tiveram grande redução

em suas quantidades absolutas. Como consequência dessas alterações, houve elevação da equabilidade (J') (Fig. 1).

Embora tenha havido entradas e saídas de espécies (ingressantes, egressantes e passageiras) um grupo de espécies esteve presente em todas as amostragens, e entre elas, as presentes em maior número são as principais constituintes da estrutura da comunidade. Em t_0 , as espécies mais numerosas eram *Trichilia claussoni*, *Aspidosperma polyneuron*, *Psychotria vauthieri*, *Actinostemon communis*, *Astronium graveolens* e *Piptadenia gonoacantha*. Até t_3 várias espécies tiveram grande redução na densidade relativa, como *T. claussoni*, *A. polyneuron*, *P. vauthieri*, *T. catigua*, *Ixora gardneriana*, *Machaerium stipitatum*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Eugenia ligustrina*, devido à grande perda de indivíduos. Em contrapartida, outras espécies foram favorecidas pela redução de indivíduos daquelas, ganhando densidade relativa apesar de um pequeno ganho na densidade absoluta, como *P. gonoacantha*, ou mesmo uma pequena perda na densidade absoluta, como *A. graveolens*, bem como aquelas que mostraram estabilidade no número de indivíduos, como *Acacia polyphylla*, *Esenbeckia febrifuga*, *Eugenia excelsa*, *T. pallida* e *Zanthoxylum acuminatum*. Por outro lado, *Galipea jasminiflora*, *Pachystroma longifolium* e *Holcalyx balansae* ganharam muitos indivíduos e tiveram grande aumento na densidade relativa (Fig. 3). Entre as 20 espécies mais numerosas, dez tiveram aumento e dez sofreram redução na densidade relativa.

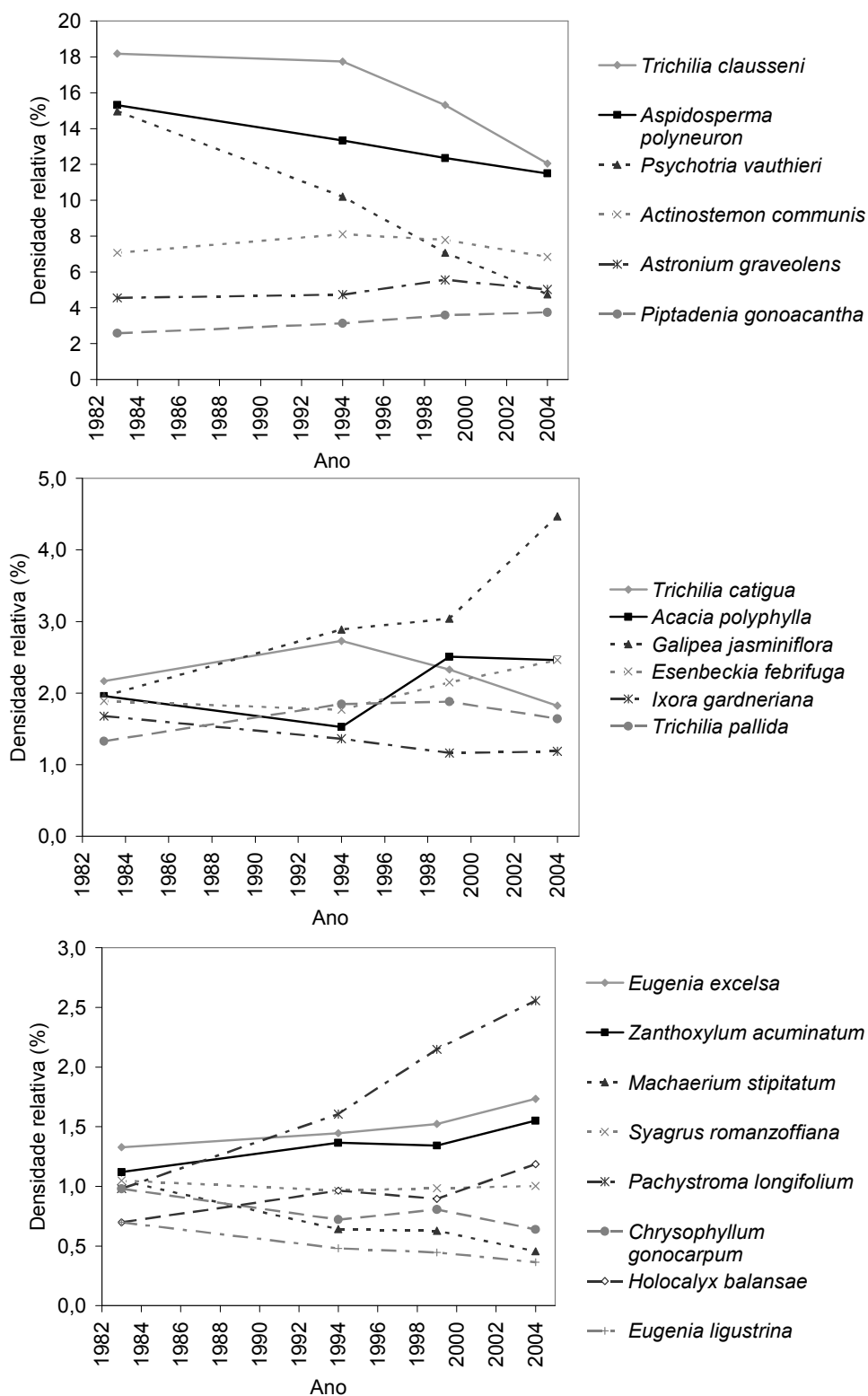


Figura 3 – Variação na densidade relativa das principais espécies. Para uma visualização mais clara das mudanças gerais da comunidade, aqui foram apresentadas apenas as 20 espécies mais representativas, e não todas as 132 amostradas. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas. SP.

Com relação à área basal, 43 espécies tiveram mudanças significativas. Dentre elas, 15 espécies (correspondentes a 62,2% dos indivíduos amostrados em 1983) tiveram redução significativa na área basal e 28 (13,2% dos indivíduos amostrados em 1983) tiveram aumento significativo (Anexo 3; Fig. 4). Dentre as espécies com maior área basal, 12 espécies (49,4% da área basal amostrada em 1983) tiveram redução dos valores absolutos.

Em t0, as espécies com maior dominância relativa eram *A. polyneuron*, *T. claussoni*, *P. gonoacantha*, *A. graveolens*, *Ceiba speciosa*, *P. vauthieri* e *Cariniana legalis*. Apesar da grande mortalidade, *A. polyneuron*, uma espécie com grande número de indivíduos e área basal extensa, permaneceu como a mais dominante. Com o tempo houve modificações na ordem de dominância entre as demais espécies, principalmente devido à mortalidade de espécies numerosas como *T. claussoni*, *P. vauthieri*, *A. communis*, *I. gardneriana* e devido à mortalidade em espécies representadas por poucos indivíduos de grande porte, como *C. legalis* e *Copaifera langsdorffii*. Nesse contexto, *P. gonoacantha* e *A. graveolens* obtiveram ganho em dominância relativa, colocando-se entre as três espécies mais dominantes no t3, ao mesmo tempo pelo aumento no número de indivíduos na primeira espécie e apesar de certa redução no número de indivíduos no caso da segunda. Destacou-se também o ganho de dominância relativa em *P. longifolium* devido ao aumento no número de indivíduos.

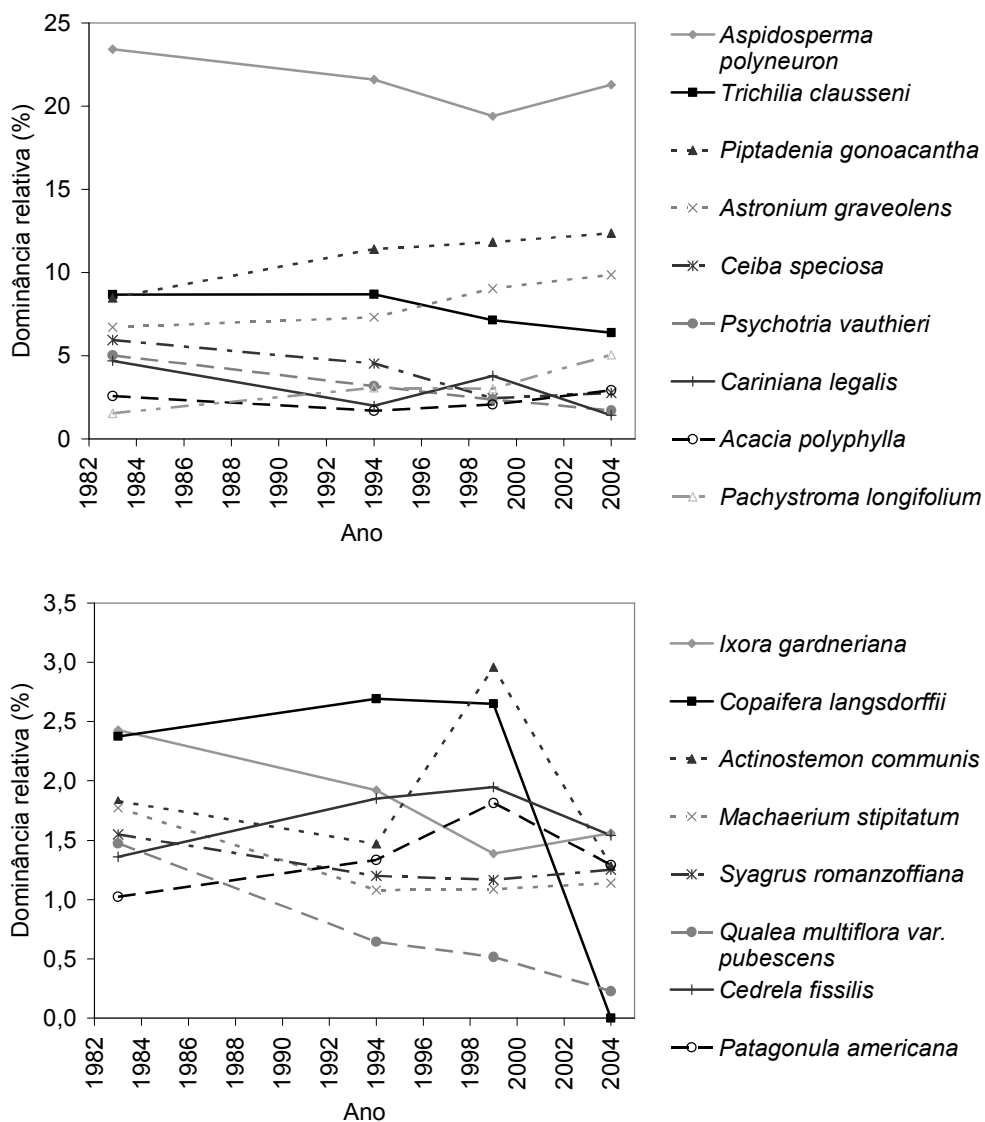


Figura 4 – Variação na dominância relativa das principais espécies, expressa em área basal. Para uma visualização mais clara das mudanças gerais da comunidade, aqui foram apresentadas arbitrariamente as 17 espécies mais representativas, e não todas as 132 amostradas. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Considerando todas as espécies, as composições florísticas correspondentes às amostragens t0 (1983) e t3 (2004), comparadas segundo as matrizes de Distância Euclidiana, apresentaram baixo grau de similaridade (correlação = 0,41; $p = 0,0008$, coeficiente normalizado de Mantel). Ao mesmo tempo, em relação às espécies com pelo menos 10 indivíduos em t0, o resultado da regressão das distâncias florísticas vs. tempo gerada a partir do método de Collins *et al.* (2000) obteve valor significativo ($R^2 = 0,86$; $p = 0,0088$), linear e com alta inclinação, indicando que a comunidade passou por uma mudança rápida e expressiva em sua composição (Fig. 5).

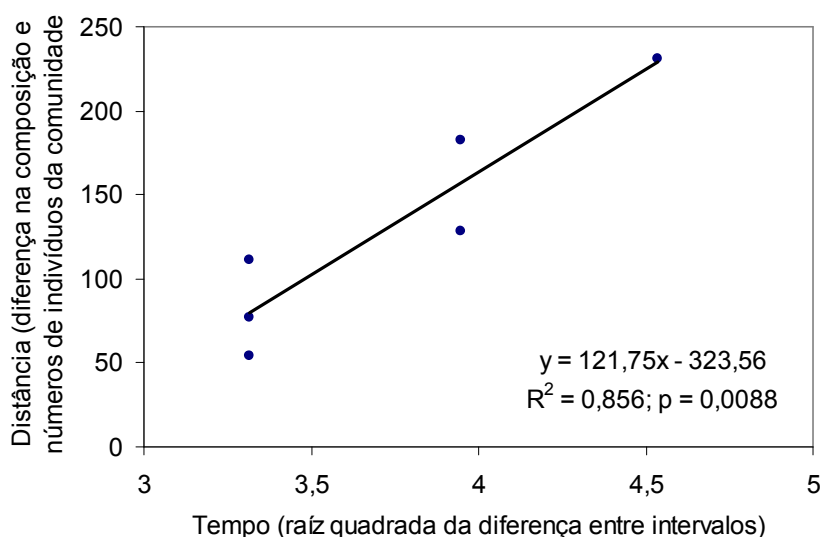


Figura 5 - Representação da mudança na composição da comunidade entre t0 e t3, pela distância euclidiana entre a composição das amostras no tempo - raiz quadrada entre os intervalos de amostragem (anos) - cada espécie com pelo menos 10 indivíduos em t0 (1983) ou t3 (2004). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Entre as espécies com pelo menos dez indivíduos em t0, *T. claussoni*, *A. polyneuron*, *P. vauthieri*, *P. gonoacantha*, *Ixora gardneriana*, *Machaerium stipitatum*, *Syagrus romanzoffiana*, *Pachystroma longifolium*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Eugenia ligustrina* foram determinantes na

mudança da composição florística (espécies e número de indivíduos), obtendo correlações acima de 0,80 (Fig. 6).

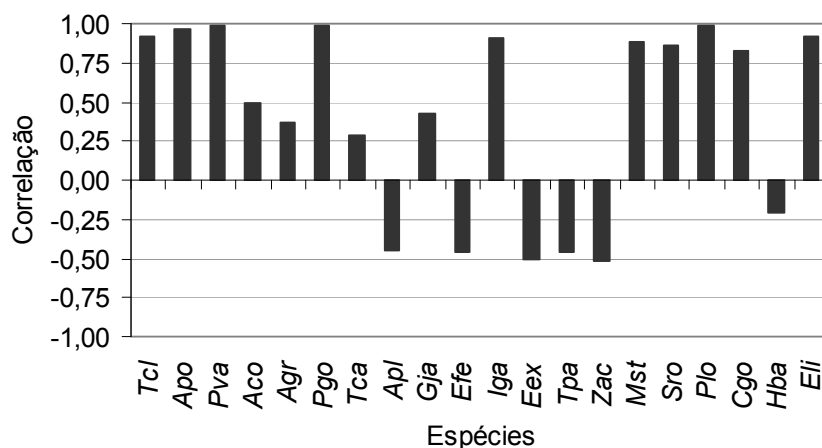


Figura 6 - Correlação de cada espécie com a mudança na composição florística, considerando as espécies com pelo menos 10 indivíduos em t0 - Tcl - *Trichilia claussoni*, Apo - *Aspidosperma polyneuron*, Pva - *Psychotria vauthieri*, Aco - *Actinostemon communis*, Agr - *Astronium graveolens*, Pgo - *Piptadenia gonoacantha*, Tca - *Trichilia catigua*, Apl - *Acacia polyphylla*, Gja - *Galipea jasminiflora*, Efe - *Esenbeckia febrifuga*, Iga - *Ixora gardneriana*, Eex - *Eugenia excelsa*, Tpa - *T. pallida*, Zac - *Zanthoxylum acuminatum*, Mst - *Machaerium stipitatum*, Sro - *Syagrus romanzoffiana*, Plo - *Pachystroma longifolium*, Cgo - *Chrysophyllum gonocarpum*, Hba - *Holocalyx balansae*, Eli - *Eugenia ligustrina*. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Considerando novamente todas as espécies, a mudança na composição (espécies e número de indivíduos) da comunidade entre t0 (1983) e t3 (2004) mostrou-se espacialmente generalizada entre as subparcelas. Na Fig. 7, a densidade de cada espécie cresce na direção apontada pelo vetor correspondente. Ao longo do eixo 1 da PCA observa-se uma convergência comum à maioria das subparcelas, onde a composição florística partiu de uma situação com maior densidade de *T. claussoni*, *P. vauthieri*, *A. polyneuron* em t0, situada em menores valores do eixo 1, migrando até t3 para uma situação com menor densidade daquelas espécies e maior densidade

Euclidiana das amostragens, observou-se baixo grau de similaridade (correlação = 0,24; $p < 0,0001$, coeficiente normalizado de Mantel). Em relação às espécies presentes naquele critério de diâmetro com pelo menos 10 indivíduos em t0 ou t3, o resultado da regressão das distâncias florísticas vs. tempo gerada pelo método de Collins *et al.* (2000) obteve valor significativo ($R^2 = 0,85$; $p = 0,0099$), linear e com alta inclinação, indicando uma mudança na composição das plantas potencialmente formadoras da comunidade no futuro (Fig. 8).

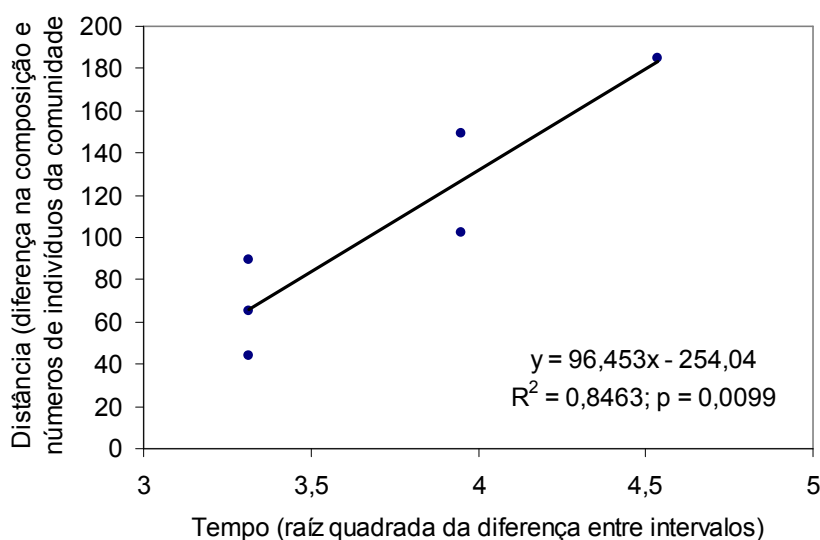


Figura 8 - Representação da mudança na composição de plantas com pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) entre t0 (1983) e t3 (2004), pela distância euclidiana entre a composição das amostras no tempo - raiz quadrada entre os intervalos de amostragem (anos) - cada espécie com pelo menos 10 indivíduos em t0 ou t3. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Entre as espécies representadas por pelo menos dez indivíduos com pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) em t0 ou t3, *P. vauthieri*, *T. claussoni*, *A. polyneuron*, *Securinega guaraiuva* e *P. longifolium* foram determinantes na mudança da composição florística (espécies e número de indivíduos) entre t0 e t3, obtendo correlações acima de 0,80 (Fig. 9).

