

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.

Angelo Gilberto Manzatto

Tese apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade Estadual
Paulista “Julio de Mesquita Filho”,
Campus de Rio Claro, para a obtenção
do título de Doutor em Ciências
Biológicas (Área de concentração:
Biologia Vegetal) .

Rio Claro
Estado de São Paulo - Brasil
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.

Angelo Gilberto Manzatto

Orientador: Prof. Dr. Marco Antonio de Assis

Tese apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade Estadual
Paulista “Julio de Mesquita Filho”,
Campus de Rio Claro, para a obtenção
do título de Doutor em Ciências
Biológicas (Área de concentração:
Biologia Vegetal) .

Rio Claro
Estado de São Paulo - Brasil
2005

634.9 Manzatto, Angelo Gilberto
M296d 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
 / Angelo Gilberto Manzatto. – Rio Claro : [s.n.], 2005
 125 f. : il., tabs., gráfs.

 Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista,
 Instituto de Biociências de Rio Claro

 Orientador: Marco Antonio de Assis

 1. Florestas. 2. Dinâmica florestal. 3. Floresta estacional
 semidecidual. 4. Fragmento florestal. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI – Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma ajudaram na realização desse trabalho. Em especial faço meus agradecimentos:

Ao Prof. Dr. Marco Antonio de Assis, pela orientação, confiança e amizade;

Ao Prof. Sérgio Nereu Pagano, por ter cedido os dados do levantamento de 1989, pela sua confiança, amizade e grande generosidade;

À Universidade Estadual Paulista (UNESP / Rio Claro), Instituto de Biociências, Departamento de Botânica e Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal pela oportunidade de realizar o curso de Doutorado;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa;

À família Paula Machado proprietária da Fazenda São José;

Aos amigos e colegas de curso Gaúcho, Manta, Vera lis, Dani, Danão, Fátima, Cris, Vitinho, Vivi, Débora, Aloysio, Tutti, Marta, Luciana, Ângela, Antonio, Fernando (bixão), Micheli, Camila, Mayra, Pinheiro, Vina, Valeska, João, Fabio Soko, Ivone, Leandro (careca).....;

Aos amigos da casa, Mantovani, Pedro, Gaúcho, Marcelão, Bixão, Marcelo filósofo, um forte abraço;

Ao meu fiel escudeiro, José Cecílio (Zí) pela sua inestimável ajuda no campo;

Aos professores do departamento de Botânica-Unesp-Rio Claro, Oswaldo César, Furlan, Victor, Reinaldo, Aulino, Lazara, Vera, Massa;

Aos funcionários do departamento, em especial a Celinha e a Valnice;

A toda galera do futebol.....

Meus mais sinceros agradecimentos a Renata (Dona Renata), Leandro Gomieiro (Narizudo), Thiago (Bizu) e Marcelo Pinheiro (Marcelão) pelo grande apoio final.

SUMÁRIO

	Página
APRESENTAÇÃO	1
INTRODUÇÃO GERAL	2
CAPÍTULO I - Análise Temporal da Composição Florística e da Estrutura Fitossociológica em uma Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil	17
Abstract.....	18
Resumo.....	19
Introdução	20
Material e métodos	22
Resultados	27
Discussão	32
Referências bibliográficas	65
Anexo 1	71
CAPÍTULO II - Dinâmica da Comunidade Arbustivo-Arbórea de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Rio Claro, SP, no Período de 14 Anos	73
Abstract.....	74
Resumo.....	75
Introdução	76
Material e métodos	78
Resultados	82
Discussão	87
Referências bibliográficas	103
Anexo 1	109
Anexo 2	111
Anexo 3	113
CONSIDERAÇÕES FINAIS	114

Apresentação

A fragmentação de *habitats* e sua conseqüente perda de biodiversidade tornou-se um dos mais sérios problemas ecológicos da atualidade. É nessa perspectiva que as formações florestais paulistas têm sofrido diversas ameaças decorrentes deste processo, em vários níveis de escala e intensidade. Suas áreas originais de distribuição estão extremamente pulverizadas e isoladas, inseridas numa matriz produtiva extremamente alterada pela ação antrópica.

No entanto, nas últimas décadas, ocorreram enormes avanços sobre o conhecimento a respeito da composição florística e da estrutura fitossociológica desses remanescentes florestais. Esse conhecimento permitiu detectar os padrões de riqueza e analisar as variações estruturais decorrentes das características próprias de cada fragmento abordado num dado momento.

Contudo, existe a necessidade de se conhecer a dinâmica desses remanescentes florestais ao longo de um período de tempo, permitindo um maior entendimento a respeito dos mecanismos que promovem e mantêm sua riqueza florística e as variações estruturais decorrentes do processo de reorganização do mosaico sucessional frente às flutuações ambientais.

Dentro dessa perspectiva ecológica, o monitoramento das parcelas da mata da Fazenda São José pretende contribuir com informações relevantes à respeito das variações temporais relacionadas à heterogeneidade florística, estrutural e da própria dinâmica deste importante fragmento de floresta estacional semidecidual, localizado no município de Rio Claro, Estado de São Paulo.

Introdução Geral

O Brasil detém a maior e a mais diversificada flora do mundo, e também é um dos poucos países que ainda possui áreas extensas de formações florestais. Entretanto, em muitos estados brasileiros, as formações florestais naturais sofreram uma drástica e assustadora diminuição da sua cobertura original (SOS Mata Atlântica & Inpe 1993), confinando os remanescentes em áreas isoladas, processo este definido como fragmentação.

A fragmentação de *habitats* e sua conseqüente perda de biodiversidade tornou-se um dos mais sérios problemas ecológicos da atualidade (Scariot & Sevilha 2000; Bourlegat 2003). Caso o atual nível de devastação das nossas florestas seja mantido, muitas espécies correm sérios riscos de extinção.

Um dos tipos florestais fortemente atingido pela atuação antrópica, em vários níveis de escala e intensidade, são as florestas estacionais semidecíduas.

A área original de distribuição dessas florestas compreende uma extensa faixa na região sudeste brasileira, adentrando os estados do Mato Grosso do Sul, no Centro-Oeste, indo até o Paraná (Leitão Filho 1982, 1987; Durigan *et al.* 2000; Mantovani 2003). Podem ser vistas, ainda, em regiões descontínuas na borda da Floresta Amazônica em Roraima, no Mato Grosso e no Pará (Mantovani 2003).

O desenvolvimento econômico do interior do Estado de São Paulo caracterizou-se inicialmente pela expansão da fronteira agrícola, já que ocupava os solos de maior fertilidade e, posteriormente, pelo aumento das áreas urbanas, o qual está relacionado principalmente ao crescimento populacional. Essas atividades, devido a um mau planejamento, exerceram e ainda exercem forte pressão sobre a cobertura florestal primitiva.

Diante desse histórico de perturbações, é perfeitamente compreensível que as florestas estacionais semidecíduas estejam entre as extensões de floresta tropical mais devastada de todo o mundo, sofrendo inúmeras alterações em suas características, em virtude do processo de fragmentação.

Whitmore (1997) destaca que a maioria dos estudos de fragmentação das florestas tropicais tem se balizada em duas questões fundamentais: por quanto tempo

suas populações serão viáveis e se os fragmentos representariam amostras fiéis da flora regional primitiva.

Existem limitações práticas e históricas para responder essas perguntas. Primeiro, a maioria dos remanescentes se restringe às pequenas áreas espalhadas por toda sua área de origem. Segundo, nessas áreas não existe um registro rigoroso de acompanhamento da dinâmica de suas populações (Oliveira-Filho *et al.* 1997).

O conhecimento acumulado sobre a composição florística e aspectos da estrutura fitossociológica dos remanescentes florestais na região sudeste brasileira tem aumentado de forma considerável nas últimas décadas (Salis *et al.* 1995; Torres *et al.* 1997; Rodrigues 1999; Gandolfi 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Oliveira-Filho & Ratter 2000; Rodrigues & Leitão-Filho 2000; Scudeller *et al.* 2001).