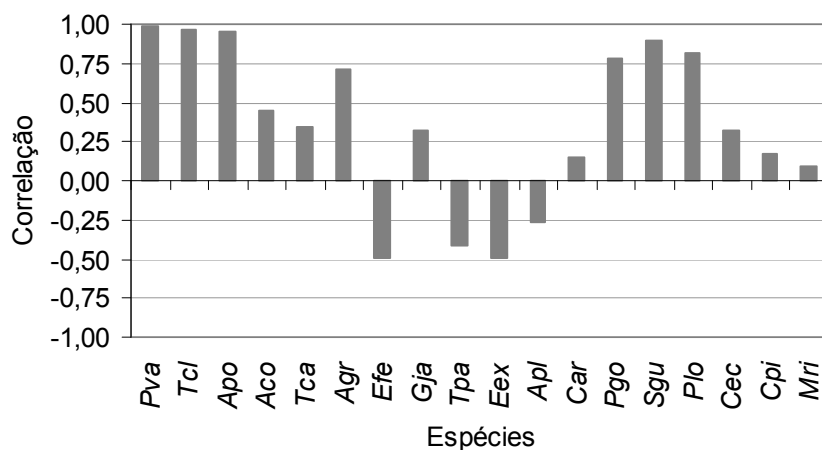


Figura 9 - Correlação de cada espécie com a mudança na composição florística, considerando as espécies representadas por pelo menos dez indivíduos com pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$) em t0 ou t3 - Pva - *Psychotria vauthieri*, Tcl - *Trichilia clausseni*, Apo - *Aspidosperma polyneuron*, Aco - *Actinostemon communis*, Tca - *Trichilia catigua*, Agr - *Astronium graveolens*, Efe - *Esenbeckia febrifuga*, Gja - *Galipea jasminiflora*, Tpa - *T. pallida*, Eex - *Eugenia excelsa*, Apl - *Acacia polyphylla*, Car - *Coffea arabica*, Pgo - *Piptadenia gonoacantha*, Sgu - *Securinega guaraiuva*, Plo - *Pachystroma longifolium*, Cec - *Cordia ecalyculata*, Cpi - *Croton piptocalyx*, Mri - *Merostachys riedeliana*. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Considerando novamente todas as espécies com indivíduos de pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10 \text{ cm}$, independente do número de indivíduos por espécie), foi observada uma mudança espacial generalizada na composição (espécies e número de indivíduos) da comunidade entre t0 (1983) e t3 (2004) nas subparcelas. Na Fig. 10, a densidade de cada espécie cresce na direção apontada pelo vetor correspondente. Ao longo do eixo 1 da PCA observa-se uma tendência comum à maioria das subparcelas, onde a composição florística partiu de uma situação com maior densidade de *P. vauthieri*, *A. communis*, *T. clausseni*, *A. polyneuron*, *T. pallida* em t0, situada em menores valores do eixo 1, migrando até t3 para uma situação com menor densidade

IV.II. Variações por estrato

Para cada espécie com pelo menos dez indivíduos em t0, determinou-se a altura mínima de adultos de acordo com a curva de melhor ajuste *altura vs. área basal* (dados de t0). Nessa curva, foi definido o ponto a partir do qual um acréscimo em diâmetro do caule de 1 cm correspondeu a um aumento em altura de menos de 10%. Esse ponto da curva foi considerado o valor mínimo de altura para os adultos da espécie (Quadro 1).

Ordenando-se as espécies segundo as alturas dos indivíduos adultos, foram consideradas como espécies típicas de subdossel aquelas cujos indivíduos adultos atingiram altura mediana igual ou inferior a 8 m e espécies típicas do dossel/emergentes aquelas que atingiram altura mediana igual ou maior que 9 m (Fig. 11). Considerando as alturas dos indivíduos adultos de cada espécie segundo o 1º e o 3º quartis, as espécies de subdossel atingiram entre 5-9 m e as de dossel atingiram entre 7,5-23 m. Apesar da sobreposição encontrada nas alturas de vários indivíduos entre as espécies, a classificação abriu possibilidade para uma separação satisfatória de dois estratos, formados por suas respectivas espécies típicas, e a partir daí, pôde-se realizar análises da comunidade por estrato.

Entre as espécies de subdossel, não foram incluídos os indivíduos jovens de dossel/emergentes, e entre as espécies de dossel não foram considerados indivíduos de subdossel de quaisquer idades. A separação por estádios etários (jovens e adultos) foi realizada posteriormente dentro de cada estrato. Por exemplo: primeiramente, *A. polyneuron* foi considerada espécie típica de dossel; posteriormente seus indivíduos foram separados em jovens e adultos de *A. polyneuron*, ambos sendo considerados diferentes estádios etários de uma espécie típica de dossel, independente da idade.

Quadro 1 - Altura (H) dos indivíduos em geral (jovens + adultos) e dos adultos após o processo de separação de indivíduos adultos segundo os valores de altura na amostragem inicial, para as espécies com pelo menos 10 indivíduos em t0. É indicada a equação de melhor ajuste H vs. Área basal para cada espécie. As espécies estão ordenadas de modo crescente segundo a altura de adultos no 3º quartil e altura mediana de adultos.

Estrato: s = subdosel; d = dossel e emergentes. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Equação da reta H vs. Á.basal	R ²	Geral			Adultos				
			H mínima	H mediana	H máxima	H mínima	H 1º quartil	H mediana	H 3º quartil	Estrato
<i>Actinostemon communis</i>	$y = 0,537\ln(x)+7,5604$	0,05	2,0	4,5	8,0	4,1	5,0	5,0	6,0	s
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	$y = 9,79215+0,801153 \ln(x)$	0,11	3,0	5,0	7,0	4,8	5,0	6,0	7,0	s
<i>Psychotria vauthieri</i>	$y = 1,6618\ln(x)+14,652$	0,28	2,5	5,5	17,0	5,4	6,0	6,5	7,0	s
<i>Trichilia pallida</i>	$y = 1/(-0,0361393-0,0372124\ln(x))$	0,76	2,0	6,0	17,0	4,7	5,4	6,0	7,3	s
<i>Galipea jasminiflora</i>	$y = 1,4868\ln(x)+14,145$	0,22	3,0	6,0	9,0	4,9	6,0	6,5	8,0	s
<i>Eugenia ligustrina</i>	$y = 6,50228(1-e^{-541,138x})$	0,19	2,8	5,5	8,5	5,7	6,0	7,0	8,0	s
<i>Eugenia excelsa</i>	$y = 8,37452(1-e^{-378,028x})$	0,53	4,0	6,0	10,0	7,1	8,0	8,0	8,5	s
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	$y = 33,59x^{0,3336}$	0,63	3,5	6,0	18,0	4,0	5,0	6,0	9,0	s
<i>Trichilia catigua</i>	$y = 2,3933\ln(x)+19,961$	0,53	4,0	6,0	11,0	7,7	8,0	8,0	9,0	s
<i>Trichilia clauseni</i>	$y = 1,70762\ln(x)+16,3948$	0,22	2,5	7,0	21,0	6,4	7,0	8,0	9,0	s
<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	$y = 24,2801x^{0,209273}$	0,27	4,0	8,5	15,0	6,0	7,5	9,0	11,0	d
<i>Holocalyx balansae</i>	$y = 35,176x^{0,2876}$	0,77	4,5	7,8	22,0	5,4	7,4	9,0	12,0	d
<i>Acacia polyphylla</i>	$y = 1/(-0,0121570-0,0279284\ln(x))$	0,62	3,0	8,5	25,0	5,3	7,0	9,0	12,5	d
<i>Machaerium stipitatum</i>	$y = 20,5148+2,25460\ln(x)$	0,41	6,0	10,0	20,0	7,3	9,8	10,0	13,3	d
<i>Ixora gardneriana</i>	$y = x/(0,000487346+0,0669299x)$	0,30	5,0	9,3	20,0	7,8	9,0	12,0	14,0	d
<i>Pachystroma longifolium</i>	$y = 20,942x^{0,1508}$	0,23	7,0	12,0	15,0	10,4	12,0	12,5	14,0	d
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	$y = x/(0,000700251+1,07337x^2)$	0,28	10,0	15,0	32,0	14,9	15,0	15,5	17,3	d
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	$y = 3,89071\ln(x)+28,1020$	0,46	1,8	9,0	32	8,4	10,0	13,0	18,0	d
<i>Astronium graveolens</i>	$y = 56,5869x^{0,372654}$	0,51	4,0	10,0	35,0	7,9	10,0	14,0	20,0	d
<i>Piptadenia gonocantha</i>	$y = x/(0,631086+0,430454x)$	0,41	3,0	16,0	26,0	10,1	16,0	19,0	23,0	d

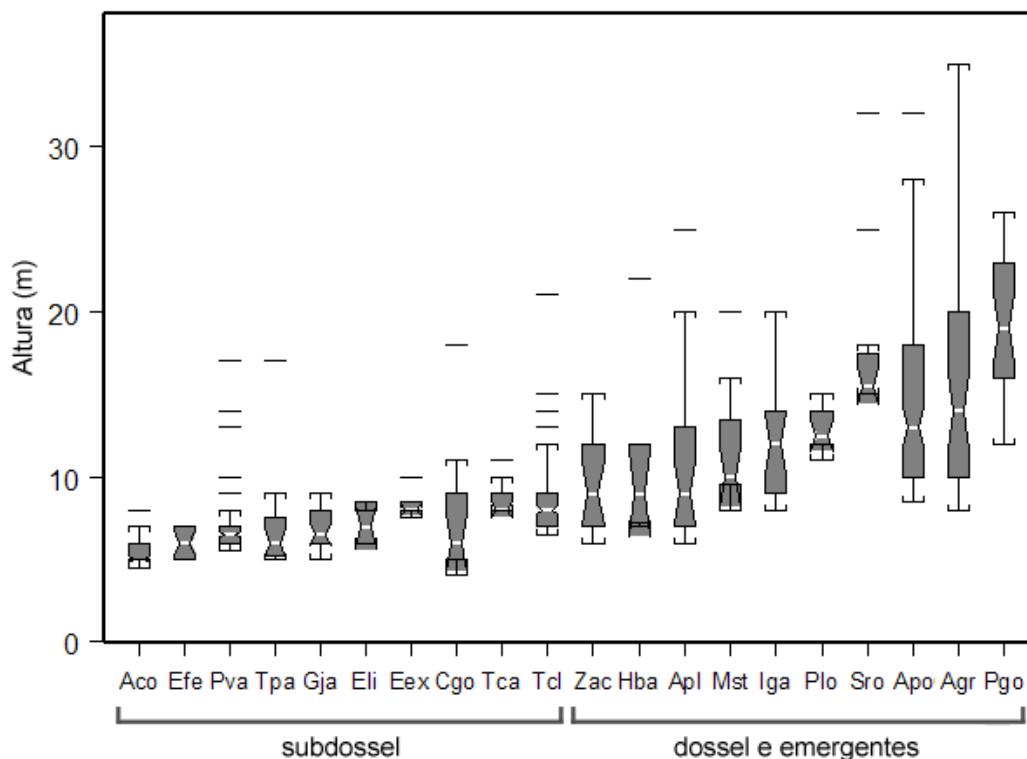


Figura 11 – Separação das espécies em estratos, baseada nas alturas dos indivíduos adultos na amostragem inicial. Aco: *Actinostemon communis*, Efe: *Esenbeckia febrifuga*, Pva: *Psychotria vauthieri*, Tpa: *Trichilia pallida*, Gja: *Galipea jasminiflora*, Eli: *Eugenia ligustrina*, Eex: *Eugenia excelsa*, Cgo: *Chrysophyllum gonocarpum*, Tca: *Trichilia catigua*, Tcl: *Trichilia claussoni*, Zac: *Zanthoxylum acuminatum*, Hba: *Holocalyx balansae*, Apl: *Acacia polyphylla*, Mst: *Machaerium stipitatum*, Iga: *Ixora gardneriana*, Plo: *Pachystroma longifolium*, Sro: *Syagrus romanzoffiana*, Apo: *Aspidosperma polyneuron*, Agr: *Astronium graveolens*, Pgo: *Piptadenia gonoacantha*. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

O número de indivíduos jovens de espécies do dossel não mostrou alteração significativa ($p = 0,8673$, *Wilcoxon*). Por outro lado, houve uma queda significativa no número de indivíduos adultos desse grupo, variando de 290 a 176 indivíduos entre a amostragem inicial e final ($p < 0,0001$, *Wilcoxon*) (Fig. 12a). Dentre as 100 parcelas, 19 apresentaram redução para zero no número de indivíduos adultos do dossel. A altura geral sofreu redução significativa ($p = 0,0322$,

Wilcoxon), sendo que a altura mediana dos adultos nesse estrato sofreu redução de 12,5 para 12,0 m (Fig. 12b). A área basal de adultos por parcela caiu de 10,12 para 8,99 m².ha⁻¹ ($p = 0,0173$, *Wilcoxon*) (Fig. 12c). Por outro lado, a área basal por indivíduo adulto no dossel obteve aumento significativo de 0,035 para 0,045 m².ha⁻¹ ($p = 0,0175$, *Wilcoxon*) (Fig. 12d).

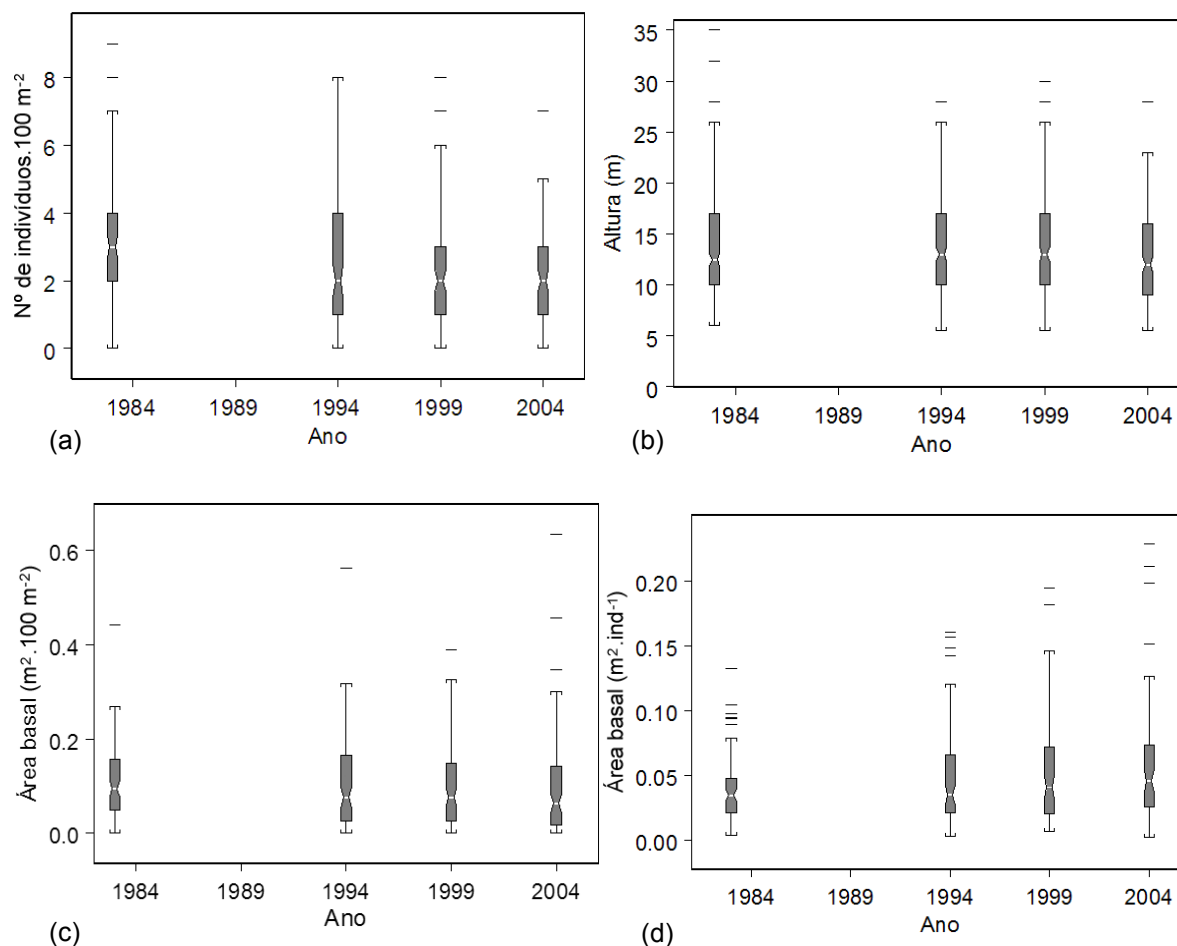


Figura 12 – (a) Altura dos indivíduos adultos no dossel; (b) número de indivíduos e (c) área basal de adultos no dossel por subparcela de 100 m² (10 x 10 m); (d) área basal por indivíduo adulto no dossel. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Entre as espécies típicas de subdossel, não houve diferença significativa no número de indivíduos jovens entre os anos ($p = 0,660$, *Wilcoxon*). Quanto aos adultos desse estrato, houve

queda significativa no número de indivíduos variando de 436 a 134 indivíduos entre a amostragem inicial e final (Fig. 13a). A altura geral sofreu redução significativa ($p < 0,0029$, *Wilcoxon*), sendo que a altura mediana dos adultos nesse estrato reduziu de 7,0 para 6,5 m (Fig. 13b). A área basal por parcela caiu de 3,31 para 1,42 $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ($p < 0,0001$, *Wilcoxon*) (Fig. 13c). A área basal por indivíduo adulto no subdossel, no entanto, não teve alteração significativa ($p = 0,8549$, *Wilcoxon*) (Fig. 13d).