Uma das evidências mais marcantes nesses estudos está relacionada aos conhecimentos qualitativo e quantitativo das diferentes formações florestais. Esses estudos permitiram detectar diferenças nos padrões de riqueza, principalmente do componente arbustivo e arbóreo (Ivanauskas *et al.* 2000; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Scudeller *et al.* 2001). Entretanto, estudos sobre a dinâmica das comunidades florestais requerem métodos de monitoramento de médio a longo prazo realizados em períodos suficientes para observar os vários processos florestais e ecológicos (Engel 1993; Pagano *et al.* 1995; Martins & Rodrigues 2002; Gandolfi 2000; Melo 2000; Manzatto 2001), principalmente aqueles relativos às flutuações ambientais, podendo, assim, determinar a resiliência do mosaico sucessional (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Rodrigues 1999; Manzatto 2001; Guilherme *et al.* 2004).

Dentro dessa perspectiva, em vários países têm sido desenvolvidos alguns estudos de longa duração sobre a dinâmica das florestas tropicais, realizados em parcelas permanentes de grande extensão (Hubbel & Foster 1990; Dallmeier *et al.* 1996; Ress *et al.* 2001). Esses estudos centrados em parcelas permanentes permitem um entendimento mais abrangente dos processos que regulam a dinâmica florestal e dos mecanismos que norteiam a diversidade destas áreas (Condit 1995).

O projeto “Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40ha de parcelas permanentes” que vem sendo desenvolvido nas quatro principais formações florestais ocorrentes no Estado de São Paulo, sob coordenação do Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, certamente trará grandes contribuições quanto ao

entendimento dos processos geradores e mantenedores da diversidade e da reorganização do mosaico sucessional nos subtrópicos.

Esse conhecimento é de fundamental importância para que as ações de políticas públicas e de manejo dessas áreas alcancem um nível cada vez mais sofisticado, envolvendo a conservação, recuperação e monitoramento dessas áreas remanescentes.

O monitoramento da dinâmica espacial e temporal das florestas permite ainda alargar e adentrar em questões teóricas e também a execução de testes hipotéticos mais detalhados sobre a manutenção da diversidade e na compreensão de processos mais amplos, os quais podem gerar grandes avanços e até modificar o atual conhecimento então dominante.

Os Paradigmas Contemporâneos da Ecologia e a Dinâmica dos Remanescentes Florestais

Os estudos centrados na estrutura e dinâmica das comunidades florestais tropicais são fundamentais para a compreensão dos processos que determinam a abundância relativa das espécies e, também da própria dinâmica do mosaico de áreas caracterizadas pela sua grande diversidade e complexidade estrutural (Earn & Rohani 1999; Bertani *et al.* 2001).

Essa complexidade tem sido relacionada a dois aspectos principais: i) interações entre numerosas espécies, inseridas em condições ambientais heterogêneas moduladas no tempo e no espaço; ii) mudanças nos padrões de abundância das espécies, em resposta às flutuações ambientais (May 1976; Earn & Rohani 1999; Sparrow 1999).

As comunidades ecológicas são compostas por um número de espécies que coexistem. Essa coexistência tem sido caracterizada por muitos autores como uma das causas responsáveis pela alta diversidade de espécies arbóreas nas florestas tropicais.

A origem e a manutenção da alta diversidade de espécies arbustivas e arbóreas nas florestas tropicais têm sido relacionadas às hipóteses teóricas que podem ser classificadas em três grupos principais: os modelos de equilíbrio, modelos de não-equilíbrio e modelos baseados em mosaicos dinâmicos de áreas (Begon *et al.* 1996).

Nesse contexto ecológico, comunidades consideradas equilibradas apresentam estabilidade no conjunto de suas espécies, pois mesmo após perturbações, a floresta retornará à sua condição inicial ou apresentará uma trajetória recorrente (Chesson & Case 1986; Hubbel & Foster 1986; Chesson 2000). Por outro lado, comunidades em não-equilíbrio são instáveis, apresentando constante mudança no conjunto das espécies como resultado de aspectos históricos e biogeográficos (Chesson & Case 1986; Chesson 2000).

O modelo do mosaico dinâmico de áreas diferencia-se dos modelos citados anteriormente por reconhecer mudanças paradigmáticas profundas na dinâmica da comunidade, pois são considerados como sistemas abertos, constituídos por um mosaico de áreas, dentro das quais as interações são contínuas. Esse modelo incorpora uma característica extra que é a migração, a qual ocorre entre as áreas do mosaico sucessional (Begon *et al.* 1996).

De acordo com Pickett & White (1985) e Pickett & Ostfeld (1995), o modelo do mosaico dinâmico de áreas é um aprofundamento de duas hipóteses estabelecidas na literatura sobre distúrbios: (1) a de distúrbios intermediários (Connell 1978; Grime 1979), onde a maior riqueza de espécies ocorre em sistemas sujeitos a distúrbios de nível intermediário e; (2) a que relaciona a frequência dos distúrbios com a riqueza de espécies, segundo a qual, a riqueza de espécies é mantida em um sistema onde a recorrência de distúrbios é mais freqüente que o tempo necessário para que ocorra a exclusão competitiva de espécies (Whittaker & Levin 1975; Huston 1979).

A perspectiva da dinâmica do mosaico de áreas, aplicada ao estudo da estrutura e dinâmica das formações florestais captura uma das mais fundamentais características de amplo alcance dos sistemas ecológicos. Esse conceito foi inicialmente desenvolvido no trabalho de Watt (1947), e a partir daí as generalizações teóricas e metodológicas tornaram-se possíveis (Levin *et al.* 1993; Wu & Levin 1994).

Watt (1947) propôs um modelo denominado ciclo de crescimento florestal, onde são definidas três fases distintas: a fase de clareira, a fase de construção e a fase madura.

Nesse contexto, o mosaico dinâmico de áreas existente nas florestas seria reflexo do ciclo sucessional, o que acarretaria diferenças na disponibilidade de luz para as plantas. É muito provável, que todo indivíduo adulto na floresta tenha se beneficiado

da ocorrência desse ciclo florestal em alguma fase de seu desenvolvimento, pelas condições ambientais resultantes do mosaico sucessional (Hartshorn 1980; Whitmore 1988; Gandolfi 2000).

Na abertura de clareiras ocorre uma alteração das características microclimáticas (Martins & Rodrigues 2002), resultante da modificação da estrutura vertical do dossel florestal, que atua na seletividade de sementes de espécies iniciais de sucessão.

Esse grupo funcional de espécies irá reocupar a área, e também irá alterar as condições ambientais que lhes foram favoráveis anteriormente, propiciando, desta maneira, a ocupação da área por outro grupo funcional de estádios mais avançados sucessionalmente, cicatrizando, assim, a abertura ocasionada por algum distúrbio.

É fundamental que as espécies finais de sucessão atinjam a condição de indivíduos adultos, permitindo o fornecimento de sementes para as áreas recentemente abertas e garantindo o processo de regeneração, mantendo os níveis de resiliência da comunidade florestal.

Dentro dessa visão contemporânea da dinâmica da vegetação, o processo de autoperpetuação da comunidade florestal baseia-se na existência de diferentes ambientes dentro da floresta, nos quais estão presentes características físicas, químicas e topográficas distintas. Essas características são exploradas por grupos distintos de espécies, os quais apresentam uma capacidade diferencial de sobreviver e de se desenvolver nestes locais (Gandolfi *et al.* 1995; Gandolfi 2000).

As Florestas Estacionais Semidecíduas na Região Sudeste Brasileira

As comparações realizadas entre diversos estudos desenvolvidos em florestas semidecíduas paulistas têm demonstrado que estes remanescentes são altamente diversificados florística e estruturalmente, apresentando valores de similaridade muito baixos, mesmo considerando remanescentes de dimensões variadas e de grande proximidade espacial (Pagano *et al.* 1995; Salis *et al.* 1995; Rodrigues 1999).

Essas informações acumuladas nas últimas décadas permitem afirmar que as formações florestais paulistas são bastante heterogêneas nas suas características

abióticas e bióticas, as quais trazem enormes desafios quanto à compreensão da dinâmica destes remanescentes.

Os remanescentes florestais têm sido foco de alguns estudos recentes envolvendo aspectos da sua dinâmica florestal, principalmente aqueles voltados às variações temporais (Matthes 1992; Castellani & Stubbleline 1993; Pagano *et al.* 1995; Santos *et al.* 1996; Rodrigues 1999; Melo 2000; Bertani *et al.* 2001).

Apesar desses estudos enfocarem alguns aspectos específicos e terem sido efetuados através de pequenos trechos amostrais, são estes estudos que têm promovido uma série de questionamentos sobre as condições ecológicas nos subtrópicos (Gandolfi *et al.* 1995; Gandolfi 2000; Manzatto 2001).

É dentro desse contexto ecológico que uma série de estudos vem sendo realizada em um fragmento de floresta estacional semidecidual localizado no município de Rio Claro (SP), por mais de 20 anos. O primeiro estudo compreendeu os levantamentos florístico (Pagano & Leitão Filho 1987) e fitossociológico (Pagano *et al.* 1987), utilizando o método de quadrantes. Posteriormente, Pagano *et al.* (1995), analisaram comparativamente os resultados obtidos pelo método de quadrantes em 1979 e pelo de parcelas em 1989. Foi constatado que as espécies que ocuparam os 15 primeiros lugares em valor de importância, em cada uma das amostragens, integralizaram apenas 21 espécies, as quais foram relacionadas de acordo com suas categorias sucessionais.

Embora ambos os métodos citados sejam bastante válidos para a determinação das espécies mais comuns (Gibbs *et al.* 1980), eles apresentam diferenças na amostragem, dependendo do tipo de distribuição espacial das espécies que compõem o mosaico florestal.

Manzatto (2001) estudou a mesma área florestal em 1998, utilizando a mesma metodologia empregada em 1978 por Pagano *et al.* (1987) - método de quadrantes - e, através de um estudo comparativo, verificaram a variação temporal da heterogeneidade florística e estrutural da comunidade arbustiva e arbórea local. O estudo demonstrou que, no período de 20 anos, a comunidade florestal apresentou-se resiliente, em equilíbrio dinâmico e com acentuada rotatividade arbórea.

Em vista disso, este projeto de doutorado, teve como objetivo geral, analisar a variação temporal da heterogeneidade florística e estrutural da comunidade arbustiva e

arbórea do mesmo fragmento florestal estudado por Pagano & Leitão Filho (1987), Pagano *et al.* (1987), Pagano *et al.* (1995) e Manzatto (2001).

No presente estudo realizou-se no ano de 2003 uma reavaliação fitossociológica em 43 parcelas (10x10m) anteriormente estudada por Pagano *et al.* (1995), em 1989. O intuito foi de responder as seguintes questões quanto à estrutura fitossociológica da floresta:

i) A estrutura fitossociológica da comunidade arbustiva e arbórea teria apresentado mudanças durante o período de 14 anos? Que tipo de mudanças teriam ocorrido? Espera-se que o trecho de floresta estudado encontra-se instável sofrendo no período alterações na sua estrutura e composição de espécies.

ii) Existe um mosaico sucessional em função das variações edáficas? Se constatado, teria esse mosaico sucessional sofrido diferentes processos dinâmicos? Espera-se que variações ambientais tenham influenciado na reorganização do mosaico sucessional para o período de estudo.

iii) Em relação ao componente arbustivo-arbóreo, as espécies dominantes estão estáveis ou teria sofrido variações diferenciadas entre si? Estudos anteriores realizados no mesmo fragmento (Manzatto 2001; Pagano *et al.* 1995) permitem afirmar que a densidade de muitas espécies flutua ao longo do tempo.

iv) O modelo do Mosaico Dinâmico de Áreas é o paradigma adequado a ser adotado para o entendimento do processo de autoperpetuação da comunidade local? Espera-se que o fragmento estudado apresente uma grande heterogeneidade florística e alta diversidade gerada pela heterogeneidade ambiental englobando diferentes condições (solos, bordas e ecotonos internos) os quais caracterizam unidades do mosaico florestal influenciada por condições internas e biológicas diferenciadas, como observado em estudos anteriores realizados por Pagano *et al.* (1995) e Manzatto (2001).

Neste sentido foi formulada a seguinte hipótese:

- A floresta estacional semidecidual é instável, apresentando mudanças ao longo do tempo e encontra-se em processo naturalmente dinâmico de alteração.

A tese foi escrita na forma de capítulos, sendo estes apresentados na forma de artigos científicos, como trabalhos a serem submetidos à publicação após algumas reduções.

No primeiro capítulo analisa-se a variação temporal da composição florística e da estrutura fitossociológica para o período de estudo (1989-2003). No segundo capítulo apresentam-se dados sobre mortalidade, recrutamento e crescimento de árvores e arbustos, ocorridos no intervalo de 14 anos. Por último são feitas considerações finais sobre este trabalho de doutorado e suas contribuições e implicações sobre os estudos envolvendo a dinâmica da estrutura fitossociológica das formações florestais subtropicais.

Referências Bibliográficas

Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. *Ecology, individuals, populations and communities*. Oxford: Blackwell, 1996.

Bertani, D.F.; Rodrigues, R.R.; Batista, J. L.F. & Shepherd, G.J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo, v.24, n.1, p.11-23, 2001.

Bourlegat, C. A. A fragmentação da vegetação natural e o paradigma do desenvolvimento rural. In: R. B. Costa (org.), *Fragmentação Florestal e Alternativas de Desenvolvimento Rural na Região Centro-Oeste*, Campo Grande:UCDB, p.1-25, 2003.

Castellani, T.T. & Stubbleline, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação pelo fogo. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo, v.16, n.2, p.181-203, 1993.

Chesson, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review Ecology and Systematics*, v.31, p.343-66, 2000.

Chesson, R.L. & Case, T.J. Overview non-equilibrium communities theories: chance, variability, history and coexistence. In: J. Diamond & T. C. Case (eds.) *Community Ecology*. New York: Harper & Row, p.229-239, 1986.

Condit, R. Research in large, long-term tropical forest plots. *Trends in Ecology and Evolution*, v.10, p.18-22, 1995.

Connell, J.H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. *Science*, v.199, p.1302-10, 1978.

Dallmeier, F.; Kadel, M. & Foster, R.B. Floristic composition, diversity, mortality and recruitment of different substrates: lowland tropical forest, Pakitza, Rio Manu, Peru. In: Wilson, D.E. & Sandoval, A. (eds.). *Manu: The biodiversity of southeastern Peru*. Washington: D.C. Smithsonian Institution, p.89-125, 1996.

Durigan, G.; Franco, G.A.D.C.; Saito, M. & Baitello, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.23, n.3, p.369-382, 2000.

Earn, D.J.D & Rohani, P. Complex dynamics in ecology. *Trends in ecology and evolution*, v.2, p.43-44, 1999.

Engel, V.L. Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais. *Série Florestal FEPAF*, v.1, n.1, 21p., 1993.

Gandolfi, S. *História natural de uma floresta estacional semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. 2000. 450f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

Gandolfi, S; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustiva-arbórea de uma floresta mesófila semidecidual no Município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecology*, v.174, p.19-36, 2004.

Gibbs, P.E.; Leitão-Filho, H. F. & Abbott, R. J. Application of the point centered quarter method in a floristic survey of an area of gallery forest at Moji Guaçu, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.3, n.1/2, 1980.

Grime, J. P. *Plants strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, New York, 1979.

Hartshorn, G.S. Neotropical forests dynamics. *Biotropica*, v.12, p.23-30, 1980.

Hubbel, S.P. & Foster, R.B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: M. Soulé (ed.). *Conservation Biology*. Massachusetts: Sinauer, 1986.

Hubbel, S.P. & Foster, R.B. The fate of juvenile trees in a neotropical forest: implications for the natural maintenance of tropical tree diversity. In: M. Hadley & K.S. Bawa (eds.). *Reproductive ecology of tropical forest plants*. New Jersey: Parthenon Publishing, p.317-341, 1990.

Huston, M.A. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*, v.113, p.81-101, 1979.

Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. Similaridade florística entre áreas de floresta atlântica no Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Ecology*. 1/2:71-81 2000.

Leitão-Filho, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. *Silvicultura*, Anais do 1º Congresso sobre Essências Nativas, v.16, p.197-206, 1982.

Leitão Filho, H.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v.45, p.41-6, 1987.

Levin, S. A.; Steele, J.H. & Powell, T.M. *Patch Dynamics*. New York: Springer-Verlag, 1993.

Mantovani, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: W. C. Ribeiro (org). *Patrimônio Histórico Brasileiro*. São Paulo:Edusp, p.367-442, 2003.