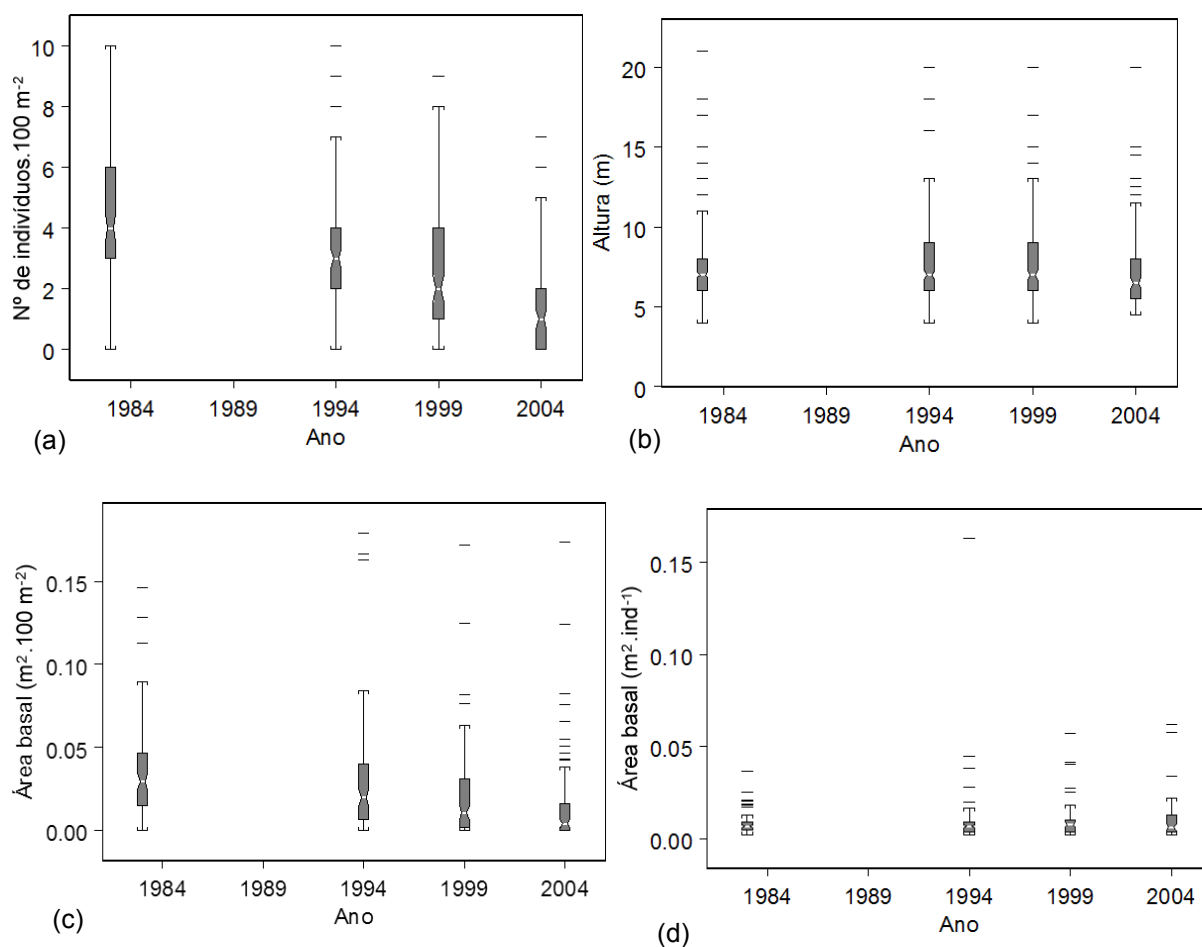


Figura 13 – (a) Altura dos indivíduos adultos no subdossel; (b) número de indivíduos e (c) área basal de adultos no subdossel por subparcela de 100 m² (10 x 10 m); (d) área basal por indivíduo no subdossel. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Entre os indivíduos adultos presentes no dossel, *A. polyneuron* se manteve como a espécie com maior dominância relativa apesar da grande queda no número de indivíduos e de uma perda relativamente pequena em sua área basal absoluta. *Piptadenia gonoacantha* teve perda em indivíduos e área basal, sendo ultrapassada por *A. graveolens*, que apesar da perda de indivíduos, teve ganho em área basal absoluta. Paralelamente, *P. longifolium* teve ganho em indivíduos e área basal absoluta, superando *A. polyphylla*, *I. gardneriana* e *M. stipitatum*, as duas últimas devido à alta mortalidade dessas espécies (Fig. 14).

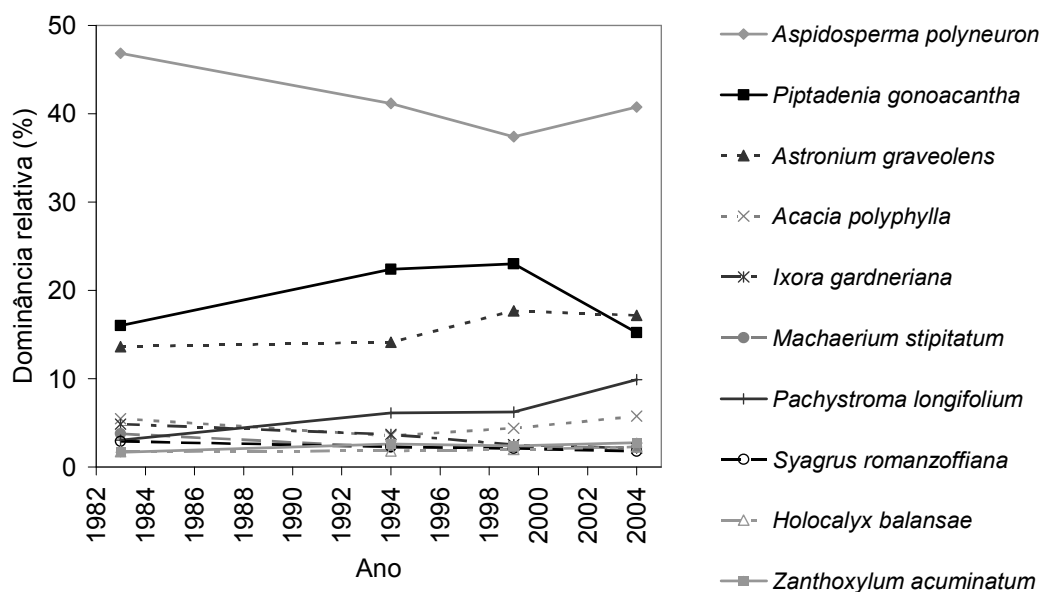


Figura 14 – Dominância relativa das espécies presentes no dossel (apenas indivíduos adultos), expressa em área basal. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Entre os indivíduos adultos presentes no subdossel, *T. claussei* se manteve como a espécie com maior dominância relativa, apesar da grande queda no número de indivíduos e área basal absoluta. Ressalta-se a queda no valor de *P. vauthieri*, com grande mortalidade, mantendo sua dominância, no entanto, em relação às demais. *Actinostemon communis* teve perda de indivíduos e área basal, sendo ultrapassada por *T. pallida* (pouca perda em área basal),

G. jasminiflora (ganho de indivíduos) e *C. gonocarpum* (apesar da queda em indivíduos e área basal) (Fig. 15).

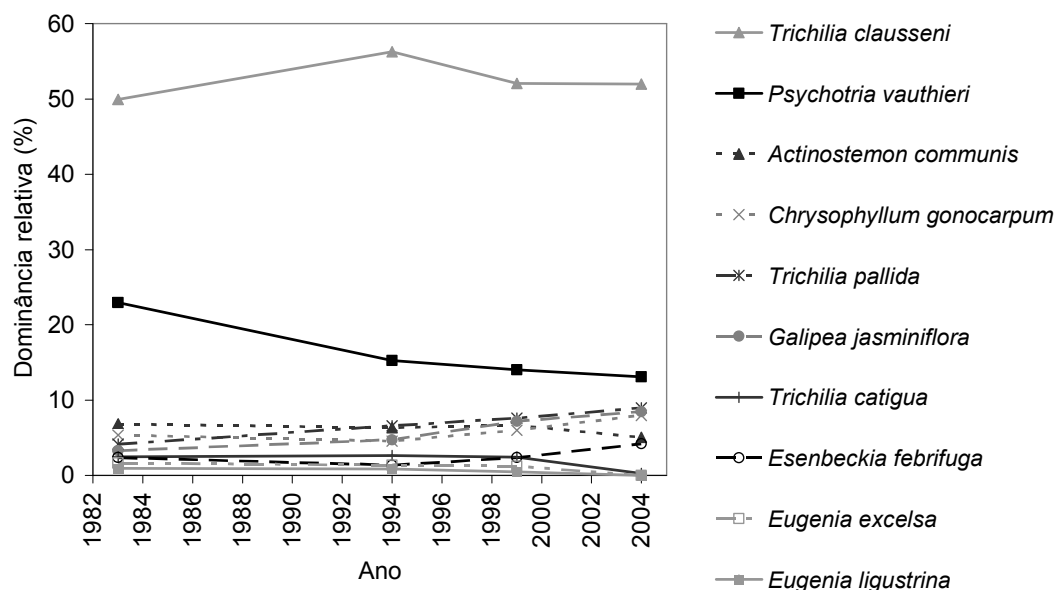


Figura 15 – Dominância relativa das espécies presentes no subdossel (indivíduos adultos), expressa em área basal. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

IV.III. Variações por estágio e estrato

Dentre as espécies presentes no dossel, duas (correspondente a 67% dos indivíduos jovens amostrados nesse estrato em 1983) tiveram redução significativa no número de indivíduos jovens (Anexo 4; Fig. 16) e quatro delas (correspondente a 27% dos indivíduos jovens amostrados nesse estrato em 1983) tiveram aumento.

Entre os adultos presentes no dossel, cinco espécies (correspondente a 76% dos indivíduos adultos amostrados nesse estrato em 1983) tiveram redução significativa no número de indivíduos (Anexo 4; Fig. 16).

A diminuição observada nos números de indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* e *Machaerium stipitatum* entre t0 e t3 foi consequência da diminuição do número de indivíduos jovens e adultos (Fig. 16). Já a elevação no número geral de *Pachystroma longifolium* foi resultado da elevação nos números de jovens e adultos. Algumas espécies com diminuição no número geral de indivíduos mostraram uma tendência contraditória de diminuição no número de indivíduos adultos e acréscimo de jovens, como foi o caso de *Astronium graveolens* e *Ixora gardneriana*.

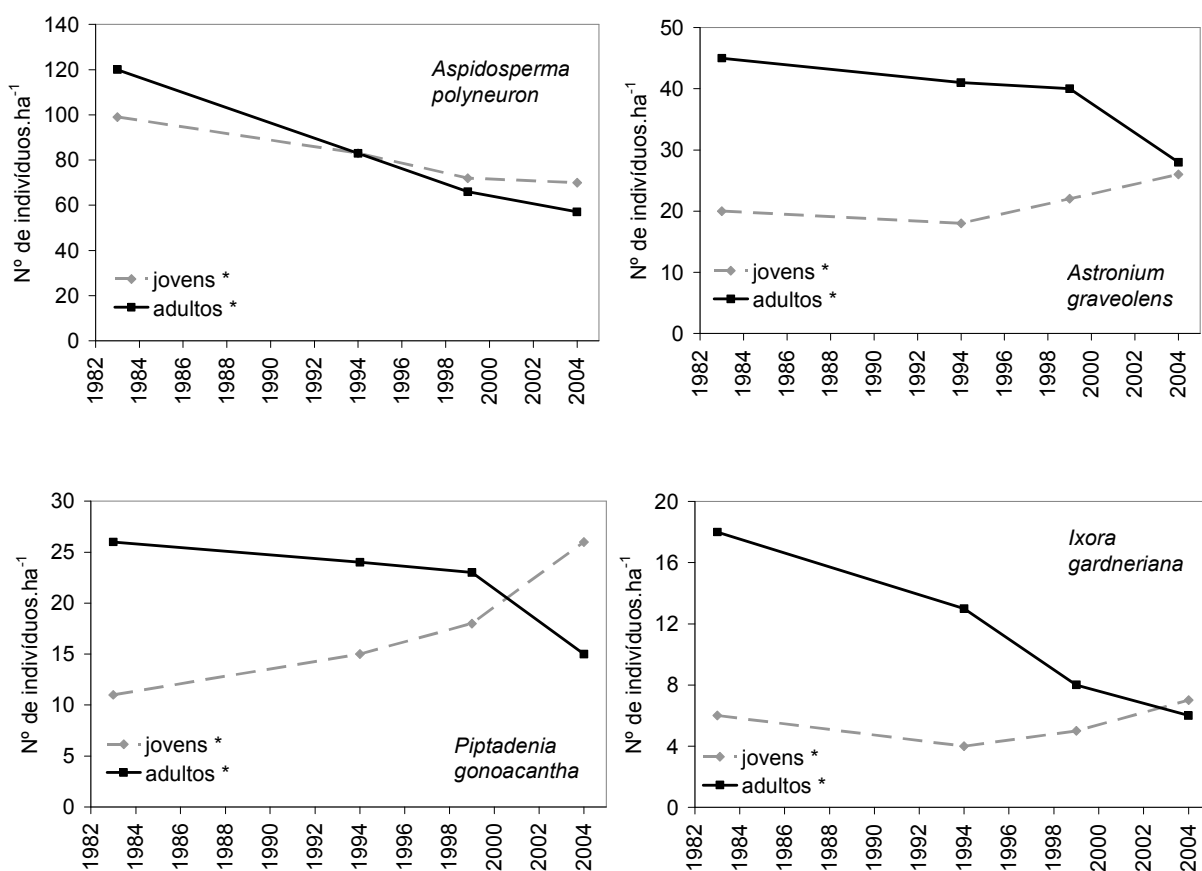


Figura 16 – Espécies do dossel que mostraram mudanças significativas (*) no número de indivíduos jovens ou adultos. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

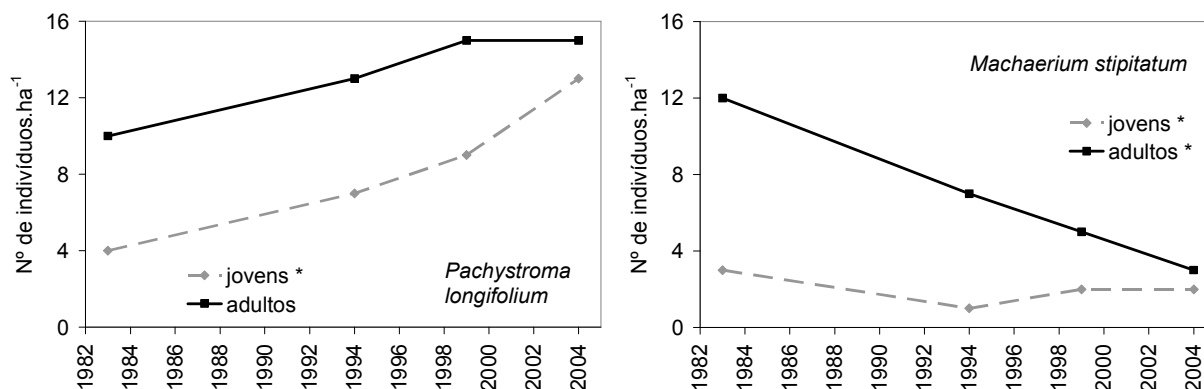


Figura 16 (continuação) – Espécies do dossel que mostraram mudanças significativas (*) no número de indivíduos jovens ou adultos. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Dentre as espécies presentes no subdossel, uma delas (correspondente a 35% dos indivíduos jovens amostrados nesse estrato em 1983) teve redução significativa no número de indivíduos jovens e duas outras (correspondente a 3% dos indivíduos jovens amostrados nesse estrato em 1983) tiveram aumento significativo (Anexo 5; Fig. 17).

Entre os adultos presentes no subdossel, oito espécies (correspondente a 91% dos indivíduos adultos amostrados nesse estrato em 1983) tiveram redução significativa no número de indivíduos (Anexo 5; Fig. 17).

Enquanto a queda geral no número de indivíduos de *Psychotria vauthieri* foi consequência das reduções em jovens e adultos, as quedas nas populações de *Trichilia claussenii*, *Eugenia ligustrina* e *Chrysophyllum gonocarpum* foram decorrentes da mortalidade dos adultos (Fig. 17). O aumento significativo na população de *Galipea jasminiflora* foi consequência da elevação no número de jovens.

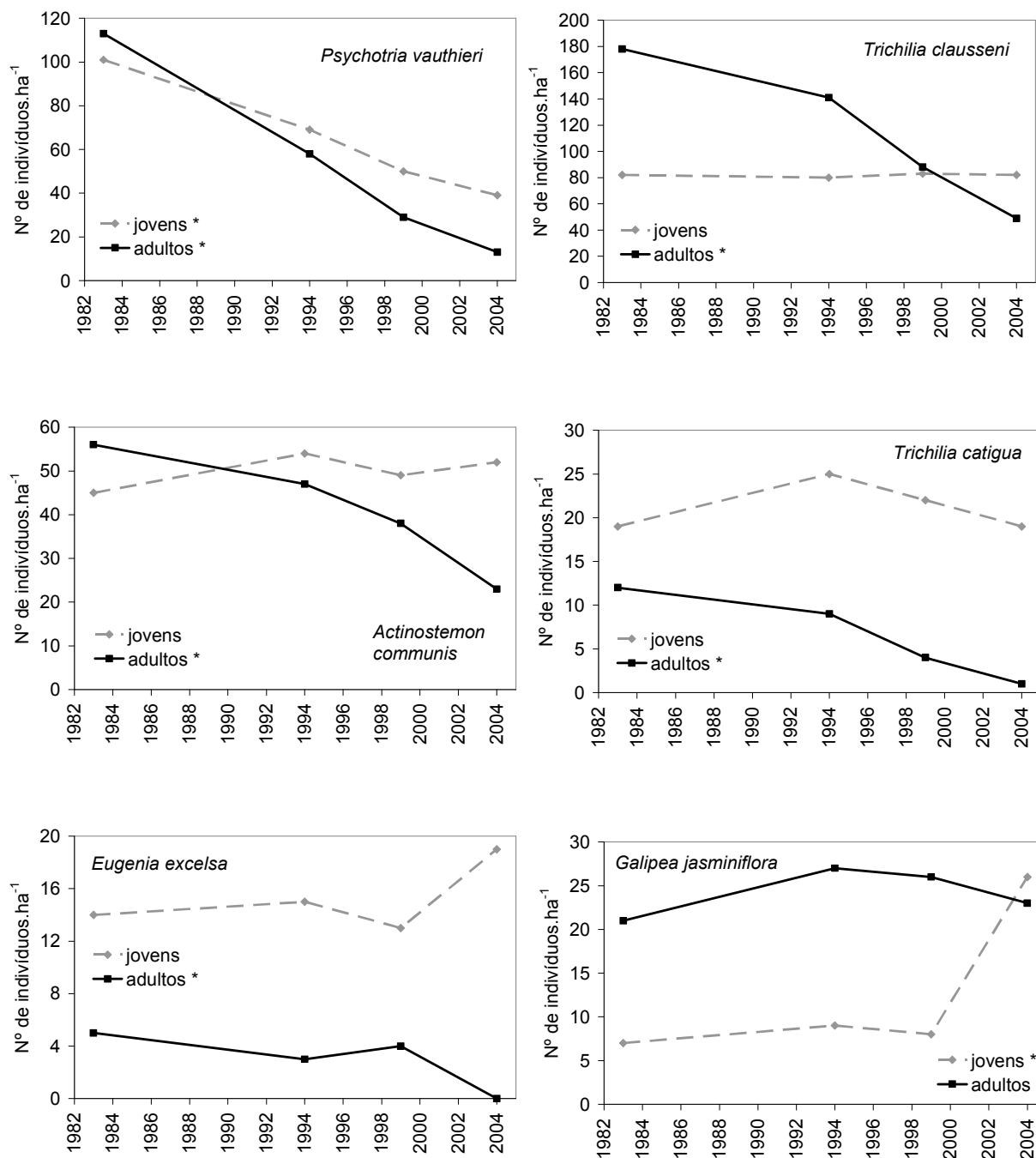


Figura 17 – Espécies do subdossel que mostraram mudanças significativas (*) no número de indivíduos jovens ou adultos. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

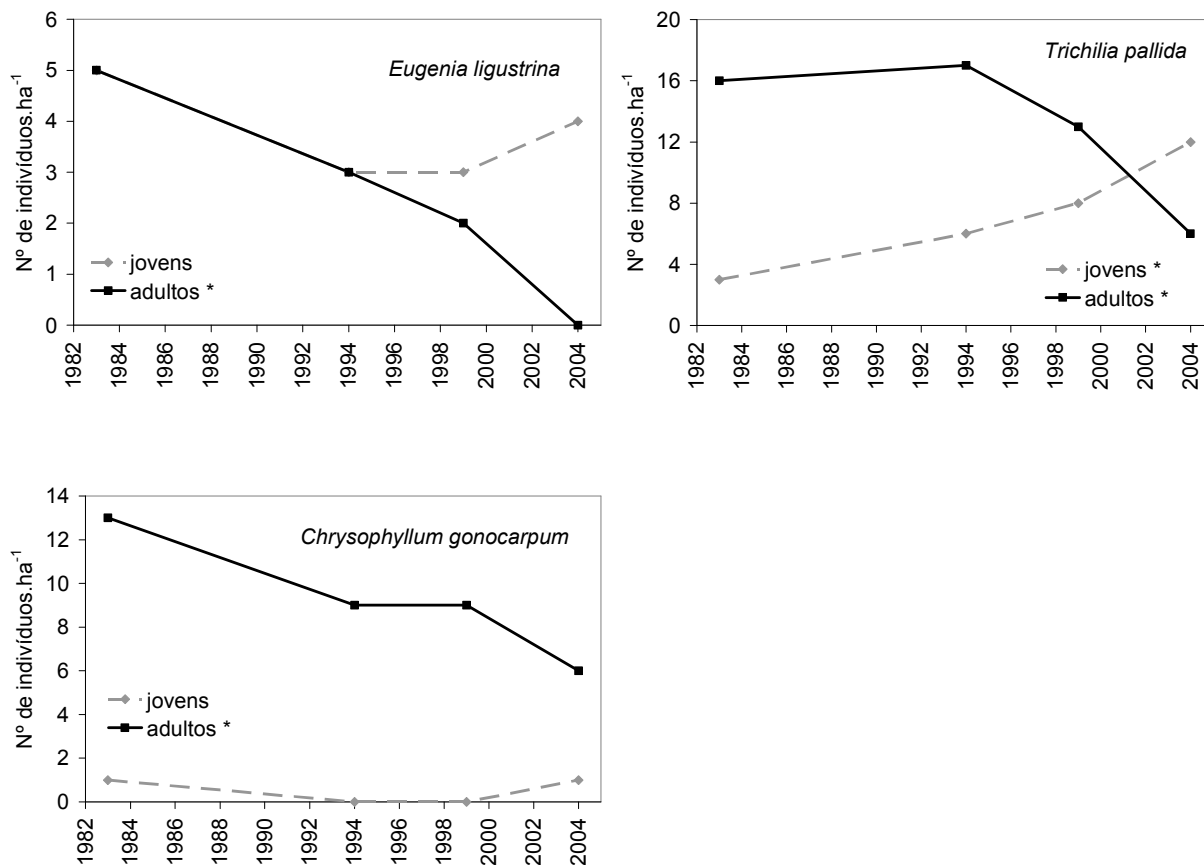


Figura 17 (continuação) – Espécies do subdossel que mostraram mudanças significativas (*) no número de indivíduos jovens ou adultos. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

IV.IV. Variações por grupo ecológico

Observou-se uma alteração significativa na distribuição dos indivíduos em grupos ecológicos ($\chi^2_{(4)} = 180,62$; $p < 0,001$), com redução na densidade absoluta de espécies de sub-bosque e ao mesmo tempo, aumento nos valores de espécies pioneiras (Fig. 18). As espécies secundárias iniciais e tardias não alteraram significativamente o número de indivíduos. Ressalta-se a diferença entre o número de espécies pioneiras ingressantes (7) e egressantes (0) (Quadro 2).

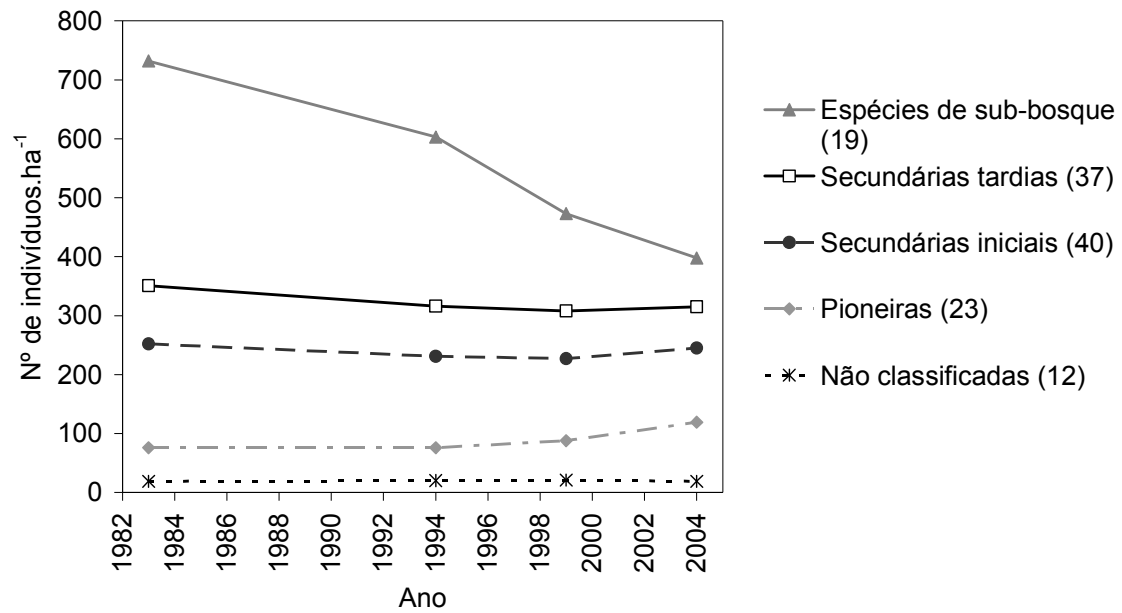


Figura 18 – Variação no número de indivíduos dos grupos ecológicos. Ente parênteses está indicado o número de espécies de cada grupo. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Quadro 2 – Número de indivíduos registrados em cada ocasião para espécies ingressantes no critério de amostragem, espécies egressantes e passageiras. Outras 85 espécies estiveram presentes em todas as amostragens. A lista geral de espécies encontra-se no Anexo 1. G.E.: grupo ecológico: P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Sb: típica de sub-bosque; nc: não classificada. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

A - Espécies ingressantes	1983	1994	1999	2004	G.E.
<i>Sebastiania serrata</i>		5	6	5	St
<i>Senna macranthera</i>		4	4	3	P
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>		3	3	6	St
<i>Cabralea canjerana</i>		2	1	1	St
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>		2	1	2	nc
<i>Cecropia pachystachya</i>		2	2	1	P
<i>Metrodorea nigra</i>		2	2	2	St
<i>Zeyheria tuberculosa</i>		2	2	4	St
<i>Myrsine umbellata</i>		2	3	3	Si
<i>Angostura paniculata</i>		1	1	1	nc
<i>Pisonia zapallo</i>		1	1	1	Si
<i>Cordia sellowiana</i>		1	1	1	Si
<i>Eugenia uniflora</i>		1	1	1	Sb
<i>Vernonanthura discolor</i>		1	1	1	P
<i>Ocotea beulahiae</i>		1	6	6	St
<i>Alchornea glandulosa</i>			1	1	P
<i>Psidium sartorianum</i>			1	1	nc
<i>Prockia crucis</i>				1	Si
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>				1	P
<i>Matayba elaeagnoides</i>				1	Si
<i>Jacaratia spinosa</i>				1	P
<i>Piper sp 04294</i>				1	nc
<i>Lauraceae sp 04287</i>				1	nc
<i>Inga fagifolia</i>				2	St
<i>Ocotea corymbosa</i>				3	Si
<i>Merostachys riedeliana</i>				15	P
B - Espécies egressantes	1983	1994	1999	2004	G.E.
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	4	2			nc
<i>Copaifera langsdorffii</i>	4	3	3		St
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	3	1	1		Si
<i>Myrcia brasiliensis</i>	3	1			nc
<i>Protium widgrenii</i>	3				Si
<i>Cupania vernalis</i>	2				Si
<i>Gordonia fruticosa</i>	1	1	1		nc
<i>Casearia decandra</i>	1	1	1		St
<i>Eugenia hiemalis</i>	1	1	1		St
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	1			St
<i>Inga uruguensis</i>	1	1			Si
<i>Trichilia elegans</i>	1		1		St
<i>Lafoensia pacari</i>	1				Si
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1				Si
C - Espécies passageiras	1983	1994	1999	2004	G.E.
<i>Myrtaceae sp 1377</i>		1	1		nc
<i>Luehea divaricata</i>		1			Si
<i>Miconia hymenonervia</i>			1		nc
<i>Erythroxylum sp 9923</i>			1		Sb

Considerando as espécies presentes em 1983 ou 2004, o grupo das espécies sub-bosque destacou-se com a maior redução no número de indivíduos (-46%). Já entre as espécies que tiveram acréscimo no número de indivíduos, destacou-se o grupo das pioneiras (+57%). As espécies secundárias iniciais tiveram redução (-3%), assim como as secundárias tardias (-10%).

Por outro lado, considerando apenas as espécies que obtiveram 10 ou mais indivíduos na amostragem inicial ou final obtiveram-se 28 espécies (Quadro 3). Entre essas espécies, as que tiveram queda mais expressiva no número de indivíduos (de pelo menos 30%) são principalmente espécies de sub-bosque (em conjunto, sofreram redução de 59,0% no número de indivíduos), seguidas de secundárias iniciais (redução de 58,6%) e secundárias tardias (redução de 42,5% no número de indivíduos). Já entre as espécies que tiveram maior aumento no número de indivíduos (de pelo menos 30%) estão principalmente pioneiras (sofreram elevação de 445,5% no número de indivíduos) e secundárias tardias (elevação de 112,9%). Uma espécie secundária inicial obteve aumento de 650,0%.

Quadro 3 – Espécies que obtiveram 10 ou mais indivíduos na amostragem inicial ou final e a porcentagem de mudança no número de indivíduos. As espécies marcadas com asterisco obtiveram mudança significativa ($p \leq 0,05$ - Anexo 2). Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Nº ind. 83	Nº ind. 04	% Mudança	Espécie	G.E.	Probabilidade
214	52	-75,7	<i>Psychotria vauthieri</i>	Sb	*
15	5	-66,7	<i>Machaerium stipitatum</i>	Si	*
10	4	-60,0	<i>Eugenia ligustrina</i>	Sb	*
14	7	-50,0	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Si	*
260	132	-49,2	<i>Trichilia claussenii</i>	Sb	*
24	13	-45,8	<i>Ixora gardneriana</i>	Sb	*
219	126	-42,5	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	St	*
31	20	-35,5	<i>Trichilia catigua</i>	Sb	
15	11	-26,7	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Si	
101	75	-25,7	<i>Actinostemon communis</i>	Sb	
65	55	-15,4	<i>Astronium graveolens</i>	Si	*
19	18	-5,3	<i>Trichilia pallida</i>	Sb	
28	27	-3,6	<i>Acacia polyphylla</i>	P	
27	27	0,0	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	Sb	
19	19	0,0	<i>Eugenia excelsa</i>	Sb	
16	17	6,3	<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	Si	
37	41	10,8	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Si	
10	13	30,0	<i>Holocalyx balansae</i>	St	
7	10	42,9	<i>Coffea arabica</i>	NC	
28	49	75,0	<i>Galipea jasminiflora</i>	Sb	*
14	28	100,0	<i>Pachystroma longifolium</i>	St	*
5	14	180,0	<i>Urera baccifera</i>	P	*
5	15	200,0	<i>Securinega guaraiuva</i>	St	*
3	14	366,7	<i>Croton floribundus</i>	P	*
2	10	400,0	<i>Picramnia warmingiana</i>	St	*
3	17	466,7	<i>Croton piptocalyx</i>	P	*
4	30	650,0	<i>Cordia ecalyculata</i>	Si	*
0	15	-----	<i>Merostachys riedeliana</i>	P	*

IV.V. Polinização e dispersão

As espécies foram agrupadas em 12 modos de polinização (Anexo 6). As maiores quantidades de indivíduos foram registradas para espécies polinizadas por borboletas (24,4% dos indivíduos presentes em t0), abelhas (22,3%), mariposas (22,3%), moscas (21,5%) e diversos pequenos insetos (12,7%) (Quadro 4, Fig. 19). Com base na literatura, 17% das espécies foram consideradas polinizadas por mais de um agente, e desta forma, foram incluídas em mais de um

grupo. Em quase todos os grupos houve espécies que perderam e outras que tiveram acréscimo de indivíduos entre t0 e t3, porém na maioria deles o saldo geral foi negativo. Entre os grupos que tiveram redução geral na quantidade de indivíduos, destacou-se o das espécies polinizadas por borboletas (redução de 44% no número de indivíduos), seguido das polinizadas por moscas (redução de 28%), beija-flores e mariposas (redução de 22%). Já entre os grupos com ganho geral de indivíduos destacaram-se as espécies polinizadas por vento (acrécimo de 250%) e por diversos pequenos insetos (acrécimo de 158%).

Quadro 4 – Quantidade de espécies agrupadas de acordo com o agente polinizador e dispersor. Algumas espécies possuem mais de um agente polinizador e estão representadas em mais de um grupo. Obs.: polinização: abe - abelha, bei - beija-flor, bes - besouro, bor - borboleta, esf - esfingídeo, mar - mariposa, mor - morcego, mos - mosca, ven - vento, ves - vespa, dpi - diversos pequenos insetos, nd - não determinado; dispersão: ane - anemocórica, aut - autocórica, zoo - zoocórica. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Saldo de indivíduos t0-t3	Nº de espécies															
	Polinização												Dispersão			
	abe	bei	bes	bor	esf	mar	mor	mos	ven	ves	dpi	nd	ane	aut	zoo	
negativo	23	1	2	5	1	5	3	3	1		14		16	4	31	
estável	12		2	3	1	2	1	1	2		4		7	2	14	
positivo	23		2	2	1	5	2	5	7	1	14	8	9	7	38	
Total de espécies	58	1	6	10	3	12	6	9	10	1	32	8	32	13	83	

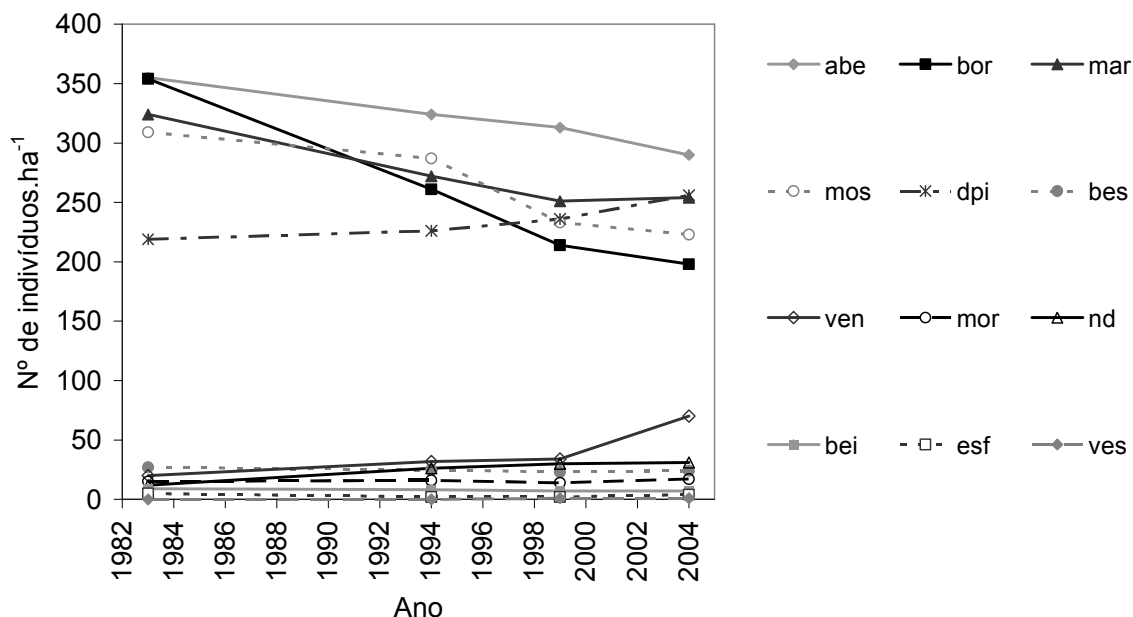


Figura 19 – Mudança no número de indivíduos para as espécies agrupadas segundo o modo de polinização. Obs.: abe - abelha, bei - beija-flor, bes - besouro, bor - borboleta, esf - esfingídeo, mar - mariposa, mor - morcego, mos - mosca, ven - vento, dpi - diversos pequenos insetos, nd - não determinado. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

No que se refere à dispersão, a maioria dos indivíduos pertenceu a espécies com dispersão zoocórica (58,9% dos indivíduos presentes em t₀), seguido de anemocóricas (29,8%) e autocóricas (4,7%) (Anexo 6, Quadro 4). Segundo a literatura, 1,5% das espécies podem ser dispersas por mais de um agente, e dessa forma, foram incluídas em mais de um grupo. Nos três grupos encontraram-se espécies com saldo de indivíduos negativo ou positivo. Considerando cada grupo como um todo, houve grande perda de indivíduos nas espécies com dispersão zoocórica (redução de 35% no número geral de indivíduos), e nas espécies anemocóricas (redução geral de 23%). As espécies autocóricas tiveram ganho geral de 67% no número de indivíduos (Fig. 20).

A queda no número geral de indivíduos da comunidade revelou que as grandes perdas no número de indivíduos polinizados por animais especialistas ou dispersos por animais em geral não

foram compensadas pelos ganhos das populações detentoras de outras estratégias de polinização e dispersão.

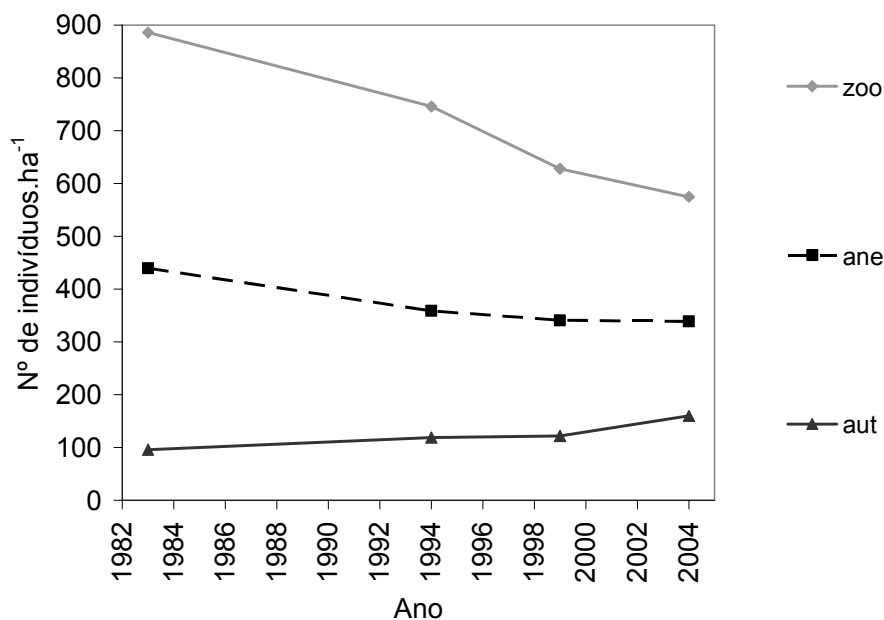


Figura 20 – Mudança no número de indivíduos para as espécies agrupadas segundo o modo de dispersão. Algumas espécies possuem mais de um agente dispersor e estão representadas em mais de um grupo. Obs.: zoo - zoocóricas, ane - anemocóricas, aut - autocóricas. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

V. Discussão

Alguns problemas de delineamento experimental estiveram presentes, onde podemos citar a não disponibilidade de outras florestas como testemunha, bem como o uso de pseudo-réplicas. Esses problemas e a discussão referente à precisão das medidas de caule foram tratados no Capítulo 1.