- Manzatto, A. G. *Dinâmica de um fragmento de floresta estacional semidecidual no Município de Rio Claro, SP: diversidade, riqueza florística e estrutura da comunidade no período de 20 anos (1978-1998)*. 2001. 127f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.
- Martins, S. V. & Rodrigues, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic Forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, v.5, p.1-12, 2002.
- Matthes, L.A.F. *Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo - Santa Genebra - Campinas, São Paulo*. 1992. 216f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.
- May, R. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nature*, v.261, p.459-469, 1976.
- Melo, M. M. R. F. *Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil*. 2000. 155f Tese (Doutorado Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- Oliveira-Filho, A. T. ; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, v.131, p.45-66, 1997.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M. A. Pattern of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v.32, p.793-810, 2000.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: R.R. Rodrigues & H.F. Leitão-Filho (eds.). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp, p.91-100, 2000.

Pagano, S.N & Leitão-Filho. Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecidual no município de Rio Claro, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.10, n.37-47, 1987.

Pagano, S.N.; Leitão-Filho, H. F. & Shepherd, G.J Estudo fitossociológico em mata mesófila no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.10, p.49-61, 1987.

Pagano, S.N; Leitão-Filho, H. F. & Cavassan, O. Variação temporal da composição florística e da estrutura fitossociológica de uma floresta estacional semidecidual - Rio Claro - Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.2, p.241-258, 1995.

Pickett, S.T.A & Ostfeld, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: Knight, R.L. & Bates, S.F., *A new century for natural resources management*. Washington: Island Press, 1995.

Pickett, S.T.A. & White, P.S. *The ecology of natural disturbance and patches dynamics*. Academic Press, 1985.

Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S & Tilman, D. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, v.293, p.650-655, 2001.

Rodrigues, R.R. *Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, Fazenda Santa Eliza, Campinas, SP: avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais*. 1999. 235f Tese (Livre Docente) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp, 2000.

Salis, S. M.; Shepherd, G.J & Joly, C.A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio*, v.119, p.155-164, 1995.

Santos, F. A. M.; Rodrigues, R.R.; Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. The dynamics of tree population in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE, Brazil. *Bulletin of the Ecological Society of America* (supplement), v.77, n.3, p. 341-389, 1996.

Scariot, A. & Sevilha, A. C. Diversidade, estrutura e manejo de florestas decíduais e as estratégias para a conservação. In: T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter, *Tópicos atuais em botânica*. Brasília, p. 183-188, 2000.

Scudeller, V.V.; Martins, F.R. & Shepherd, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. *Plant Ecology*, v.152, p.185-199, 2001.

SOS Mata Atlântica & Inpe. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1985-1990*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 1993.

Sparrow, A.D. A heterogeneity of heterogeneities. *Trends in ecology and evolution*, v.14, p.422-423, 1999.

Torres, R.B.; Martins, F.R. & Kinoshita, L.S. Climate, soil and tree flora relationship in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.20, n.1, p.41-49, 1997.

Watt, A. S. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology*, v.35, p.1-22, 1947.

Whitmore, T.C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: Davy, A. J.; Hutchings, M.J. & Watkinson, A. R. (eds.). *Plant population ecology*. Oxford: Blackwell sc. Pub., 1988.

Whitmore, T.C. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Lawrance, W.F. & Bierrgaard, JR., (eds.). *Tropical forest remnants*. Chicago: Chicago University Press, 1997.

Whittaker, R.H. & Levin S.A. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology*, v.12, p.117-139, 1975.

Wu, J. & Levin, S.A. A spatial patch dynamic modeling approach to pattern and process in a annual grassland. *Ecological Monographs*, v.64, n.4, p.447-464, 1994.

CAPÍTULO I

**Análise Temporal da Composição Florística e da Estrutura Fitossociológica em
uma Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil.¹**

ANGELO GILBERTO MANZATTO², MARCO ANTONIO DE ASSIS^{2,3}, THIAGO
SALOMÃO DE AZEVEDO⁴ e SERGIO NEREU PAGANO²

¹. Parte da Tese de doutorado de A. G. Manzatto, vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual Paulista.

². Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Caixa Postal 199, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil.

³. Autor para correspondência: massis@rc.unesp.br

⁴. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Departamento de Geografia, Rio Claro, SP, Brasil.

ABSTRACT - (Temporal variation of floristic composition and phytosociological structure on a tropical semideciduous forest in the Southern Brazil). Changes in the structure and composition in the tropical semideciduous forest were described in 14-year-period. The studied fragment called Mata da Fazenda São José (MFSJ) presents under the studied period an increasing scrubs and trees density rate, however there was a decreasing rate on its total community basal area. The floristic composition showed great dynamism, indicating 42 species loss and 38 species gain. The main species presented variability on its relative density, demonstrating that the phytosociological structures is dynamic and changes as time passes by. The multivariate analysis of vegetation indicated four vegetation groups, related to the four different soil subgroups found on the study area. The quantitative and qualitative analysis over the community structures, presented differences on each of these groups which presented, along the studies period, differences related to its structure changing and species substitution. This characteristic has modulated and projected a highly diversified community showing different characteristics on the fields compounding the succession patch.

Key-words: forest dynamic, floristic, structure, fragment, tropical semideciduous forest.

RESUMO – (Análise Temporal da Composição Florística e da Estrutura Fitossociológica em uma Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil). As alterações na estrutura e na composição florística de um fragmento de floresta estacional Semidecidual foram descritos para o período de 14 anos (1989 – 2003). Esse fragmento, denominado Mata da Fazenda São José (MFSJ), apresentou para o período de estudo um aumento na densidade arbustivo-arbórea, entretanto houve uma diminuição da área basal total para a comunidade. A composição florística apresentou grande dinamismo, registrando a perda de 42 espécies e o ingresso de 38. As espécies dominantes apresentaram variações nos seus valores de densidade relativa, demonstrando que a estrutura fitossociológica é dinâmica, alterando-se ao longo do tempo. As análises multivariadas da vegetação indicaram a presença de quatro grupos vegetacionais relacionados aos quatro subgrupos edáficos identificados na área de estudo. As análises quantitativas e qualitativas da estrutura da comunidade demonstraram diferenças em cada um destes subgrupos, os quais apresentaram, ao longo do período de estudo, diferenças referentes às suas alterações na estrutura e na substituição das espécies. Essa característica tem modulado ao longo do tempo e projetado uma comunidade altamente diversificada, apresentando peculiaridades quanto às áreas que constituem o mosaico sucessional.

Key-words: forest dynamic, floristic, structure, fragment, tropical semideciduous forest.

Introdução

Desde o século XIX, as formações florestais paulistas chamavam a atenção dos pesquisadores brasileiros e estrangeiros, tanto pela sua exuberância e complexidade, quanto pela riqueza florística. No entanto, é no século XX que a produção científica a seu respeito se expandiu e se aprofundou (Gandolfi 2000).

O aprofundamento dos estudos dessas formações florestais tomou maior impulso com os trabalhos realizados por Gibbs & Leitão-Filho (1978) e Martins (1979), inaugurando um período (1978-2000) onde predominaram os estudos que descreviam a composição florística e a estrutura fitossociológica das florestas paulistas, ocupando-se em descrever e comparar os diferentes remanescentes florestais.

A abordagem florístico-fitossociológica que predominou nas duas últimas décadas acumulou uma série de conhecimentos qualitativos e quantitativos, permitindo assim que outras abordagens fossem investigadas.

Dessa forma, outras linhas de pesquisa foram surgindo, contemplando os estudos voltados à compreensão dos processos ligados à regeneração e à evolução das comunidades florestais, sendo estes denominados sucessionais (Gandolfi 2000; Manzatto 2001).

Estudos descritivos da estrutura fitossociológica são mais comuns que aqueles sobre a dinâmica das florestas (Durigan *et al.* 2000). Todavia, estudos sobre aspectos dinâmicos, que envolvem a regeneração natural e a sucessão, onde a floresta é vista como um mosaico de áreas em diferentes estádios sucessionais (Gandolfi *et al.* 1995; Pickett & Ostfeld 1995), têm aumentado de forma considerável na última década.