Os valores iniciais e finais obtidos para diversidade e equabilidade geral se mostraram intermediários entre aqueles apresentados para outras Florestas Estacionais Semidecíduais no Estado de SP em altitudes entre 500-700 m e que usaram o mesmo limite mínimo diamétrico de amostragem ($H' = 2,41-3,97$; $J' = 0,66-0,82$) (Pagano 1987, Ivanauskas *et al.* 1999, Durigan *et al.* 2000, Fonseca & Rodrigues 2000, Gandolfi 2000). A elevação na diversidade e na equabilidade da vegetação estudada na RMSG contrariou parcialmente o previsto pela hipótese H1 e sugeriu uma aparente melhora estrutural. Isoladamente, porém, esses índices não mostraram as grandes alterações na representatividade das principais espécies da comunidade. Ao mesmo tempo, a elevação nesses índices não se refletiu em melhora fisionômica e de grupos funcionais. Pelo contrário, houve uma tendência de perturbação florestal, apontada por outros indicadores que serão discutidos.

A variação espacio-temporal da composição mostrou uma tendência em escala espacial ampla para as principais espécies e uma tendência localizada se consideradas as entradas, saídas e oscilações numéricas das espécies presentes em baixa densidade. A alteração da composição de espécies, ocorrendo de modo generalizado e significativo entre as subparcelas, mostrou ter sido condicionada por eventos históricos e/ou estocásticos que atuaram em toda a área, conforme previsto pela hipótese H2. Algumas poucas alterações ocorreram de modo localizado, em áreas de dossel bem estruturado, respondendo a essa condição.

O processo de separação de plantas adultas através da relação *altura vs. área basal* mostrou limitações, evidenciadas pelo baixo valor do coeficiente de correlação em várias espécies. Das 20 espécies usadas, apenas sete obtiveram R^2 acima de 50. Isso foi decorrente da fraca relação entre idade e tamanho em florestas naturais, uma vez que os indivíduos estão sujeitos a

uma alta variabilidade genética intraespecífica, gerando diferenças muito grandes no crescimento dos indivíduos, e ao mesmo tempo, é comum encontrar-se árvores idosas, porém baixas, devido à quebra de copa, ao lado de árvores jovens e altas em sítios com menores restrições ao crescimento. Além disso, a altura máxima de uma árvore é dependente da altura da reiteração inicial (fuste), que ocorre em idades variadas para diferentes indivíduos, dependendo da disponibilidade de luz na altura da copa (Botrel 2007). Apesar disso, a fase seguinte, de separação de plantas em estratos, foi coerente com descrições sobre a ocorrência das espécies em florestas do mesmo tipo, presentes em literatura. Duas exceções requerem discussão. *Chrysophyllum gonocarpum*, que foi considerada no presente estudo uma espécie de subdossel quanto ao estrato. Ao mesmo tempo, a espécie é uma secundária inicial quanto ao grupo ecológico, e por essa contradição, pode ser observada também em dossel onde esse não possui grande altura e há possibilidade da copa receber radiação luminosa direta. *Ixora gardneriana*, por sua vez, considerada neste estudo espécie de dossel quanto ao estrato, é considerada espécie de sub-bosque quanto ao grupo ecológico, e em campo é observada com frequência sob outras árvores. Provavelmente indivíduos da espécie ocorrem de fato com mais frequência sob outras árvores, e isso só é possível onde o dossel é alto. Dessa forma, embora sua altura mediana de 12 m e máxima de até 20 m acabou por enquadrá-la como espécie de dossel neste estudo, ela provavelmente ocorre em situação de luz filtrada sob dossel alto. Para as demais espécies (18) usadas na separação em estratos, a separação fez sentido frente às observações de campo.

Os adultos de dossel tiveram aumento na área basal por indivíduo, mostrando que nesse grupo houve uma mudança na composição, passando para um número menor de indivíduos com maior diâmetro, compostos por remanescentes de um processo de raleamento competitivo (Smith & Long 2001) e/ou por indivíduos mais tolerantes a distúrbios (p.e. vendavais), acrescidos daqueles que adentraram no critério de adultos. No entanto, reduções na densidade, altura mediana e área basal por área de parcela foram observadas para os adultos das espécies em geral, no dossel e subdossel. Uma vez que os números de indivíduos jovens desses dois estratos não mostraram alterações significativas, não se prevê a reposição, em curto prazo, dos adultos perdidos, contrariando parcialmente a hipótese H3. Esse processo comprometeu a dinâmica e

expressou clara perturbação estrutural da vegetação. A relação entre queda de adultos não compensada por acréscimo de jovens é sobretudo notável porque afetou as espécies mais importantes na estrutura da comunidade, como *Aspidosperma polyneuron*, *Trichilia claussoni* e *Psychotria vauthieri*, não trazendo perspectivas de reversão futura das quedas populacionais, e portanto, da reversão do processo de deterioração estrutural da comunidade.

Durante todo o período, a dominância relativa de *Aspidosperma polyneuron* se manteve entre as árvores de dossel, apontando essa espécie como fundamental (Walker 1992) na estrutura da vegetação. A espécie, uma secundária tardia com adultos de grande porte, tem ocupado um nicho menos explorado pelas demais. Durante o estudo foi observado que a população vem sofrendo uma rápida diminuição, provavelmente como consequência de um raleamento natural, aliado a quebras por vendavais. A queda nessa população foi a geradora das grandes mudanças na estrutura e composição geral, o que originou a abertura de grandes clareiras e a re-ocupação por populações de outras guildas, particularmente árvores e lianas pioneiras. Já a espécie *Pachystroma longifolium*, secundária tardia perenifolia, obteve ganho relativo, sinalizando modificação na fisionomia futura da floresta. Isso só será possível, no entanto, naqueles sítios onde as condições ambientais forem favoráveis ao crescimento de seus indivíduos jovens, o que está diretamente ligado à manutenção do dossel formado por outras espécies e em particular, por *A. polyneuron*.

Ressalta-se que os valores relativos de dominância para *Piptadenia gonoacantha* e *Astronium graveolens* foram diferentes considerando os indivíduos de todos os tamanhos ou de outra forma, apenas os indivíduos de maior porte. Na primeira situação não houve uma alternância na dominância entre as espécies, *P. gonoacantha* se mostrando sempre superior a *A. graveolens*. Já considerando apenas os indivíduos de maior porte, pertencentes ao dossel, foi possível avaliar que *A. graveolens* manteve sua presença no dossel, enquanto *P. gonoacantha* mostrou queda, com grande mortalidade nesse estrato. Essa espécie foi provavelmente afetada por vendavais, tendo sido observados em campo vários indivíduos com copas quebradas. Dessa forma, duas espécies de mesma categoria sucessional e provavelmente com requerimentos semelhantes para estabelecimento inicial, apresentaram diferentes desempenhos na idade adulta, evidenciando

provável fragilidade de uma espécie em tolerar determinado distúrbio. O comportamento das duas espécies indica uma diferenciação de nicho relacionada não a requerimento luminoso ou nutricional, como tradicionalmente se aponta, mas em relação a tolerância a distúrbio, ou ainda, história de vida (Kraft *et al.* 2008).

Notou-se que as espécies *Esenbeckia leiocarpa* e *Cabralea canjerana* foram as únicas típicas de dossel/emergentes que ingressaram na parcela durante os 20,6 anos e, além disso, a segunda pode estar egressando, conforme mostra a queda no número de indivíduos. Outras espécies desse estrato se mostraram egressas, como foi o caso de *Copaifera langsdorffii*, *Protium widgrenii*, *Xylopia brasiliensis* e *Cryptocarya aschersoniana*, sugerindo que há um impedimento no estabelecimento de novas espécies típicas de dossel/emergentes. Esse resultado, juntamente com a grande queda observada no número de indivíduos das espécies que estiveram presentes em todas as amostragens, representará restrições adicionais à dinâmica da comunidade.

No subdossel, a mudança mais relevante foi a perda relativa de *Psychotria vauthieri*, espécie tolerante a sombra, que além de sofrer raleamento competitivo, talvez tenha sido prejudicada pela mudança das condições ambientais resultantes de um dossel com menor densidade, ou seja, mais aberto. Isso reforça a importância da mudança populacional de *A. polyneuron* na trajetória das demais populações e, portanto, da comunidade como um todo, uma vez que a espécie está atuando, ao lado das demais espécies de dossel, como uma edificadora do ecossistema físico (Jones *et al.* 1997). As espécies de dossel controlam a disponibilidade de luz para as demais (Gandolfi *et al.* 2009) e o raleamento desse estrato, além de certamente resultar em grande modificação microclimática, também levou a restrição hídrica direta para as espécies em geral, uma vez que o dossel atua na redistribuição hidráulica no perfil do solo (Caldwell *et al.* 1998, Lee *et al.* 2005), bombeando a água do subsolo e a disponibilizando nos horizontes superficiais.

Além das alterações nos números relativos às plantas no dossel, as mudanças na composição das plantas de pequeno diâmetro ($5 \leq \text{DAP} < 10$ cm) mostraram aumento no número de algumas espécies que poderão ter maior representatividade no futuro dossel, principalmente

Securinega guaraiuva e *Pachystroma longifolium*. No entanto, as quantidades de indivíduos adicionados foram bastante pequenas em comparação à redução observada para as espécies mais numerosas. De fato, a principal mudança observada nessa análise foi a queda em *Aspidosperma polyneuron*. Por outro lado, a partir da separação entre estádios etários, observou-se um acréscimo significativo de jovens para *Piptadenia gonoacantha* e *Astronium graveolens*, finalizando com um total de 52 indivíduos jovens contra 70 para *A. polyneuron*. Uma vez que essa última espécie mostrou tendência de queda inclusive para jovens, indica-se uma futura substituição das espécies atualmente presentes nesse estrato, conforme esperado pela hipótese H3, sendo uma espécie secundária tardia sendo substituída por outras duas secundárias iniciais. Esse cenário aponta um processo de sucessão retrocessiva no dossel (Santos *et al.* 2008), em curso.

A queda no número geral de indivíduos de espécies secundárias tardias e substituição parcial por pioneiras mostrou uma tendência de renovação da comunidade após uma maciça queda de densidade de indivíduos adultos, provavelmente causada em maior parte por fatores naturais. Entre esses fatores é possível considerar a queda populacional maciça como parte de uma linha temporal formada pelo estabelecimento alternado de populações em um período de tempo longo, o que foi demonstrado em estudos baseados em séries centenárias de dados em outras vegetações (Kuuluvainen *et al.* 2002, Arseneault & Sirois 2004, Gutiérrez *et al.* 2004, Baker *et al.* 2005, Pollmann 2005). Ao mesmo tempo, as quedas populacionais devem ter sido geradas por vendavais, como aqueles ocorridos na RMSG em 1995 e 2001, conforme registros do CEPAGRI (2007). Outras perturbações antrópicas provavelmente estão influenciando nessas quedas e foram discutidas no Capítulo 1, como é o caso da fragmentação e modificação nas condições ambientais nas bordas e em direções cada vez mais interiores, da poluição atmosférica advinda de áreas urbanas e agrícolas, bem como as consequências da elevação da temperatura atmosférica para a fisiologia das árvores e para a expansão de lianas hiperabundantes, plantas que também podem ter sido favorecidas de modo diferencial pela poluição e elevação nos teores de CO₂ atmosférico.

Como mostrado no Capítulo 1, os números de indivíduos mortos e suas áreas basais não foram compensados pelos valores dos indivíduos recrutados, indicando declínio da estrutura

florestal. O acréscimo de árvores pioneiras em número bem menor frente à mortalidade geral resultou em uma regeneração florestal escassa. Essa ausência de regeneração acarretou uma perda de competitividade das plantas arbustivo-arbóreas, levando à ocupação, em grandes extensões do terreno, por populações de lianas hiperabundantes¹¹ (Rozza *et al.* 2007), típicas de áreas perturbadas, como observado em campo. A ocupação por essas lianas, por sua vez, restringe ainda mais a emergência de regenerantes, não permitindo a reestruturação florestal (Cochrane & Schulze 1999, Pérez-Salicrup & Barker 2000, Schnitzer *et al.* 2000). A falta de elevação no número de indivíduos jovens sugere que dificilmente haverá reposição dos adultos mortos e reversão futura da perda estrutural observada.

¹¹ Em florestas conservadas, lianas são um componente menos importante da estrutura da vegetação (Gerwing & Farias 2000), enquanto em vegetações perturbadas, em que persistem capoeiras sob ampla luminosidade, aquelas plantas frequentemente formam uma extensa manta na altura mais alta da vegetação regenerante (Laurance 1997, Cochrane & Schulze 1999, Gerwing & Farias 2000, Schnitzer *et al.* 2000, Pérez-Salicrup & Barker 2000). Nessa condição, muito comum em beiras de mata, Morellato (1991) encontrou uma baixa riqueza de espécies (22) se comparado ao total de espécies de lianas da floresta - 136 (Reserva Municipal de Santa Genebra, Morellato & Leitão-Filho 1996). A regeneração arbórea, por sua vez, pode ser atrasada nas comunidades em que se estabelece uma via alternativa de sucessão, dominada por populações de lianas e arbustos escandentes (Cochrane & Schulze 1999). Essas plantas impedem, por diversos motivos, a germinação e o crescimento dos indivíduos arbustivo-arbóreos que iriam compor a estrutura da floresta. O impedimento pode ser principalmente mecânico ou por pré-interceptação de luz (Schnitzer *et al.* 2000), por competição de água e nutrientes (Pérez-Salicrup & Barker 2000), entre outras razões.

Considerando a separação das espécies em grupos sucessionais, algumas espécies secundárias iniciais (p.e. *M. stipitatum* e *C. gonocarpum*) e secundárias tardias (p.e. *A. polyneuron*) tiveram redução populacional paralelamente ao aumento nas populações de outras espécies das mesmas categorias (p.e. secundárias iniciais - *Cordia ecalyculata*; secundárias tardias - *P. longifolium*, *Securinega guaraiuva*, *Picramnia warmingiana*). Isso pode representar uma substituição de espécies de mesmas guildas, alternando-se de modo estocástico em seus nichos. No entanto, apesar dessa alternância, as espécies com crescimento populacional não foram promissoras em compensar a perda em densidade daquelas espécies que sofreram redução populacional, em ambos os grupos. Já a queda em densidade das espécies típicas de sub-bosque, por sua vez, pode indicar uma perda de nicho onde essas espécies seriam favorecidas, ou seja, situações ambientais com luz filtrada, comuns sob copa florestal em estado satisfatório de conservação. Paralelamente à queda no número de indivíduos das espécies secundárias iniciais e tardias, as espécies de sub-bosque, particularmente em um ritmo com forte queda de densidade, se mostraram indicadoras da crescente perturbação da floresta e de sua perda estrutural.

De maneira geral, o número de indivíduos adicionados das espécies não polinizadas ou dispersas por animais não compensou a queda no número de indivíduos das espécies relacionadas a animais, contrariando a hipótese H4. Uma das causas do declínio no número de indivíduos polinizados por animais pode ter sido a falta de polinizadores nesses 20,6 anos ou a mudança no comportamento desses animais em um cenário de grande fragmentação (Nason & Hamrick 1997). A escassez de polinizadores pode ter sido mais importante no caso de espécies com grande redução no número de indivíduos, correspondendo àquelas polinizadas por borboletas, abelhas, mariposas e moscas. Apesar de entre os agentes polinizadores citados, borboletas e mariposas serem considerados mais especializados, é provável que a escassez de animais polinizadores em geral tenha afetado igualmente o sucesso reprodutivo de árvores relacionadas a polinizadores especialistas ou generalistas, situação já observada em outros fragmentos (Aguilar 2006).

A queda no número de indivíduos anemocóricos esteve ligada à grande redução populacional de *Aspidosperma polyneuron*, conforme já discutido. Já o aumento no número de

indivíduos autocóricos esteve ligado à regeneração das espécies pioneiras e secundárias iniciais *Croton floribundus*, *C. piptocalyx* e *Rhamnidium elaeocarpum*, que se favoreceram a partir das novas clareiras criadas. Algumas espécies autocóricas de sub-bosque também foram favorecidas, como *Galipea jasminiflora*, assim como de dossel, como *Pachystroma longifolium* e *Esenbeckia leiocarpa*, cuja regeneração não depende de animais dispersores, embora a última espécie em pequena quantidade.

O decréscimo das populações de árvores dispersas por animais pode ser uma consequência da diminuição das populações dos agentes dispersores (Stevens & Husband 1998), ou porque a contribuição de sementes dispersas por vertebrados em vegetações perturbadas é bem menor (Cordeiro & Howe 2003, Melo *et al.* 2006). Se a falta de animais dispersores é real, a localização espacialmente isolada da RMSG em relação a outras vegetações locais é certamente a causa principal do problema (Lees & Peres 2009). Fleury & Galetti (2006) observaram que outros fragmentos de 230-380 ha não apresentaram locais seguros para o estabelecimento de *Syagrus romanzoffiana* e mostraram alta predação de sementes, principalmente por esquilos, em todos os microhábitats avaliados. Na RMSG, por outro lado, não se têm registros de excesso de mamíferos predadores de sementes. Nessa vegetação, de modo contrário, a escassez de regenerantes deve estar ligada justamente à falta de animais dispersores e, além disso, à mortalidade das plântulas por fatores como o microclima desfavorável na vegetação perturbada, pela competição com lianas e ainda, devido ao estresse hídrico gerado pela elevação nos valores de temperatura atmosférica, não acompanhada por elevação na precipitação atmosférica (veja resultados do Capítulo 1).

Em um fragmento de floresta tropical espacialmente isolado de outras vegetações naturais por um século, Turner *et al.* (1996) observaram grande perda de espécies e um aumento gradual do domínio por um grupo de lianas em extensas áreas, inibindo a regeneração. Os autores concluíram que fragmentos podem constituir refúgios para espécies nativas e genótipos por décadas, porém espontaneamente não garantirão a conservação permanente da biodiversidade representativa da floresta tropical. De modo paralelo, comparando parcelas de vegetação em fragmentos em diferentes históricos, Santos *et al.* (2008) indicam que, em longo prazo, fragmentos tendem a se degradar e a reter uma composição arbórea gradativamente simplificada

(degenerada) que converge para aquela presente em vegetações secundárias e bordas. A RMSG possui uma diversidade vegetal importante, bem como uma diversidade animal associada e que, no entanto, vem sendo ameaçadas por fatores naturais de perturbação (p.e. vendavais), senescência maciça de árvores, escassez de regenerantes, vasta expansão de clareiras e substituição de espécies arbóreas tardias por árvores e lianas pioneiras. A possibilidade de a vegetação continuar abrigando uma parte representativa da biodiversidade regional dependerá da adoção de medidas para a conservação e restauração da comunidade florestal, partindo da identificação e controle dos fatores que estão impedindo a regeneração natural das populações arbóreas. Recomenda-se a adoção de medidas para a reestruturação florestal e que, ao mesmo tempo, estimulem o trânsito da fauna polinizadora e dispersora na RMSG. Nesse contexto, incluem-se o trabalho permanente de controle de lianas hiperabundantes, a interligação da RMSG com outros fragmentos e a possibilidade de enriquecimento com espécies de diferentes grupos funcionais (Rodrigues *et al.* 2009), principalmente as formadoras de dossel, possibilitando a continuidade da dinâmica florestal.

VI. Considerações finais

Os resultados mostraram que em 20,6 anos a vegetação sofreu grandes alterações na composição de espécies, dentro dos grupos ecológicos e dos grupos de estratos. No dossel, a drástica redução de indivíduos e a substituição de espécies tardias por iniciais afetaram as populações no subdossel, e além de contribuir para as grandes mudanças estruturais que afetaram a dinâmica durante a série estudada, possivelmente trarão maiores consequências futuras para a diversidade.

As alterações em grupos ecológicos para os indivíduos em geral mostraram o retrocesso sucessional da vegetação durante o período amostrado. A mudança na composição dos indivíduos de pequeno diâmetro e de jovens, por sua vez, indicando um dossel futuro com composição diferente do observado e com uma maior contribuição de espécies iniciais, apontam para a continuidade nesse retrocesso. Ao mesmo tempo, como os números gerais de indivíduos jovens de dossel e subdossel permaneceram inalterados frente à queda dos adultos e como os indivíduos polinizados por insetos especialistas ou dispersos por animais não foram repostos por indivíduos de outros grupos, dificilmente haverá uma reversão do declínio estrutural observado.

Provavelmente, as quedas populacionais significativas e a alteração estrutural observada resultaram da totalização de fatores de perturbação naturais, como é o caso do raleamento competitivo e de vendavais, amplificados por fatores advindos da fragmentação, como a expansão de lianas hiperabundantes e a ausência de animais polinizadores e dispersores. O problema que se coloca é que apesar de perturbações naturais e ciclos populacionais serem previsíveis na história da vegetação, ela mostrou uma forte desestruturação nos grupos funcionais que ameaça a dinâmica em longo prazo. Em suma, o trabalho demonstrou que uma vegetação fragmentada e perturbada teve seus processos ecológicos fundamentais alterados, e por esse motivo, certamente não conseguirá se recuperar naturalmente.

A conservação da biodiversidade na RMSG depende da manutenção das principais populações, particularmente daquelas que formam o dossel e que possibilitam a regeneração e a sucessão necessária à continuidade da dinâmica florestal. Dessa forma, recomenda-se a adoção

de estratégias adequadas de restauração florestal que contornem as ameaças à floresta e promovam sua reestruturação. Nesse sentido, uma das ações necessárias é o monitoramento de lianas hiperabundantes e seu controle, favorecendo as populações arbóreas. Ao mesmo tempo, são importantes medidas visando um maior trânsito da fauna em geral dentro do remanescente, através da restauração de suas áreas degradadas, e ao mesmo tempo, a interligação da floresta com outras da região, através de corredores ecológicos.

Referências citadas

- AGUILAR, R.; ASHWORTH, L.; GALETTO, L.; AIZEN, M.A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9, 968-980.
- AIZEN, M.A.; FEINSINGER, P. 1994. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine "Chaco Serrano". *Ecological Applications* 4, 378-392.
- ARSENEAULT, D.; SIROIS, L. 2004. The millennial dynamics of a boreal forest stand from buried trees. *Journal of Ecology* 92, 490-504.
- BAKER, P.J.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; OLIVER, C.D.; ASHTON, P.S. 2005. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. *Ecological Monographs* 5(3), 317-343.
- BATISTA, LF. 2001. Desempenho de modelos de relações hipsométricas: estudo em três tipos de floresta. *Scientia Forestalis* 60, 149-163.
- BAWA, W.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21, 399-422.
- BIERREGAARD, R.O., JR.; STOUFFER, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O., Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, pp. 138-55.
- BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) 2001. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, 496 pp.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2003. Impact of Forest Fragmentation on Understory Plant Species Richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17(2), 389-400.
- BOTREL, R.T. 2007. *Análise silvigênica em Floresta Estacional Semidecídua e em Cerradão no Estado de São Paulo*. Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 211 pp.
- BUNKER, D.E.; DECLERCK, F.; BRADFORD, J.C.; COLWELL, R.K.; GARDEN, P.; PERFECTO, I. PHILLIPS, O.L.; SANKARAN, M.; NAEEM, S. 2005. Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. *Science*, 310(11), 1029-1031.
- CALDWELL, M.M.; DAWSON, T.E.; RICHARDS, J.H. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113(2), 151-161.

CARVALHO, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidade e uso da madeira. EMBRAPA, Brasília, 675 pp.

CARVALHO, G.A. KERR, W.E.; NASCIMENTO, V.A. 1995. Sex determination in bees. XXXIII. Decrease of xo heteroalleles in a finite population of *Melipona scutellaris* (Apidae, Meliponini). Revista Brasileira de Genética 18, 13-16.

CEPAGRI/UNICAMP Vendavais. URL <http://orion.cpa.unicamp.br/artigos-especiais/vendavais.html> [acessado em 29 de maio de 2007].

CETESB. Caracterização das estações de monitoramento de fumaça no interior do Estado de São Paulo: estação do município de Paulínia, setembro/2006. 18 pp. URL <http://http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp> [acessado em 24 de julho de 2008].

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; SCHIMEL, J.P.; FERREIRA, L.V.; MELACK, J.M. 2000. Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. Oecologia 122, 380-388.

COLLINS, S.L.; MICHELI, F.; HARTT, L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. Oikos 91, 285-293.

CORDEIRO, N.J.; HOWE, H.F. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100, 14052-14056.

DELGADO, L.A.; ACEVEDO, M.A.; CASTELLANOS, H.; RAMÍREZ, H.; SERRANO, J. 2005. Relaciones alométricas y patrones de crecimiento para especies de arboles de la Reserva Forestal de Imataca, Venezuela. Interciência 30(5), 275-283.

DIDHAM, R.K.; GAZHOUL, J.; STORK, N.E.; DAVIS, A. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. Trends in Ecology and Evolution 11, 255-60.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica 31, 17-30.

DOAK, D.; POLLOCK, J.; ROSE, A.; KNOWLTON, J.; BOOTH, M.; PARKER, I. Statistical / modeling tools for design analysis of conservation monitoring data. Schlinger Conservation Monitoring Project. URL <http://bio.research.ucsc.edu/people/doaklab/natconserv/index.html> [acessado em 4 de outubro de 2007].

ELLSTRAND, N.C.; ELAM, D.R. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. Annual Review of Ecology and Systematics 24, 217-42.

ERLICH, P.R. 2008. Key issues for attention from ecological economists. Environment and Development Economics 13, 1-20.

FISCHER, J.; MANNING, A.D.; STEFFEN, W.; ROSE, D.B.; DANIELL, K.; FELTON, A.; GARNETT, S.; GILNA, B.; HEINSOHN, R.; LINDENMAYER, D.B.; MACDONALD, B.; MILLS, F.; NEWELL, B.; REID, J.; ROBIN, L.; SHERREN, K.; WADE, A. 2007. Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology and Evolution* 22, 621-624.

FLEURY, M.; GALETTI, M. 2006. Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biological Conservation* 131, 1-13.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P.; CAZETTA, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges, and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. *Biological Conservation* 111, 269-273.

GANDOLFI, S., LEITÃO-FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55(4), parte II, 753-767. URL <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/tecnicos/gandolfi1995.pdf> [acessado em agosto de 2006].

GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese (Doutorado), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2 v., 519 pp.

GANDOLFI, S.; JOLY, C.A.; LEITÃO FILHO, H.F. 2009. "Gaps of deciduousness": cyclical gaps in tropical forests. *Scientia Agricola* 66(2), 280-284.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; JR.; MALCOLM, J.R. STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, pp. 223-229.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288(5470), 1356-1358.

GILBERT, K.A.; SETZ, E.Z.F. 2001. Primates in a fragmented landscape. In: BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 262-270.

GUTIÉRREZ, A.G.; ARMESTO, J.J.; ARAVENA, J.C. 2004. Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloe Island, Chile. *Journal of Ecology* 92, 598-608.

HADDAD, N.M.; HOLYOAK, M.; MATA, T.M.; DAVIES, K.F.; MELBOURNE, B.A.; PRESTON, K. 2008. Species' traits predict the effects of disturbance and productivity on diversity. *Ecology Letters* 11, 348-356.

- HARMS, K.E.; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HERNÁNDEZ, A.; HERRE, E.A. 2000. Pervasive density dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404, 493-495.
- HILL, J.H.; CURRAN, P.J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effect on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30, 1391-1403.
- HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13, 201-228.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change 73 pp. URL http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf [acessado em janeiro de 2009].
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78(7), 1946.
- JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M.A.; SILVA, W.R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G. ALVES, M.A.S.; KERR, W.E.; VENKOWSKY, R. 1982. Melhoramento genético em abelhas. I. Efeito do número de colônias sobre o melhoramento. *Revista Brasileira de Genética* 5, 279-85.
- 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. In: LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O., Jr. (Eds.), *Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 33-44.
- KEITT, T.H. 2008. Coherent ecological dynamics induced by large-scale disturbance. *Nature* 454, 331-335.
- KOEPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fondo de Cult. Economica, Mexico, D.F., 478 pp.
- KÖRNER, C. 2004. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 359, 493-498.
- KRAFT, N.J.B.; VALENCIA, R.; ACKERLY, D.D. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* 322, 580-582.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2.ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, 620 p.
- KUULUVAINEN, T.; MÄKI, J.; KARJALAINEN, L.; LEHTONEN, H. 2002. Tree age distributions in old-growth forest sites in Vienansalo Wilderness, Eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1), 169-184.
- LANDE, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241, 1455-61.
- LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., JR.; GASCON, C.; DIDHAM, R.K.; SMITH, A.P.; LYNAM, A.J.; VIANA, V.M.; LOVEJOY, T.E.; SIEVING, K.E.; SITES, J.W., JR.; ANDERSEN, M.;

TOCHER, M.D.; KRAMER, E.A.; RESTREPO, C.; MORITZ, C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O., Jr. (Eds.) Tropical forest remnants: Ecology management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, pp. 515-25.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G. 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6), 2032-40.

LAURANCE, W.F., FERREIRA, L.V., RANKIN-DE MERONA, J.M., LAURANCE, S.G., HUTCHINGS, R., LOVEJOY, T.E., 1998b. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology* 12, 460-464.

LAURANCE, W.F., DELAMONICA, P., LAURANCE, S.G., VASCONCELOS, H.L., LOVEJOY, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836.

LAURANCE, W.F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13, 595-602.

LAURANCE, W.F.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; ANDRADE, A.; LAURANCE, S.G.; D'ANGELO, S., LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree Communities. *Journal of Tropical Ecology* 19, 343-347.

LAURANCE W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G. *et al.* 2006a. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 19010-4.

LEE, J.E.; OLIVEIRA, R.S.; DAWSON, T.E.; FUNG, I. 2005. Root functioning modifies seasonal climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(49), 17576-17581.

LEE, T.M.; WALTER JETZ, W. 2008. Future battlegrounds for conservation under global change. *Proceedings of the Royal Society B* 275(1640), 1261-1270.

LEES, A.C.; PERES, C.A. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118, 280-290.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1995. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. In: MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. UNICAMP, Campinas, pp. 19-29.

LENTON, T.M.; HELD, H.; KRIEGLER, E.; HALL, J.W.; LUCHT, W.; RAHMSTORF, S.; SCHELLNHUBER, H.S. 2008. Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 1786-1793.

- LUYSSAERT, S.; SCHULZE, E.D.; BÖRNER, A.; KNOHL, A.; HESSENMÖLLER, D.; LAW, B.E.; CIAIS, P.; GRACE, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215.
- MANTEL, N.; VALAND, R.S. 1970. A technique of nonparametric multivariate analysis. *Biometrics* 26, 547-558.
- MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 00, 1-12, URL <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/tecnicos/martins2002.pdf> [acessado em agosto de 2006].
- MELO, F.P.L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*. v. 132, p. 50-60, 2006.
- MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91, 129-134.
- MICHALSKI, F.; NISHI, I.; PERES, C.A. 2007. Disturbance-mediated drift in tree functional groups in amazonian forest fragments. *Biotropica* 39(6), 691-701.
- MORELLATO, L.P.C. 1991. Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 176 pp.
- MORELLATO, P.C. & LEITÃO-FILHO, H.F. (Org.) 1995, *Ecologia e conservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*. Editora da UNICAMP, Campinas, 136 pp.
- NASON, J.D.; HAMRICK, J.L. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two cases studies of Neotropical trees. *Journal of Heredity* 88, 264-76.
- NAVE, A.G. 1999. Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com auxílio de sensoriamento remoto. Tese (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 167 pp. URL <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulg.php?type=dissertacoes> [acessado em agosto de 2006].
- OCHOA-GAONA, S.; GONZALEZ-ESPINOSA, M.; MEAVE, J.A.; SORANI-DAL BON, V. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 13, 867-884.
- OLIVEIRA, J.A., MENK, J.R.F. & ROTTA, C.L. 1979. Levantamento semidetalhado dos solos do Estado de São Paulo - Quadrícula de Campinas. IBGE, Rio de Janeiro.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T., MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in a south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131, 45-66.

- OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. 2008. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management* 256, 1910-1917.
- PHILLIPS, O.L. 1997. The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 6, 291-311.
- PHILLIPS, O.L.; LEWIS, S.L.; BAKER, T.R.; CHAO, K.; HIGUCHI, N. 2008. The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 363, 1819-1827.
- PIMM, S.L. 2008. Biodiversity: climate change or habitat loss – which will kill more species? *Current Biology* 18(3), R117-119.
- PINTO, H.S.; ZULLO JR., J.; BRUNINI, O. 2001. Geadas: condições de ocorrência e cuidados. CEPAGRI/UNICAMP e CIIAGRO/IAC. URL <http://www.cpa.unicamp.br/portal/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=21> [acessado em 23 de fevereiro de 2003].
- POLLMANN, W. 2005. A long-term record of *Nothofagus* dominance in the southern Andes, Chile. *Austral Ecology* 30, 91-102.
- PRIMACK, R.B. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*. 6, 513-19.
- PRIORE, M.D; VENÂNCIO, R. 2006. Uma história da vida rural no Brasil. Ediouro, Rio de Janeiro, 223 pp.
- RIDDER, B. 2008. Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodiversity Conservation* 17, 781-790.
- ROSENZWEIG, C.; KAROLY, D.; VICARELLI, M.; NEOFOTIS, P.; WU, Q.; CASASSA, G.; MENZEL, A.; ROOT, T.L.; ESTRELLA, N.; SEGUIN, B.; TRYJANOWSKI, P.; LIU, C.; RAWLINS, S.; IMESON, A. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453, 353-358.
- ROZZA, A.F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R. 2007. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. Nova Science Publishers, New York, pp. 171-196.
- SANTIN, D.A. 1999. Fragmentos florestais no município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização e florística visando a conservação. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 282 pp.
- SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R.; TAMASHIRO, J.Y.; SHEPHERD, G.J. 1996. The dynamics of tree populations in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE Brazil. *Supplement to Bulletin of the Ecological Society of America*, 77(3), 341-389.

- SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. *Acta Botanica Brasilica* 17(3), 325-341.
- SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141, 249-260.
- SENTELHAS, P.C., CAMARGO, A.P.; CAMARGO, M.B.P.; ALFONSI, R.R. 1994. Um século de desmatamento: efeitos no regime térmico, pluvial e no balanço hídrico em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 2, 99-103.
- SHAFFER, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131-134.
- SHEPHERD, G.J. 1996. Fitopac 1 - Manual de usuário. Departamento de Botânica, UNICAMP, Campinas.
- SILVA, W.P. & SILVA, C.M.D.P.S. LAB Fit - Ajuste de curvas (regressão não-linear e tratamento de dados) V 7.2.14 c (2003-2004). URL http://www.angelfire.com/rnb/labfit/index_p.htm [acessado em janeiro de 2007].
- SIMON, J., BRUCE, P. and TROIANO, V. Resampling Stats. URL <http://www.resample.com> [acessado em agosto de 2006].
- SIZER, N.; TANNER, E.V.J. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 91, 135-42.
- SMITH, F.W.; LONG, J.N. 2001. Age-related decline in forest growth: an emergent property. *Forest Ecology and Management* 144, 175-181.
- SMITH, N.; MORI, S.A.; HENDERSON, A.; STEVENSON, D.W.; HEALD, S.V. 2004. Flowering plants of the neotropics. Princeton University Press. 594 pp.
- STAGGEMEIR, V.G.; GALETTI, M. 2007. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitócoricos: uma perspectiva global. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15 (2), 281-287.
- STERCK, F.J.; BONGERS, F. 1998. Ontogenetic changes in size, allometry, and mechanical design of tropical rain forest trees. *American Journal of Botany* 85(2), 266-272.
- STEVENS, S.M.; HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1-8.
- STOUFFER, P.C.; BORGES, S.H. 2001. Conservation recommendations for understory birds in Amazonian forest fragments and second-growth areas. In: BIERREGAARD, JR., R.O.; GASCON,

C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Eds.) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven, pp. 248-261.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O., JR.; STRONG, C.; LOVEJOY, T.E. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology* 20(4), 1212-1223.

STEVENS, S.M.; HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 85, 1-8.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation and plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91, 119-127.

TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C.; GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13, 1419-1425.

TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 19(3), 695-700.

TURNER, I.M.; CHUA, K.; 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.

WALKER, B.H. 1992. Biological diversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6, 18-23.

WILLI, Y.; HOFFMANN, A.A. 2009. Demographic factors and genetic variation influence population persistence under environmental change. *Journal of Evolutionary Biology* 22, 124-133.

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. 2007. Síndromes de polinização e dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(3), 553-573.

ZHANG, D.D.; BRECKE, P.; LEE, H.F.; HE, Y.Q.; ZHANG, J. 2007. Global climate change, war, and population decline in recent human history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 19214-19219.

ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 718 pp.