Os estudos abordando as variações temporais da estrutura das comunidades florestais tropicais são de fundamental importância não somente como ferramenta para a compreensão dos processos que determinam a abundância relativa das espécies, como também da própria dinâmica do mosaico de áreas, as quais são caracterizadas pela sua grande diversidade e complexidade estrutural (Earn & Rohani 1999; Bertani *et al.* 2001).

Todavia, poucos estudos identificaram as características vegetacionais nessas diferentes áreas do mosaico florestal, acompanhando as mudanças temporais ao longo do tempo (Mazer 1996; Bertani *et al.* 2001).

É dentro desse contexto ecológico que uma série de estudos vem sendo realizada em um fragmento de floresta estacional Semidecidual localizado no município de Rio Claro (SP), por mais de 20 anos. O primeiro estudo compreendeu os levantamentos florístico (Pagano & Leitão Filho 1987) e fitossociológico (Pagano *et al.* 1987), utilizando o método de quadrantes. Posteriormente, Pagano *et al.* (1995), analisaram comparativamente os resultados obtidos pelo método de quadrantes em 1979 e pelo de parcelas em 1989. Foi constatado que as espécies que ocuparam os 15 primeiros lugares em valor de importância, em cada uma das amostragens, integralizaram apenas 21 espécies, as quais foram relacionadas de acordo com suas categorias sucessionais.

Embora os métodos utilizados tenham amostrado número de indivíduos e espaço amostral diferentes, as variações registradas, de acordo com os autores, foram decorrentes do intervalo de tempo entre as amostragens e aos métodos empregados, sem descartar a ação combinada de ambos.

Desta forma, a repetição periódica da aplicação de um mesmo método fitossociológico num mesmo trecho de floresta, representando a composição florística e a estrutura fitossociológica num dado momento, permite discussões mais acuradas sobre a dinâmica das formações florestais e suas relações com a heterogeneidade ambiental (Durigan *et al.* 2001).

É importante salientar que a área utilizada no estudo comparativo entre o método de quadrantes com o de parcelas abrangeu trecho de alta heterogeneidade ambiental com variações de umidade e fertilidades de solos e efeitos de borda, promovendo fortes variações de habitats e registrando muitas espécies de baixa densidade (Pagano *et al.* 1987; Pagano *et al.* 1995).

Em vista disso, este trabalho teve como objetivo geral, analisar a variação temporal da heterogeneidade florística e estrutural da comunidade arbustiva e arbórea no período de 14 anos. Essa abordagem, no estudo da sucessão, compreendeu dois inventários pelo método de parcelas, o primeiro realizado em 1989 e o segundo, em 2003. Os objetivos específicos foram:

- analisar as possíveis alterações ocorridas na diversidade, riqueza florística e estrutura da comunidade ao longo de 14 anos;

- analisar o efeito de tipos de solos frente às possíveis variações florísticas e estruturais ocorridas no mosaico sucessional relacionando com a heterogeneidade ambiental do trecho avaliado.

- verificar as possíveis alterações na abundância das espécies arbustivas e arbóreas mais numerosas para o período de estudo (1989-2003).

Material e Métodos

Área de Estudo e Características Gerais da Região – O presente estudo foi realizado em fragmento florestal localizado entre os municípios de Rio Claro e Araras, nas coordenadas 47°28'W e 22°22'S, em área de 234 hectares, com altitude que varia entre 590 e 675 metros e declividade média entre 0,7 e 10° (Figura 1 e 2).

A área de estudo faz parte da região centro-ocidental do Estado de São Paulo e está inserida no contexto geológico representado pelas litologias da Bacia do Paraná (flanco nordeste), ainda, ocorrem litologias pertencentes ao Grupo Tubarão, e aos grupos Passa Dois, São Bento e Bauru, que se assentam em discordância erosiva sobre o embasamento, além de coberturas superficiais, de idade cenozóica (Bacci 1995).

Segundo a Divisão Geomorfológica do Estado de São Paulo, a região de Rio Claro enquadra-se na Província Geomorfológica denominada Depressão Periférica Paulista, Zona do Médio Tiête, caracterizado pelo predomínio de topografia pouco acidentada (Bacci 1995).

O clima da região de Rio Claro enquadra-se, segundo a classificação proposta por Koeppen (1948), como sendo do tipo Cwa (subtropical) com temperatura do mês mais frio variando entre 3-18°C, e mês mais quente com temperatura médio superior a 22°C (Pagano *et al.* 1987).

Do ponto de vista mesoclimático, o município de Rio Claro apresenta, segundo Troppmair (1978), aspectos de transição, com avanços e recuos contínuos de massas polares e tropicais, com período seco de abril a setembro, quando ocorrem precipitações de 180-200mm e período chuvoso de outubro a março, quando ocorrem precipitações ao redor de 1200mm (Pagano *et al.* 1987).

O fragmento florestal estudado é conhecido localmente como Mata da Fazenda São José (daqui para frente referida apenas como MFSJ). A área utilizada para

a realização deste estudo compreendeu a região sudoeste-noroeste deste fragmento onde este apresenta sua maior dimensão (Pagano & Leitão Filho 1987). A altitude neste trecho da floresta varia entre 615 e 620 m, a topografia é plana a levemente ondulada com declividade entre 0 e 5°.

O trecho do fragmento estudado é caracterizado como sendo de Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE 1991). Este tipo de formação florestal ocupa a maior extensão da MFSJ, mantendo contato na porção oeste com a floresta ribeirinha que margeia o córrego Ribeirão Claro. Outras variações fisionômicas e florísticas (trecho oeste-sudoeste) ocorrem em trechos muito perturbados, submetidos à ação drástica do fogo ocorrido em setembro de 2001, entretanto esta área vem respondendo com processos de cicatrização e sucessão secundária.

Além da Floresta Estacional Semidecidual Montana, a MFSJ apresenta em sua porção nordeste um trecho de aproximadamente 10 hectares de Floresta Paludosa (Comunidades Aluviais - senso IBGE 1991), estabelecida sobre solo hidromórfico, com presença quase permanente de água na superfície do solo em função do afloramento do lençol freático. Esse trecho de floresta foi objeto de estudo detalhado realizado por Teixeira & Assis (2005).

Na porção sul-sudeste do fragmento ocorre uma intensa infestação de *Merostachys riedeliana*. Este trecho da floresta apresenta-se bastante modificado quanto a sua fisionomia e estrutura como reflexo desta dinâmica associada aos bambus e, também devido a sua proximidade com a borda dificultando o processo de regeneração.

Reavaliação fitossociológica e mapeamento das parcelas - A reavaliação fitossociológica teve como base o levantamento feito por Pagano *et al.* (1995), em que foram empregados 43 parcelas de 10x10m distribuídas isoladamente ou em blocos variáveis de 2 a 7 parcelas, ao longo de 4 trilhas paralelas, distando 300 ± 55 metros entre si e de comprimento variável (Figura 1). Com esse delineamento amostral os autores buscaram a análise comparativa temporal da composição florística e da estrutura fitossociológica da comunidade arbustiva e arbórea através dos levantamentos efetuados pelo método de quadrantes em 1979 (Pagano *et al.* 1995) e, pelo levantamento de parcelas que os autores realizaram em 1989, ou seja, envolvendo um período de 10 anos. Portanto, as 43 parcelas foram distribuídas ao longo das trilhas utilizadas anteriormente quando empregaram o método de quadrantes (Figura 1).

Sendo assim, o presente estudo reavaliou as 43 parcelas (10x10m) do levantamento realizado em 1989 por Pagano *et al.* (1995) adotando o mesmo critério de inclusão onde foram considerados todos os indivíduos arbustivos e arbóreos lenhosos com fuste $\geq 1,3\text{m}$ do solo. Portanto, após um período de 14 anos os indivíduos sobreviventes (plaqueados do primeiro levantamento) e os recrutados foram identificados com plaquetas numeradas, tiveram seu perímetro medido a altura do peito (PAP) e sua altura total estimada com o auxílio de uma vara graduada.

A localização das parcelas ao longo das trilhas se deu com o auxílio de bússola e trena, associada ao uso de equipamento de posicionamento global (GPS) com coordenadas em UTM. Os softwares AutoCAD 2000 e ArcView 5.4 foram utilizados para elaboração de mapas digitalizados, produzidos a partir de fotografias aéreas recentes e de cartas topográficas.

O material botânico coletado no presente estudo foi preparado segundo as técnicas usuais de herborização e incorporado ao Herbário HRCB do Instituto de Biociências - Campus de Rio Claro. A identificação das espécies foi realizada através de comparações com exsicatas depositadas no HRCB, consultas à especialistas e da literatura.

A estrutura da comunidade arbustivo-arbórea foi obtida a partir do cálculo dos parâmetros fitossociológicos descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) para as espécies. Os cálculos foram feitos pelo programa FITOPAC 2.0 (Shepherd 1994). Para a determinação da diversidade de espécies foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e de equidade de Pielou (J') em base logarítmica natural (Brower & Zar 1984).

Mapeamento das unidades pedológicas, classificação dos solos e análises químicas e texturais - O mapeamento das unidades de solo foi elaborado em duas etapas: a fotopedologia (escala em nível de paisagem) e a constatação em campo (escala local).

A fotopedologia baseou-se em fotografias aéreas, cedidas pelo CEAPLA (Centro de Estudos e Planejamento Ambiental) da Unesp – Rio Claro, as quais permitiram traçar os limites entre as diferentes unidades edáficas. A metodologia empregada nessa atividade baseou-se no método da análise de padrões (Amaral & Audi 1972). Esse método consistiu na separação de grandes unidades de paisagem e a

subdivisão destas unidades, baseado nos elementos padrões locais (relevo e drenagem), através do princípio de convergências de evidências.

Dessa forma, presumimos que cada unidade pedológica está associada a uma fisionomia específica de relevo e/ou drenagem. Sendo assim, quando as fisionomias de relevo e ou drenagem se modificam, diferentes unidades de solos se evidenciam. Para confirmar essas constatações foram efetuadas expedições de campo, que tiveram a finalidade de estabelecer os limites das unidades pedológicas realizando a tradagem do solo. O mapa simplificado de solos foi compilado no Software AutoCad-Map, no módulo de desenhos, utilizando a função *polyline* - Autodesk (1998) (Figura 3).

Os solos foram classificados em campo seguindo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (Embrapa, 1999) até o nível de subgrupo (4º nível categórico) e incluindo grupamentos texturais.

Todas as parcelas tiveram dez subamostras de solo superficial (0 – 20 cm de profundidade) coletado aleatoriamente, gerando uma amostra composta com cerca de 500g. As amostras de solos foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas e enviadas para o Laboratório de Análise Química do Solo e Planta do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos em Araras (SP).

Posteriormente, foi realizado a Análise de Componentes Principais – PCA (Causton 1988), com o intuito de selecionar as variáveis com variações mais fortes. Desta forma, as variáveis que apresentavam baixa correlação ($< 0,4$) com os dois primeiros componentes ou com alta redundância entre si foram eliminadas, seguindo procedimentos adotados por Souza (2001). Para realizar esta análise utilizou-se o software PC-Ord versão 4.0 (McCune & Mefford 1999).

As variáveis remanescentes na PCA final obtidas foram: pH em CaCl; teores de K, Ca, Mg, e AL; soma de bases (SB); capacidade de troca catiônica (CTC); saturação por bases (V%); matéria orgânica (MO) e teores de argila, silte e areia. As variáveis que apresentaram seus valores em porcentagem foram transformadas pela expressão arco-seno ($p^{1/2}$). As demais variáveis foram transformadas pelo seu logaritmo natural, a fim de normalizar a distribuição de suas frequências, seguindo metodologia de Digby & Kempton (1996). As variáveis de solo foram comparadas entre os subgrupos de solos encontradas nas parcelas por meio de análises de variância, aplicando-se o teste de Tukey, para os quais houve diferença significativa (Zar 1996).

Análise dos dados - Para verificar flutuações na densidade das espécies entre os dois levantamentos realizados em 1989 e 2003 foi usada a técnica de análise de correspondência retificada (DCA), a qual é baseada na análise indireta de gradientes (Kent & Coker 1992). A DCA foi realizada a partir de uma matriz de abundância das espécies, expressa pelos valores de número de indivíduos por parcela. Foram eliminados da matriz inicial todas as espécies com menos de 14 indivíduos na amostra total. Os indivíduos menos abundantes contribuem pouco para a ordenação e aumentam o volume de cálculos (Causton 1988). Dessa forma para o primeiro levantamento realizado em 1989 a matriz de abundância de espécies permaneceu com apenas 36 espécies e, a matriz do segundo levantamento com 30 espécies.

A similaridade florística entre parcelas foi feita a partir da construção de matriz com a presença ou ausência das espécies arbustivas e arbóreas do levantamento realizado em 1989. Utilizou-se o índice de similaridade de Jaccard (Pielou 1975) e o método de agrupamento de média de grupo (UPGMA) a fim de detectar os agrupamentos florísticos. Os subgrupos de solos foram discriminados nos diagramas de ordenação das parcelas e no dendrograma para facilitar a interpretação dos padrões emergentes. Para as análises de ordenação e agrupamento utilizou-se o software PC-Ord (McCune & Mefford 1999).

Classificação sucessional das espécies - As espécies arbustivas e arbóreas amostradas nos dois levantamentos foram classificadas em categorias sucessionais tomando-se como referência os trabalhos de Gandolfi *et al.* (1995), Pagano *et al.* (1995), Santos *et al.* (1996) e Manzatto (2001). Desta maneira foram adotadas quatro categorias sucessionais: i) Pioneiras: espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque, se desenvolvendo em clareiras ou nas bordas da floresta; ii) Secundárias iniciais: espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa, em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta ou no sub-bosque pouco sombreado; iii) Secundárias tardias: espécies que se desenvolvem na submata sob sombra leve ou densa, podendo permanecer neste ambiente por toda a vida ou crescer e alcançar o dossel podendo ainda, tornar-se emergente e iv) Sem caracterização: espécies que por falta de informações não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

Resultados

Unidades pedológicas e variáveis edáficas – Foram identificados na área de estudo de acordo com a fotopedologia quatro unidades pedológicas, e a classificação dos solos nas 43 parcelas reforçam a setorização de quatro subgrupos edáficos (Figura 3). Para simplificar, os quatro subgrupos de solos serão denominados neste estudo, a partir daqui, como subgrupo LV (n=23) - Latossolos Vermelhos Distróficos e Eutróficos Típicos; subgrupo AI (n=15) - Argissolos Vermelhos Distróficos e Eutróficos Típicos; subgrupo AII (n=3) - Argissolos Amarelos Distróficos e Eutróficos Típicos e subgrupo GX (n=2) - Gleissolos Háplicos Ta Distrófico Típico.

Com relação aos grupamentos texturais foram classificadas nos quatro subgrupos de solos diversas classes texturais, as quais variaram entre muito argilosa, argilosa, argilosa-siltosa, franco-siltosa e franco-argilosa-siltosa (Tabela 1).

O subgrupo LV compreendeu solos localizados na borda sul-sudeste da área de estudo. Estes solos possuem textura muito argilosa e argilosa. São solos férteis, formando massa pedológica constituída por sexquióxidos de ferro, minerais de argila e outros minerais primários de pouca resistência ao intemperismo (Bacci 1995). O subgrupo AI compreendeu grupamentos de textura argilosa-siltosa, muito argilosa e argilosa. As parcelas estão localizadas na porção intermediária do fragmento, entre os subgrupos LV e AII (Figura 3).

Os subgrupos AII e GX foram localizados em região ecotonal da MFSJ, uma área de transição entre a floresta semidecídua e a floresta paludosa. O subgrupo GX apresentou textura franco-argilo-siltosa e é mal drenado ocorrendo em trecho temporariamente encharcado fortemente dependente do regime de chuvas de cada ano. O subgrupo AII apresentou textura franco-siltosa e argilosa-siltosa e compreende uma estreita faixa que precede a transição para a área paludosa.

Com relação as variáveis químicas, os quatro subgrupos de solos mostraram diferenças significativas entre si para seis das 13 variáveis edáficas comparadas (Tabela 2). A matéria orgânica foi significativamente mais elevada nos subgrupos LV e AI, intermediária em AII e mais baixo em GX. O teor de K foi significativamente mais alto nos subgrupos AI e AII, intermediário em LV e mais baixo em GX. Enquanto que CTC

e silte foram significativamente diferentes entre os quatro subgrupos, porém, a CTC decresce na seqüência LV, AII, GX e AI, e silte segue GX, AII, AI e LV.