Anexo 1

Listagem geral de espécies. G.E. (grupo ecológico) – P: pioneira; Si: secundária inicial; St: sec. tardia; Sb: típica de sub-bosque; NC: não classificada. As mudanças apontadas se referem à comparação 1983 vs. 2004. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Nº de indivíduos					Área basal (m ² .ha ⁻¹)					G.E.
	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	
<i>Trichilia claussoni</i>	260	221	171	132	-49,23	1,944393	1,899051	1,476986	1,222119	-37,15	Sb
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	219	166	138	126	-42,47	5,252570	4,715683	4,009696	4,084361	-22,24	St
<i>Psychotria vauthieri</i>	214	127	79	52	-75,70	1,125789	0,692386	0,489145	0,325233	-71,11	Sb
<i>Actinostemon communis</i>	101	101	87	75	-25,74	0,410680	0,320924	0,611933	0,246065	-40,08	Sb
<i>Astronium graveolens</i>	65	59	62	55	-15,38	1,503859	1,597384	1,866207	1,893166	25,89	Si
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	37	39	40	41	10,81	1,898763	2,487166	2,445018	2,374309	25,05	Si
<i>Trichilia catigua</i>	31	34	26	20	-35,48	0,138266	0,162384	0,141708	0,089429	-35,32	Sb
<i>Acacia polyphylla</i>	28	19	28	27	-3,57	0,576079	0,365505	0,426183	0,561771	-2,48	P
<i>Galipea jasminiflora</i>	28	36	34	49	75,00	0,133466	0,154191	0,170069	0,219816	64,70	Sb
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	27	22	24	27	0,00	0,108311	0,072994	0,081306	0,097385	-10,09	Sb
<i>Ixora gardneriana</i>	24	17	13	13	-45,83	0,544839	0,419851	0,286974	0,299261	-45,07	Sb
<i>Eugenia excelsa</i>	19	18	17	19	0,00	0,093456	0,094098	0,087667	0,171219	83,21	Sb
<i>Trichilia pallida</i>	19	23	21	18	-5,26	0,147691	0,207057	0,191360	0,166651	12,84	Sb
<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	16	17	15	17	6,25	0,178508	0,269680	0,234853	0,260563	45,97	Si
<i>Machaerium stipitatum</i>	15	8	7	5	-66,67	0,397119	0,235891	0,224810	0,218257	-45,04	Si
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	15	12	11	11	-26,67	0,347628	0,262311	0,240959	0,240714	-30,76	Si
<i>Pachystroma longifolium</i>	14	20	24	28	100,00	0,341745	0,670140	0,625425	0,970861	184,09	St
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	14	9	9	7	-50,00	0,180356	0,128852	0,123363	0,115562	-35,93	Si
<i>Holocalyx balansae</i>	10	12	10	13	30,00	0,183136	0,200643	0,199314	0,229342	25,23	St
<i>Eugenia ligustrina</i>	10	6	5	4	-60,00	0,050794	0,031562	0,017792	0,016005	-68,49	Sb
<i>Ixora venulosa</i>	9	10	9	4	-55,56	0,128289	0,124222	0,091490	0,031019	-75,82	Sb
<i>Ceiba speciosa</i>	9	8	7	7	-22,22	1,330386	0,989188	0,504629	0,530829	-60,10	Si
<i>Solanum swartzianum</i>	8	1	2	2	-75,00	0,025479	0,011491	0,007886	0,004078	-83,99	P
<i>Coffea arabica</i>	7	6	8	10	42,86	0,018273	0,012711	0,016980	0,021981	20,29	NC
<i>Sebastiania edwalliana</i>	7	4	5	6	-14,29	0,051980	0,048447	0,058442	0,063811	22,76	Sb
<i>Jacaranda micrantha</i>	7	8	8	8	14,29	0,062369	0,093776	0,104541	0,119183	91,09	P
<i>Machaerium brasiliense</i>	6	3	2	1	-83,33	0,063123	0,061754	0,068667	0,075648	19,84	Si
<i>Casearia gossypiosperma</i>	6	5	5	6	0,00	0,050669	0,055873	0,053892	0,065960	30,18	Si
<i>Campomanesia guaviroba</i>	6	7	6	7	16,67	0,021523	0,038420	0,043396	0,052217	142,61	St
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	6	4	4	4	-33,33	0,115753	0,041611	0,048063	0,057033	-50,73	Si
<i>Myrcia splendens</i>	6	5	5	7	16,67	0,025594	0,034370	0,036665	0,048489	89,45	St
<i>Maclura tinctoria</i>	6	4	2	1	-83,33	0,190095	0,194267	0,077668	0,075648	-60,20	Si
<i>Sequiaria americana</i>	6	6	6	9	50,00	0,083256	0,101286	0,120156	0,138843	66,77	Si
<i>Casearia sylvestris</i>	5	3	3	2	-60,00	0,047623	0,033432	0,035046	0,021526	-54,80	P
<i>Sweetia fruticosa</i>	5	2	2	1	-80,00	0,037045	0,006535	0,006724	0,004029	-89,13	St
<i>Myrciaria floribunda</i>	5	4	5	7	40,00	0,021213	0,016329	0,018309	0,025164	18,63	St
<i>Colubrina glandulosa</i>	5	4	4	2	-60,00	0,178958	0,156569	0,152940	0,044372	-75,21	Si
<i>Securinea guaraiuva</i>	5	12	15	15	200,00	0,055720	0,092041	0,054869	0,056856	2,04	St
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	5	8	7	7	40,00	0,065407	0,119812	0,121113	0,092831	41,93	Si
<i>Cariniana legalis</i>	5	3	4	2	-60,00	1,052555	0,435512	0,780480	0,269221	-74,42	St
<i>Qualea multiflora</i> var. <i>pubescent</i>	5	3	3	3	-40,00	0,330056	0,140653	0,106833	0,043344	-86,87	St
<i>Urera baccifera</i>	5	5	8	14	180,00	0,055006	0,032038	0,051835	0,098426	78,94	P
<i>Eugenia</i> sp 1075	4	3	3	1	-75,00	0,015427	0,021353	0,023119	0,002873	-81,38	NC
<i>Guatteria nigrescens</i>	4	5	5	5	25,00	0,037453	0,064545	0,074274	0,080190	114,11	St

Anexo 1 – continuação

Listagem geral de espécies. G.E. (grupo ecológico) – P: pioneira; Si: secundária inicial; St: sec. tardia; Sb: típica de sub-bosque; NC: não classificada. As mudanças apontadas se referem à comparação 1983 vs. 2004. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Nº de indivíduos					Área basal (m ² .ha ⁻¹)					G.E.
	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	
<i>Cariniana estrellensis</i>	4	2	3	3	-25,00	0,158695	0,122398	0,135538	0,149932	-5,52	St
<i>Guapira opposita</i>	4	6	5	4	0,00	0,013220	0,018289	0,016514	0,014797	11,93	Si
<i>Celtis ehrenbergiana</i>	4	2			-100,00	0,023668	0,027152			-100,00	NC
<i>Cordia ecalyculata</i>	4	8	12	30	650,00	0,071170	0,117464	0,146397	0,277347	289,69	Si
<i>Copaifera langsdorffii</i>	4	3	3		-100,00	0,532630	0,588475	0,548392		-100,00	St
<i>Vernonanthura diffusa</i>	4	4	5	3	-25,00	0,099034	0,257234	0,235531	0,066479	-32,87	P
<i>Machaerium aculeatum</i>	3	2	2	2	-33,33	0,012098	0,007361	0,007267	0,011405	-5,72	P
<i>Croton floribundus</i>	3	7	7	14	366,67	0,111848	0,329315	0,299325	0,130630	16,79	P
<i>Plinia cauliflora</i>	3	3	6	6	100,00	0,044032	0,039289	0,032686	0,013319	-69,75	St
<i>Myrcia brasiliensis</i>	3	1			-100,00	0,007395	0,001790			-100,00	NC
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	3	3	3	2	-33,33	0,019238	0,029961	0,036920	0,016914	-12,08	P
<i>Coutarea hexandra</i>	3	1		1	-66,67	0,024536	0,015406		0,018335	-25,27	Sb
<i>Guarea guidonia</i>	3	1	1	1	-66,67	0,047627	0,060232	0,061625	0,064458	35,34	Sb
<i>Croton piptocalyx</i>	3	10	9	17	466,67	0,078680	0,415004	0,465282	0,524774	566,97	P
<i>Trichilia hirta</i>	3	1	1	1	-66,67	0,068166	0,041253	0,044762	0,041253	-39,48	St
<i>Allophylus edulis</i>	3	2	2	1	-66,67	0,019126	0,012820	0,007371	0,003344	-82,51	P
<i>Agonandra excelsa</i>	3	3	3	3	0,00	0,011244	0,013799	0,015390	0,018538	64,86	St
<i>Rollinia sylvatica</i>	3	3	2	3	0,00	0,134647	0,129043	0,118451	0,098131	-27,12	Si
<i>Duguetia lanceolata</i>	3	3	4	4	33,33	0,010896	0,014491	0,017903	0,023129	112,27	St
<i>Inga luschnathiana</i>	3	5	6	7	133,33	0,032336	0,048105	0,057930	0,032205	-0,41	Si
<i>Protium widgrenii</i>	3				-100,00	0,018355				-100,00	Si
<i>Centrolobium tomentosum</i>	3	2	2	2	-33,33	0,104817	0,113199	0,113448	0,120729	15,18	Si
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	3	1	1		-100,00	0,043873	0,010894	0,010894		-100,00	Si
<i>Zanthoxylum hyemale</i>	3	2	2	4	33,33	0,026302	0,012621	0,009416	0,016172	-38,51	Si
<i>Myroxylon peruiferum</i>	2	2	2	1	-50,00	0,018876	0,027599	0,029350	0,024072	27,53	St
<i>Myrcia hebeclada</i>	2	2	2	2	0,00	0,012613	0,019417	0,024695	0,035334	180,14	St
<i>Chomelia obtusa</i>	2	2	1	2	0,00	0,015287	0,009279	0,003517	0,004588	-69,99	Sb
<i>Chomelia sericea</i>	2	2	2	2	0,00	0,015000	0,014746	0,015042	0,016445	9,63	St
<i>Cedrela fissilis</i>	2	2	2	3	50,00	0,304853	0,404262	0,402734	0,296126	-2,86	St
<i>Patagonula americana</i>	2	2	2	2	0,00	0,229454	0,291524	0,375486	0,247679	7,94	Si
<i>Cupania vernalis</i>	2				-100,00	0,006018				-100,00	Si
<i>Picramnia warmingiana</i>	2	6	6	10	400,00	0,008952	0,022984	0,029068	0,045725	410,76	St
<i>Trema micrantha</i>	2	1	1	2	0,00	0,005183	0,050930	0,009748	0,018822	263,16	P
<i>Amaioua guianensis</i>	2	1	2	2	0,00	0,012336	0,003298	0,004910	0,005161	-58,17	St
<i>Luehea alternifolia</i>	2	2	2	2	0,00	0,075518	0,078153	0,081002	0,082991	9,90	Si
<i>Hirtella hebeclada</i>	1	1	1	1	0,00	0,009199	0,011491	0,012416	0,016114	75,17	Si
<i>Eugenia ramboi</i>	1	1	1	1	0,00	0,003509	0,002873	0,004496	0,004854	38,32	Sb
<i>Ocotea puberula</i>	1	1	1	2	100,00	0,005801	0,015406	0,018335	0,033695	480,83	Si
<i>Casearia obliqua</i>	1	1	1	1	0,00	0,019107	0,026770	0,028172	0,031085	62,69	St
<i>Gordonia fruticosa</i>	1	1	1		-100,00	0,009199	0,010258	0,009199		-100,00	NC
<i>Trichilia elegans</i>	1		1		-100,00	0,001790		0,001912		-100,00	Sb
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	1			-100,00	0,028648	0,035722			-100,00	St
<i>Lafoensia pacari</i>	1				-100,00	0,003509				-100,00	Si
<i>Casearia decandra</i>	1	1	1		-100,00	0,004210	0,005379	0,005801		-100,00	St

Anexo 1 – continuação

Listagem geral de espécies. G.E. (grupo ecológico) – P: pioneira; Si: secundária inicial; St: sec. tardia; Sb: típica de sub-bosque; NC: não classificada. As mudanças apontadas se referem à comparação 1983 vs. 2004. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Nº de indivíduos					Área basal (m ² .ha ⁻¹)					G.E.
	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	1983	1994	1999	2004	Mudança (%)	
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	1	1	1	1	0,00	0,012732	0,012732	0,012732	0,012416	-2,48	Si
<i>Inga uruguensis</i>	1	1			-100,00	0,014714	0,016839			-100,00	Si
<i>Coussarea contracta</i>	1	2	2	2	100,00	0,003026	0,005499	0,006903	0,006828	125,64	St
<i>Miconia inaequidens</i>	1	1	1	1	0,00	0,005716	0,003183	0,003344	0,002724	-52,35	P
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	1	1			-100,00	0,109867	0,030590			-100,00	Si
<i>Maytenus robusta</i>	1	1	1	1	0,00	0,002037	0,002578	0,002873	0,003026	48,54	St
<i>Nectandra angustifolia</i>	1	3	3	3	200,00	0,013377	0,038683	0,045407	0,052961	295,91	Si
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1				-100,00	0,054162				-100,00	Si
<i>Cordia trichotoma</i>	1	2	1	1	0,00	0,019107	0,018042	0,023205	0,029611	54,98	Si
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	2	1	1	0,00	0,007162	0,019369	0,021934	0,029611	313,44	P
<i>Machaerium villosum</i>	1	1	1	1	0,00	0,063033	0,065898	0,068088	0,071819	13,94	St
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	2	4	6	500,00	0,003509	0,008539	0,013620	0,024681	603,29	St
<i>Eugenia hiemalis</i>	1	1	1		-100,00	0,001790	0,002300	0,002300		-100,00	St
<i>Angostura paniculata</i>		1	1	1	-----		0,003080	0,003135	0,005057	-----	NC
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>		3	3	6	-----		0,039073	0,060009	0,092833	-----	St
<i>Sebastiania serrata</i>		5	6	5	-----		0,014024	0,018796	0,017392	-----	P
<i>Zeyheria tuberculosa</i>		2	2	4	-----		0,005451	0,010634	0,023264	-----	St
<i>Senna macranthera</i>		4	4	3	-----		0,059908	0,106725	0,070213	-----	P
<i>Pisonia zapallo</i>		1	1	1	-----		0,002578	0,002873	0,002873	-----	Si
<i>Viva não identificada</i>		3	4	2	-----		0,017977	0,082082	0,044711	-----	
<i>Myrtaceae sp 1377</i>		1	1		-----		0,002873	0,003509		-----	NC
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>		2	1	2	-----		0,005889	0,004974	0,014030	-----	NC
<i>Myrsine umbellata</i>		2	3	3	-----		0,008093	0,011754	0,014376	-----	Si
<i>Cecropia pachystachya</i>		2	2	1	-----		0,014722	0,017640	0,021174	-----	P
<i>Cabralea canjerana</i>		2	1	1	-----		0,044436	0,042407	0,045964	-----	St
<i>Cordia sellowiana</i>		1	1	1	-----		0,017579	0,020698	0,026770	-----	Si
<i>Eugenia uniflora</i>		1	1	1	-----		0,001918	0,002437	0,004210	-----	Sb
<i>Vernonanthura discolor</i>		1	1	1	-----		0,002300	0,006464	0,012732	-----	P
<i>Metrodorea nigra</i>		2	2	2	-----		0,007719	0,008684	0,012281	-----	St
<i>Luehea divaricata</i>		1			-----		0,003852			-----	P
<i>Alchornea glandulosa</i>			1	1	-----			0,013377	0,039552	-----	P
<i>Ocotea beulahiae</i>		1	6	6	-----		0,003183	0,018830	0,041512	-----	St
<i>Miconia hymenonervia</i>			1		-----			0,003183		-----	NC
<i>Erythroxylum sp 9923</i>			1		-----			0,002188		-----	Sb
<i>Psidium sartorianum</i>			1	1	-----			0,002300	0,003183	-----	NC
<i>Merostachys riedeliana</i>				15	-----				0,101879	-----	P
<i>Prockia crucis</i>				1	-----				0,002578	-----	Si
<i>Inga fagifolia</i>				2	-----				0,004120	-----	St
<i>Ocotea corymbosa</i>				3	-----				0,009575	-----	Si
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>				1	-----				0,001790	-----	P
<i>Matayba elaeagnoides</i>				1	-----				0,001912	-----	Si
<i>Jacaratia spinosa</i>				1	-----				0,002873	-----	P
<i>Piper sp 04294</i>				1	-----				0,009096	-----	NC
<i>Lauraceae sp 04287</i>				1	-----				0,002578	-----	NC
Total	1430	1246	1117	1096	-23,36	22,43	21,85	20,69	19,19	-14,45	

Anexo 2

Espécies que mostraram alterações significativas no número de indivíduos. Estão ressaltados os valores de probabilidade $\leq 0,05$. Para as espécies cujos valores iniciais de número de indivíduos eram zero, não foi possível calcular a porcentagem de mudança. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Contagem de indivíduos				Soma de mudanças				Mudança (%)	Probabilidade			
	1983	1994	1999	2004	83-94	94-99	99-04	83-04		83-94	94-99	99-04	83-04
<i>Trichilia claussoni</i>	260	221	171	132	-39	-50	-39	-128	-49,2	0,083	0,024	0,096	0,000
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	219	166	138	126	-53	-28	-12	-93	-42,5	0,002	0,106	0,508	0,000
<i>Psychotria vauthieri</i>	214	127	79	52	-87	-48	-27	-162	-75,7	0,003	0,102	0,372	0,000
<i>Astronium graveolens</i>	65	59	62	55	-6	+3	-7	-10	-15,4	0,249	0,590	0,162	0,042
<i>Galipea jasminiflora</i>	28	36	34	49	+8	-2	+15	+21	+75,0	0,324	0,849	0,039	0,002
<i>Ixora gardneriana</i>	24	17	13	13	-7	-4	0	-11	-45,8	0,045	0,291	1,000	0,000
<i>Machaerium stipitatum</i>	15	8	7	5	-7	-1	-2	-10	-66,7	0,015	0,866	0,606	0,000
<i>Pachystroma longifolium</i>	14	20	24	28	+6	+4	+4	+14	+100,0	0,265	0,486	0,488	0,000
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	14	9	9	7	-5	0	-2	-7	-50,0	0,172	1,000	0,664	0,050
<i>Eugenia ligustrina</i>	10	6	5	4	-4	-1	-1	-6	-60,0	0,121	0,832	0,833	0,008
<i>Solanum swartzianum</i>	8	1	2	2	-7	+1	0	-6	-75,0	0,023	0,882	1,000	0,077
<i>Machaerium brasiliense</i>	6	3	2	1	-3	-1	-1	-5	-83,3	0,150	0,780	0,775	0,004
<i>Maclura tinctoria</i>	6	4	2	1	-2	-2	-1	-5	-83,3	0,382	0,392	0,769	0,004
<i>Casearia sylvestris</i>	5	3	3	2	-2	0	-1	-3	-60,0	0,224	1,000	0,692	0,035
<i>Sweetia fruticosa</i>	5	2	2	1	-3	0	-1	-4	-80,0	0,164	1,000	0,793	0,033
<i>Colubrina glandulosa</i>	5	4	4	2	-1	0	-2	-3	-60,0	0,695	1,000	0,210	0,029
<i>Securinega guaraiuva</i>	5	12	15	15	+7	+3	0	+10	+200,0	0,132	0,584	1,000	0,014
<i>Urera baccifera</i>	5	5	8	14	0	+3	+6	+9	+180,0	1,000	0,476	0,122	0,015
<i>Eugenia sp 1075</i>	4	3	3	1	-1	0	-2	-3	-75,0	0,690	1,000	0,224	0,030
<i>Cordia ecalyculata</i>	4	8	12	30	+4	+4	+18	+26	+650,0	0,526	0,512	0,001	0,000
<i>Copaifera langsdorffii</i>	4	3	3	0	-1	0	-3	-4	-100,0	0,715	1,000	0,075	0,008
<i>Croton floribundus</i>	3	7	7	14	+4	0	+7	+11	+366,7	0,427	1,000	0,140	0,012
<i>Myrcia brasiliensis</i>	3	1	0	0	-2	-1	0	-3	-100,0	0,248	0,706	1,000	0,046
<i>Croton piptocalyx</i>	3	10	9	17	+7	-1	+8	+14	+466,7	0,273	0,936	0,210	0,011
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	3	1	1	0	-2	0	-1	-3	-100,0	0,219	1,000	0,703	0,033
<i>Picramnia warmingiana</i>	2	6	6	10	+4	0	+4	+8	+400,0	0,154	1,000	0,148	0,000
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	2	4	6	+1	+2	+2	+5	+500,0	0,779	0,386	0,373	0,004
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	0	3	3	6	+3	0	+3	+6	-----	0,424	1,000	0,416	0,014
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	0	2	2	4	+2	0	+2	+4	-----	0,290	1,000	0,283	0,007
<i>Senna macranthera</i>	0	4	4	3	+4	0	-1	+3	-----	0,032	1,000	0,774	0,032
<i>Myrsine umbellata</i>	0	2	3	3	+2	+1	0	+3	-----	0,254	0,696	1,000	0,039
<i>Ocotea beulahiae</i>	0	1	6	6	+1	+5	0	+6	-----	0,843	0,037	1,000	0,006
<i>Merostachys riedeliana</i>	0	0	0	15	0	0	+15	+15	-----	1,000	1,000	0,034	0,034
<i>Ocotea corymbosa</i>	0	0	0	3	0	0	+3	+3	-----	1,000	1,000	0,029	0,031