A argila foi significativamente mais alta no subgrupo LV e AI, e menores nos subgrupos AII e GX. A variável areia foi significativamente mais alta no subgrupo AII e menores nos subgrupos LV, AI e GX. Não houve diferenças significativas entre os subgrupos de solos para o pH, teores de P, Ca, Mg, Al, soma de bases (SB) e saturação por bases (V%).

Os resultados da análise de componentes principais (PCA) para as variáveis edáficas e texturais separaram grupos bem distintos (Figura 4), sendo que as componentes 1 e 2, conjuntamente, discriminaram quatro subgrupos de solos: o subgrupo GX (gleissolo háplico) e AII (argissolos amarelos distróficos e eutróficos) estão localizados abaixo do diagrama. O subgrupo LV (latossolos vermelhos distróficos e eutróficos) localiza-se no centro do diagrama, levemente deslocado para a direita. O subgrupo AI apresentou duas divisões, a primeira corresponde às parcelas que possuem argissolo vermelho eutrófico (acima e à esquerda) e a segunda, as parcelas de argissolos vermelhos distróficos (acima e à direita).

O resultado da ordenação para as componentes principais obteve um total de 88,7 % da variância explicada. A primeira componente explica em torno de 72,5 %, a segunda componente explica 16,2% da variação dos dados.

A componente 1 separou as parcelas de acordo com as seguintes variáveis - Ca, Mg, K, MO, Al, pH e V%. A componente 2 separou as parcelas principalmente em função dos teores de areia, silte, argila e CTC.

Dinâmica nos Parâmetros Estruturais - No levantamento realizado em 1989 foram amostrados 2280 indivíduos arbustivos e arbóreos e foram identificadas 206 espécies. A densidade total foi de 5302,00 indivíduos/ha. Para o segundo levantamento foram amostrados 2730 indivíduos arbustivos e arbóreos e foram identificadas 202 espécies e, a densidade total foi de 6348,84 indivíduos/ha (Tabela 3). O DAP mínimo atingido para os dois levantamentos foi ≥ 3 cm.

Com relação ao número de espécies arbustivas e arbóreas amostradas nos dois levantamentos observa-se para o intervalo de 14 anos um decréscimo de quatro espécies. Houve uma perda de 42 espécies, entretanto, ocorreu o ingresso de outras 38. É importante salientar que 164 espécies arbustivas e arbóreas foram comuns para os

dois levantamentos. Esses valores mostram que ocorreu grande dinamismo na substituição das espécies no intervalo de 14 anos.

Em relação à comunidade, houve um aumento da densidade e uma diminuição em área basal. Por outro lado, nos subgrupos de solo houve um aumento na densidade para LV, AI e GX, enquanto que em AII ocorreu diminuição. Para a área basal ocorreu uma diminuição para todos os subgrupos de solos. Com relação à diversidade, ocorreu diminuição em função da diminuição da equidade e da riqueza florística para a comunidade (Tabela 3).

O aumento da densidade relativa para a comunidade está diretamente associado ao aumento da densidade relativa das espécies *Actinostemon conceptionis* (10,09 em 1989 e 13,3 em 2003), *Galipea jasminiflora* (7,28 e 9,93) e *Savia dictyocarpa* (6,62 e 7,58), promovendo um aumento do número total de indivíduos na comunidade, sendo que as demais espécies contribuíram discretamente para este aumento (Figura 5). Em alguns casos foram registradas espécies com diminuição da densidade relativa, como ocorreu com *Croton floribundus* (1,80 em 1989 e 1,06 em 2003), *Trichilia pallida* (3,68 e 2,82), *Rudgea jasminoides* (4,34 e 4,18) e *Metrodorea nigra* (8,77 e 3,66).

Em relação aos valores de dominância relativa, nota-se um aumento para as espécies *Diatenopteryx sorbifolia* (6,3 em 1989 e 8,18 em 2003), *Astronium graveolens* (3,63 e 3,95) e *Galipea jasminiflora* (1,93 e 3,85). Por outro lado, diminuições ocorreram em *Savia dictyocarpa* (11,24 em 1989 e 9,23 em 2003), *Croton floribundus* (6,01 e 4,02) e *Holocalyx balansae* (4,06 e 2,65). Esses valores contribuíram para a diminuição da área basal total para toda a comunidade (Figura 6).

As espécies que apresentaram as maiores oscilações nas suas posições no IVI (Tabela 4), foram: *Eugenia ligustrina* (20^a em 1989 e 11^a em 2003), *Metrodorea nigra* (2^a e 7^a), *Croton floribundus* (5^a e 10^a) e *Rudgea jasminoides* (9^a e 6^a). Outras espécies que apresentaram os maiores valores no IVI em 1989 mantiveram-se em 2003 (Figura 7), sendo elas: *Savia dictyocarpa* (1^a em 1989 e 2003), *Galipea jasminiflora* (4^a em 1989 e 2^a em 2003) e *Actinostemon conceptionis* (3^a nos dois levantamentos).

A tabela 5 apresenta as espécies mais abundantes registradas para o período de estudo. *Savia dictyocarpa*, *Actinostemon conceptionis*, *Galipea jasminiflora*, *Rudgea*

jasminioides e *Eugenia ligustrina* aumentaram em número de indivíduos, enquanto que *Metrodorea nigra*, *Trichillia pallida* e *Astronium graveolens* diminuíram.

Algumas espécies apresentaram uma mudança líquida expressiva no número de indivíduos no levantamento de 2003. É o caso de *Euterpe edulis*, *Palicourea macrobotrys* e *Hybanthus atropurpureus*. *Piper amalago* somente foi amostrado em 2003 e apresentou 27 indivíduos. A presença dessa espécie tipicamente pioneira deve-se provavelmente a maior intensidade luminosa nos estratos inferiores provocado por alterações no dossel florestal.

É importante ressaltar que algumas espécies representadas por 1 ou 2 indivíduos amostradas em 1989 não foram encontradas no levantamento de 2003, como por exemplo, *Andira inermis*, *Luetzelburgia guaicara* e *Cordia trichotoma*. No entanto, foram amostradas algumas espécies inéditas, isto é, que não foram encontradas em 1989, mas foram em 2003, tais como: *Sciadodendron excelsum*, *Pilocarpus pauciflorus*, *Campomanesia neriiflora*, *Campomanesia guazumifolia* e *Cedrela odorata*.

Mosaico sucessional x alterações na abundância das espécies - A Figura 8A apresenta o resultado da análise de correspondência retificada (DCA) para as espécies mais abundantes em 1989. O eixo 1 ($\lambda=0,542$) separou três grupos principais de parcelas. À direita no diagrama, com maiores valores no eixo 1, estão ordenadas as espécies que foram mais abundantes nas parcelas presentes no subgrupo AI e AII. No lado esquerdo do diagrama, estão ordenadas as espécies nas parcelas do subgrupo GX. No centro do diagrama, com menores valores no eixo 1, foram agrupadas as espécies nas parcelas do subgrupo LV.

Ainda com relação ao subgrupo LV, o eixo 2 ($\lambda=0,322$) separou dois conjuntos distintos de parcelas no diagrama. Acima, estão as espécies nas parcelas com presença de touceiras de bambus (*Merostachys riedeliana*) e, abaixo, estão as espécies das parcelas sem efeito do bambu. Comparando esses dados com o mapa simplificado de solos da área (Figura 3), as parcelas infestadas por *Merostachys riedeliana*, estão próximas da borda sul e canto sudoeste do fragmento.

A Figura 8B apresenta o resultado da análise de correspondência retificada (DCA) para as espécies mais abundantes em 2003. Comparando-se os diagramas obtidos entre 1989 e 2003, nota-se muita semelhança. Por outro lado, não se descarta a

alteração na abundância das espécies nas parcelas durante o período entre os levantamentos.

É o caso das espécies nas parcelas do subgrupo LV. Essas espécies encontravam-se bem representadas em algumas parcelas em 1989, e apresentaram alterações na abundância para 2003. *Savia dictyocarpa* (56 e 154) e *Rudjia jasminoides* (39 e 66) são as espécies que apresentaram mudanças mais expressivas. As espécies *Astronium graveolens* (27 indivíduos em 1989 e 23 em 2003), *Croton floribundus* (23 e 21) e *Holocalyx balansae* (10 e 4) apresentaram pouca variação.