Anexo 3

Espécies que mostraram alterações significativas na área basal. Estão ressaltados os valores de probabilidade $\leq 0,05$. Para as espécies com área basal inicial igual a zero, não foi possível calcular a porcentagem de mudança. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Área basal (m ² .ha ⁻¹)				Soma de mudanças				Mudança (%)	Probabilidade			
	1983	1994	1999	2004	83-94	94-99	99-04	83-04		83-94	94-99	99-04	83-04
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	5,2526	4,7157	4,0097	4,0844	-0,5369	-0,7060	+0,0747	-1,1682	-22,2	0,358	0,357	0,907	0,027
<i>Psychotria vauthieri</i>	1,1258	0,6924	0,4891	0,3252	-0,4334	-0,2032	-0,1639	-0,8006	-71,1	0,004	0,003	0,288	0,000
<i>Trichilia claussoni</i>	1,9444	1,8991	1,4770	1,2221	-0,0453	-0,4221	-0,2549	-0,7223	-37,1	0,824	0,832	0,203	0,000
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,5326	0,5885	0,5484		+0,0558	-0,0401	-0,5484	-0,5326	-100,0	0,768	0,766	0,025	0,028
<i>Qualea multiflora</i>	0,3301	0,1407	0,1068	0,0433	-0,1894	-0,0338	-0,0635	-0,2867	-86,9	0,274	0,259	0,655	0,042
<i>Ixora gardneriana</i>	0,5448	0,4199	0,2870	0,2993	-0,1250	-0,1329	+0,0123	-0,2456	-45,1	0,262	0,269	0,913	0,013
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,3971	0,2359	0,2248	0,2183	-0,1612	-0,0111	-0,0066	-0,1789	-45,0	0,023	0,018	0,926	0,004
<i>Actinostemon communis</i>	0,4107	0,3209	0,6119	0,2461	-0,0898	+0,2910	-0,3659	-0,1646	-40,1	0,627	0,633	0,032	0,378
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,3476	0,2623	0,2410	0,2407	-0,0853	-0,0214	-0,0002	-0,1069	-30,8	0,072	0,068	0,996	0,022
<i>Ixora venulosa</i>	0,1283	0,1242	0,0915	0,0310	-0,0041	-0,0327	-0,0605	-0,0973	-75,8	0,946	0,947	0,210	0,006
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	0,0439	0,0109	0,0109		-0,0330	0,0000	-0,0109	-0,0439	-100,0	0,194	0,187	0,698	0,028
<i>Eugenia ligustrina</i>	0,0508	0,0316	0,0178	0,0160	-0,0192	-0,0138	-0,0018	-0,0348	-68,5	0,208	0,217	0,921	0,004
<i>Sweetia fruticosa</i>	0,0370	0,0065	0,0067	0,0040	-0,0305	+0,0002	-0,0027	-0,0330	-89,1	0,179	0,176	0,635	0,035
<i>Allophylus edulis</i>	0,0191	0,0128	0,0074	0,0033	-0,0063	-0,0054	-0,0040	-0,0158	-82,5	0,327	0,327	0,570	0,007
<i>Myrcia brasiliensis</i>	0,0074	0,0018			-0,0056	-0,0018	0,0000	-0,0074	-100,0	0,084	0,085	1,000	0,045
<i>Coussarea contracta</i>	0,0030	0,0055	0,0069	0,0068	+0,0025	+0,0014	-0,0001	+0,0038	+125,6	0,215	0,207	0,988	0,041
<i>Agonandra excelsa</i>	0,0112	0,0138	0,0154	0,0185	+0,0026	+0,0016	+0,0031	+0,0073	+64,9	0,474	0,465	0,334	0,015
<i>Ocotea corymbosa</i>				0,0096	0,0000	0,0000	+0,0096	+0,0096	----	1,000	1,000	0,031	0,031
<i>Duguetia lanceolata</i>	0,0109	0,0145	0,0179	0,0231	+0,0036	+0,0034	+0,0052	+0,0122	+112,3	0,425	0,431	0,242	0,000
<i>Metrodorea nigra</i>		0,0077	0,0087	0,0123	+0,0077	+0,0010	+0,0036	+0,0123	----	0,204	0,205	0,550	0,013
<i>Myrsine umbellata</i>		0,0081	0,0118	0,0144	+0,0081	+0,0037	+0,0026	+0,0144	----	0,157	0,160	0,663	0,002
<i>Centrolobium tomentosum</i>	0,1048	0,1132	0,1134	0,1207	+0,0084	+0,0002	+0,0073	+0,0159	+15,2	0,287	0,303	0,414	0,029
<i>Trichilia pallida</i>	0,1477	0,2071	0,1914	0,1667	+0,0594	-0,0157	-0,0247	+0,0190	+12,8	0,037	0,037	0,407	0,517
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,0035	0,0085	0,0136	0,0247	+0,0050	+0,0051	+0,0111	+0,0212	+603,3	0,506	0,486	0,120	0,000
<i>Myrcia hebeclada</i>	0,0126	0,0194	0,0247	0,0353	+0,0068	+0,0053	+0,0106	+0,0227	+180,1	0,681	0,675	0,446	0,013
<i>Myrcia splendens</i>	0,0256	0,0344	0,0367	0,0485	+0,0088	+0,0023	+0,0118	+0,0229	+89,5	0,332	0,326	0,186	0,004
<i>Zeyheria tuberculosa</i>		0,0055	0,0106	0,0233	+0,0055	+0,0052	+0,0126	+0,0233	----	0,523	0,517	0,124	0,001
<i>Ocotea puberula</i>	0,0058	0,0154	0,0183	0,0337	+0,0096	+0,0029	+0,0154	+0,0279	+480,8	0,634	0,611	0,284	0,042
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0,0215	0,0384	0,0434	0,0522	+0,0169	+0,0050	+0,0088	+0,0307	+142,6	0,105	0,095	0,401	0,002
<i>Picramnia warmingiana</i>	0,0090	0,0230	0,0291	0,0457	+0,0140	+0,0061	+0,0167	+0,0368	+410,8	0,186	0,191	0,123	0,000
<i>Nectandra angustifolia</i>	0,0134	0,0387	0,0454	0,0530	+0,0253	+0,0067	+0,0076	+0,0396	+295,9	0,257	0,260	0,714	0,014
<i>Ocotea beulahiae</i>		0,0032	0,0188	0,0415	+0,0032	+0,0156	+0,0227	+0,0415	----	0,832	0,830	0,094	0,000
<i>Guatteria nigrescens</i>	0,0375	0,0645	0,0743	0,0802	+0,0271	+0,0097	+0,0059	+0,0427	+114,1	0,036	0,036	0,669	0,000
<i>Holocalyx balansae</i>	0,1831	0,2006	0,1993	0,2293	+0,0175	-0,0013	+0,0300	+0,0462	+25,2	0,226	0,213	0,031	0,000
<i>Sequoiaria americana</i>	0,0833	0,1013	0,1202	0,1388	+0,0180	+0,0189	+0,0187	+0,0556	+66,8	0,467	0,440	0,434	0,000
<i>Jacaranda micrantha</i>	0,0624	0,0938	0,1045	0,1192	+0,0314	+0,0108	+0,0146	+0,0568	+91,1	0,101	0,100	0,458	0,000
<i>Galipea jasminiflora</i>	0,1335	0,1542	0,1701	0,2198	+0,0207	+0,0159	+0,0497	+0,0863	+64,7	0,557	0,551	0,106	0,001
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>		0,0391	0,0600	0,0928	+0,0391	+0,0209	+0,0328	+0,0928	----	0,402	0,386	0,500	0,015
<i>Merostachys riedeliana</i>				0,1019	0,0000	0,0000	+0,1019	+0,1019	----	1,000	1,000	0,027	0,031
<i>Cordia ecalyculata</i>	0,0712	0,1175	0,1464	0,2773	+0,0463	+0,0289	+0,1310	+0,2062	+289,7	0,297	0,289	0,001	0,000
<i>Astronium graveolens</i>	1,5039	1,5974	1,8662	1,8932	+0,0935	+0,2688	+0,0270	+0,3893	+25,9	0,552	0,557	0,861	0,011
<i>Croton piptocalyx</i>	0,0787	0,4150	0,4653	0,5248	+0,3363	+0,0503	+0,0595	+0,4461	+567,0	0,050	0,051	0,823	0,004
<i>Pachystroma longifolium</i>	0,3417	0,6701	0,6254	0,9709	+0,3284	-0,0447	+0,3454	+0,6291	+184,1	0,178	0,185	0,142	0,000

Anexo 4

Indivíduos jovens e adultos de espécies presentes no dossel e mudanças no número de indivíduos.

As espécies que mostraram variações significativas no número de indivíduos em cada estágio possuem ressaltados os valores de probabilidade $\leq 0,05$. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Estádio	Contagem de indivíduos				Soma de mudanças				Mudança (%)	Probabilidade			
		1983	1994	1999	2004	83-94	94-99	99-04	83-04		83-94	94-99	99-04	83-04
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	jovens	99	83	72	70	-16	-11	-2	-29	-29,3	0,917	0,488	0,185	0,040
	adultos	120	83	66	57	-37	-17	-9	-63	-52,5	0,003	0,200	0,498	0,000
<i>Astronium graveolens</i>	jovens	20	18	22	26	-2	4	4	6	30,0	0,100	0,014	0,074	0,000
	adultos	45	41	40	28	-4	-1	-12	-17	-37,8	0,562	0,934	0,048	0,003
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	jovens	11	15	18	26	4	3	8	15	136,4	0,776	0,920	0,142	0,030
	adultos	26	24	23	15	-2	-1	-8	-11	-42,3	0,778	0,924	0,145	0,040
<i>Ixora gardneriana</i>	jovens	6	4	5	7	-2	1	2	1	16,7	0,171	0,178	0,671	0,000
	adultos	18	13	8	6	-5	-5	-2	-12	-66,7	0,179	0,181	0,655	0,000
<i>Acacia polyphylla</i>	jovens	4	2	2	3	-2	0	1	-1	-25,0	0,272	0,143	0,800	1,000
	adultos	24	17	26	24	-7	9	-2	0	0,0	0,276	0,151	0,797	1,000
<i>Pachystroma longifolium</i>	jovens	4	7	9	13	3	2	4	9	225,0	0,003	0,138	0,423	0,000
	adultos	10	13	15	15	3	2	0	5	50,0	0,527	0,718	1,000	0,190
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	jovens	3	2	2	4	-1	0	2	1	33,3	0,530	0,700	1,000	0,186
	adultos	12	10	9	7	-2	-1	-2	-5	-41,7	0,532	0,836	0,537	0,056
<i>Machaerium stipitatum</i>	jovens	3	1	2	2	-2	1	0	-1	-33,3	0,070	0,549	0,559	0,000
	adultos	12	7	5	3	-5	-2	-2	-9	-75,0	0,068	0,553	0,544	0,000
<i>Holocalyx balansae</i>	jovens	2	3	2	5	1	-1	3	3	150,0	0,813	0,801	1,000	1,000
	adultos	8	9	8	8	1	-1	0	0	0,0	0,804	0,800	1,000	1,000
<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	jovens	1	1	1	4	0	0	3	3	300,0	0,805	0,451	0,802	0,462
	adultos	15	16	14	13	1	-2	-1	-2	-13,3	0,809	0,465	0,803	0,468

Anexo 5

Indivíduos jovens e adultos de espécies presentes no subdossel e mudanças no número de indivíduos. As espécies que mostraram variações significativas no número de indivíduos em cada estágio possuem ressaltados os valores de probabilidade $\leq 0,05$. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Estádio	Contagem de indivíduos				Soma de mudanças				Mudança (%)	Probabilidade			
		1983	1994	1999	2004	83-94	94-99	99-04	83-04		83-94	94-99	99-04	83-04
<i>Psychotria vauthieri</i>	jovens	101	69	50	39	-32	-19	-11	-62	-61,4	0,033	0,220	0,493	0,000
	adultos	113	58	29	13	-55	-29	-16	-100	-88,5	0,004	0,129	0,425	0,000
<i>Trichilia clauseni</i>	jovens	82	80	83	82	-2	3	-1	0	0,0	0,906	0,836	0,961	1,000
	adultos	178	141	88	49	-37	-53	-39	-129	-72,5	0,105	0,013	0,080	0,000
<i>Actinostemon communis</i>	jovens	45	54	49	52	9	-5	3	7	15,6	0,489	0,722	0,835	0,600
	adultos	56	47	38	23	-9	-9	-15	-33	-58,9	0,464	0,465	0,204	0,002
<i>Trichilia catigua</i>	jovens	19	25	22	19	6	-3	-3	0	0,0	0,148	0,533	0,531	1,000
	adultos	12	9	4	1	-3	-5	-3	-11	-91,7	0,567	0,291	0,584	0,002
<i>Eugenia excelsa</i>	jovens	14	15	13	19	1	-2	6	5	35,7	0,902	0,709	0,163	0,262
	adultos	5	3	4	0	-2	1	-4	-5	-100,0	0,504	0,822	0,108	0,036
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	jovens	10	10	10	15	0	0	5	5	50,0	1,000	1,000	0,255	0,249
	adultos	17	12	14	13	-5	2	-1	-4	-23,5	0,307	0,729	0,907	0,426
<i>Galipea jasminiflora</i>	jovens	7	9	8	26	2	-1	18	19	271,4	0,864	0,957	0,013	0,010
	adultos	21	27	26	23	6	-1	-3	2	9,5	0,410	0,934	0,716	0,821
<i>Eugenia ligustrina</i>	jovens	5	3	3	4	-2	0	1	-1	-20,0	0,510	1,000	0,829	0,820
	adultos	5	3	2	0	-2	-1	-2	-5	-100,0	0,507	0,824	0,499	0,025
<i>Trichilia pallida</i>	jovens	3	6	8	12	3	2	4	9	300,0	0,412	0,610	0,253	0,004
	adultos	16	17	13	6	1	-4	-7	-10	-62,5	0,918	0,483	0,186	0,042
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	jovens	1	0	0	1	-1	0	1	0	0,0	0,620	1,000	0,620	1,000
	adultos	13	9	9	6	-4	0	-3	-7	-53,8	0,231	1,000	0,403	0,021

Anexo 6

Estratégias de polinização e dispersão das espécies amostradas. Polinização: abe - abelha, bei - beija-flor, bes - besouro, bor - borboleta, esf - esfingídeo, mar - mariposa, mor - morcego, mos - mosca, ven - vento, ves - vespa, dpi - diversos pequenos insetos, nd - não determinado; dispersão: ane - anemocórica, aut - autocórica, zoo - zoocórica. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Polinização												Dispersão		
	abe	bei	bes	bor	esf	mar	mor	mos	ven	ves	dpi	nd	ane	aut	zoo
<i>Acacia polyphylla</i>				X		X							X		
<i>Actinostemon communis</i>	X														X
<i>Agonandra excelsa</i>									X		X				X
<i>Alchornea glandulosa</i>									X						X
<i>Allophylus edulis</i>	X														X
<i>Amaioua guianensis</i>	X				X										X
<i>Angostura paniculata</i>												X			
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>						X							X		
<i>Aspidosperma polyneuron</i>						X							X		
<i>Astronium graveolens</i>	X										X		X		
<i>Balfourendron riedelianum</i>											X		X		
<i>Cabralea canjerana</i>						X									X
<i>Campomanesia guaviroba</i>	X														X
<i>Cariniana estrellensis</i>	X												X		
<i>Cariniana legalis</i>	X												X		
<i>Casearia decandra</i>											X				X
<i>Casearia gossypiosperma</i>											X		X		
<i>Casearia obliqua</i>											X				X
<i>Casearia sylvestris</i>											X				X
<i>Cecropia pachystachya</i>	X								X						X
<i>Cedrela fissilis</i>						X							X		
<i>Ceiba speciosa</i>		X		X			X						X		
<i>Celtis ehrenbergiana</i>									X						X
<i>Centrolobium tomentosum</i>	X												X		
<i>Chomelia obtusa</i>	X			X											X
<i>Chomelia sericea</i>	X			X											X
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>											X				X
<i>Coffea arabica</i>	X														X
<i>Colubrina glandulosa</i>											X			X	
<i>Copaifera langsdorffii</i>	X														X
<i>Cordia ecalyculata</i>								X							X
<i>Cordia sellowiana</i>	X														X
<i>Cordia trichotoma</i>	X												X		
<i>Coussarea contracta</i>												X			
<i>Coutarea hexandra</i>					X								X		
<i>Croton floribundus</i>								X	X		X			X	
<i>Croton piptocalyx</i>								X	X		X			X	
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>											X				X
<i>Cupania vernalis</i>	X														X
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	X												X		
<i>Duguetia lanceolata</i>			X												X
<i>Erythroxylum sp 9923</i>	X									X					X
<i>Esenbeckia febrifuga</i>											X			X	
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>											X			X	

Anexo 6 – continuação

Estratégias de polinização e dispersão das espécies amostradas. Polinização: abe - abelha, bei - beija-flor, bes - besouro, bor - borboleta, esf - esfingídeo, mar - mariposa, mor - morcego, mos - mosca, ven - vento, ves - vespa, dpi - diversos pequenos insetos, nd - não determinado; dispersão: ane - anemocórica, aut - autocórica, zoo - zoocórica. Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Espécie	Polinização												Dispersão		
	abe	bei	bes	bor	esf	mar	mor	mos	ven	ves	dpi	nd	ane	aut	zoo
<i>Eugenia excelsa</i>	X														X
<i>Eugenia hiemalis</i>	X														X
<i>Eugenia ligustrina</i>	X														X
<i>Eugenia ramboi</i>	X														X
<i>Eugenia sp 1075</i>	X														X
<i>Eugenia uniflora</i>	X														X
<i>Galipea jasminiflora</i>				X		X							X		
<i>Gordonia fruticosa</i>											X		X		
<i>Guapira opposita</i>						X									X
<i>Guarea guidonia</i>						X									X
<i>Guatteria nigrescens</i>			X												X
<i>Hirtella hebeclada</i>				X											X
<i>Holocalyx balansae</i>	X														X
<i>Inga fagifolia</i>								X							X
<i>Inga luschnathiana</i>								X							X
<i>Inga uruguensis</i>								X							X
<i>Ixora gardneriana</i>				X											X
<i>Ixora venulosa</i>				X											X
<i>Jacaranda micrantha</i>	X												X		
<i>Jacaratia spinosa</i>					X	X									X
<i>Lafoensia pacari</i>						X	X						X	X	
<i>Lauraceae sp 04287</i>												X			X
<i>Luehea alternifolia</i>	X												X		
<i>Luehea divaricata</i>	X												X		
<i>Machaerium aculeatum</i>	X												X		
<i>Machaerium brasiliense</i>	X												X		
<i>Machaerium stipitatum</i>	X												X		
<i>Machaerium villosum</i>	X												X		
<i>Maclura tinctoria</i>	X														X
<i>Matayba elaeagnoides</i>	X														X
<i>Maytenus robusta</i>	X		X					X							X
<i>Merostachys riedeliana</i>									X				X		
<i>Metrodorea nigra</i>	X							X						X	
<i>Miconia hymenonervia</i>	X														X
<i>Miconia inaequidens</i>	X														X
<i>Myrcia brasiliensis</i>	X														X
<i>Myrcia hebeclada</i>	X														X
<i>Myrcia splendens</i>	X														X
<i>Myrciaria floribunda</i>	X														X
<i>Myroxylon peruiferum</i>	X												X		
<i>Myrsine umbellata</i>									X						X
<i>Myrtaceae sp 1377</i>												X			X
<i>Nectandra angustifolia</i>											X				X
<i>Ocotea beulahiae</i>											X				X