É importante destacar que os indivíduos mortos em pé (fixos ao solo florestal) e amostrados como um grupo independente, apresentaram 40 indivíduos (Dor=10,53). Esses valores refletem a série de distúrbios que vem ocorrendo neste setor da floresta devido à ação combinada de eventos abióticos, biológicos e da variação interna da estrutura florestal.

No subgrupo AI, as espécies *Actinostemon conceptionis* (185 indivíduos em 1989 e 281 em 2003) e *Galipea jasminiflora* (19 e 53) apresentaram as maiores oscilações quanto à abundância. *Astronium graveolens* (21 indivíduos em 1989 e 23 em 2003), *Diatenopteryx sorbifolia* (9 e 10) e *Aspidosperma polyneuron* (15 e 18) apresentaram pouca variação entre os valores de abundância entre 1989 e 2003.

Euterpe edulis (1 indivíduo em 1989 e 24 em 2003) é a espécie que apresentou a mudança mais expressiva para o subgrupo GX. No subgrupo AII, *Actinostemon conceptionis* (32 indivíduos em 1989 e 80 em 2003), *Savia dictyocarpa* (9 e 4) e *Metrodorea nigra* (41 e 23) constituem as principais espécies que apresentaram alterações na abundância no intervalo de 14 anos.

Portanto, nota-se que ocorreram nas espécies mais abundantes flutuações no número de indivíduos nos quatro subgrupos, sendo que algumas mudanças foram expressivas, enquanto outras apresentaram pouca variação. Essas alterações diferenciadas nos subgrupos envolvendo diferentes espécies determinaram a reorganização do mosaico sucessional ao longo deste intervalo entre os levantamentos.

É importante ressaltar que as flutuações na abundância das espécies ($n \geq 14$ indivíduos) é explicada pela análise de DCA através dos autovalores e da percentagem de inércia total. Os dois primeiros eixos explicam somente 17,5% da inércia total no levantamento de 1989 e 11,7%, no segundo levantamento. O primeiro eixo está

explicando somente uma parte desta variação da ordenação, utilizando como a variável estrutural nos dois levantamentos a abundância das espécies.

Ainda com relação ao mosaico sucessional, a figura 9 apresenta um dendrograma da classificação dos dados de vegetação pelo método UPGMA. O método separou dois grandes grupos de parcelas, apresentando entre si valor alto de dissimilaridade. O subgrupo GX isolou-se no diagrama. Esse subgrupo é constituído de parcelas estabelecida em região de transição entre a mata semidecídua e a mata paludosa. O grupo B foi construído por vários subgrupos com diferentes graus de dissimilaridade envolvendo os subgrupos LV, AI e AII.

Os agrupamentos obtidos pelos métodos de ordenação e classificação são muito parecidos, reforçando a presença do mosaico sucessional envolvendo a área de estudo, o qual é constituído de gradientes de umidade e fertilidade dos solos e efeitos de borda fortemente influenciada pela presença de touceiras de bambus (*Merostachys riedeliana*).

A tabela 6 apresenta a lista das espécies que ocorreram em cada um desses grupos vegetacionais, nos levantamentos de 1989 e 2003. Em relação à similaridade entre essas áreas, a vegetação A (subgrupo GX) apresentou menos que 10% de similaridade em relação à vegetação B (subgrupo LV, AI e AII).

Discussão

As comunidades florestais são dinâmicas ocorrendo continuamente mudanças ao longo do tempo, tanto no nível de indivíduos, quanto no das populações, mesmo que a comunidade permaneça em equilíbrio dinâmico, devido à compensação entre crescimento, recrutamento e mortalidade (Felfili 1995; Melo 2000).

Estudos realizados em florestas tropicais sugerem que, na ausência de distúrbios severos, as mudanças ocorridas na riqueza florística e na abundância das espécies na comunidade são baixas, indicando uma aparente estabilidade (Swaine *et al.* 1987). Entretanto, alguns estudos realizados em florestas tropicais (Whitmore 1988; Gentry & Terborgh 1990) apontam para uma dinâmica de não equilíbrio e instabilidade, mesmo sem vestígios de distúrbio em larga escala.

O presente estudo constatou mudanças florísticas e estruturais na comunidade para o intervalo de 14 anos. De acordo com Rolim *et al.* (2001), esse padrão tem sido encontrado em diversos estudos de longo prazo realizado em florestas tropicais, sempre associado à capacidade de resiliência da área de estudo.

O presente estudo registrou mudanças na densidade de algumas espécies mais abundantes, demonstrando que a estrutura fitossociológica é dinâmica e que as espécies dominantes podem mudar com o tempo. Resultados semelhantes foram encontrados por Felfili (1995), Santos *et al.* (1996) e Guilherme *et al.* (2004).

Embora seja pouco provável uma perfeita sincronia entre mortalidade e recrutamento, pois determinaria uma população estruturalmente estável, muitas espécies apresentam recrutamento episódico e inconstante (Crawley 1990). Os padrões na dinâmica das populações das espécies tropicais são muito heterogêneos e dependentes do histórico de perturbação local (Santos *et al.* 1996). O desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento é atribuído às flutuações populacionais aleatórias (Bertani *et al.* 2001), uma vez que nos intervalos de 20 anos ou mais a situação tende a ser revertida, caminhando para o equilíbrio (Manokaran & Kochumen 1987; Felfili 1995).

Em relação à riqueza florística, a comunidade apresentou uma grande flutuação na composição das espécies (42 espécies excluídas e 38 inéditas), no intervalo de 14 anos. Esses resultados podem ser considerados altos quando comparados com os resultados obtidos por Bertani *et al.* (2001) e Guilherme *et al.* (2004), que encontraram poucas mudanças florísticas para o intervalo de 9 e 6,4 anos, respectivamente, e próximos aos valores obtidos por Santos *et al.* (1996), que observaram 23% de mudança na riqueza florística em 11 anos.

Este estudo vem confirmar a complexidade do processo sucessional em fragmentos florestais (Matthes 1992; Castellani & Stubbleline 1993; Pagano *et al.* 1995; Whitmore 1997; Bertani *et al.* 2001), com a heterogeneidade espacial e temporal das características ambientais, definindo particularidades da dinâmica florestal.

É importante ressaltar que 79 espécies amostradas no segundo levantamento apresentaram um ou dois indivíduos. A comunidade, para o período de 14 anos, apresentou cerca de 40% das espécies amostradas com baixa densidade, demonstrando a elevada heterogeneidade florística do trecho de floresta semidecídua estudada.

Alguns autores consideram as espécies amostradas com baixa densidade como raras (Martins 1993), entretanto o termo não é recomendado, pois certamente muitas espécies consideradas como raras são amostradas com baixa densidade, mas não representam sua totalidade (Rodrigues 1999). O conceito de raridade envolve dois aspectos: o primeiro expressa a baixa densidade populacional, enquanto que o segundo considera as espécies endêmicas, independentes dos valores de densidade (Durigan *et al.* 2000).

Rolim (2001) e Primack & Hall (1992) têm ressaltado que uma das principais causas relacionadas à flutuação de espécies nas florestas tropicais está associada às espécies de baixa densidade.

A composição florística das florestas tropicais não é estática, mas varia em pequena e média escala ao longo do tempo (Bruening 1996). Esse processo de substituição das espécies na comunidade está de acordo com o modelo teórico de não-equilíbrio das florestas tropicais (Primack & Hall 1992). Desse modo, a floresta funciona como um sistema aberto, com intensa troca de espécies entre áreas do mosaico florestal.

A composição florística da floresta semidecídua da Fazenda São José, quando comparada com a de outros fragmentos florestais do Estado de São Paulo apresentou maior número de espécies, com cerca de 244 espécies arbustivas e arbóreas (Pagano *et al.* 1995; Manzatto 2001), destacando-se como importante fragmento florestal que atua como depositário de diversidade arbustiva e arbórea. Certamente, a heterogeneidade ambiental gerada pelos quatro subgrupos de solos registrados na área de estudo, os quais possuem diversas classes texturais, contribui para esta elevada diversidade.

Os subgrupos GX (gleissolos) e AII (argissolos amarelos) merecem destaque, pois ocupam uma região ecotonal com a floresta paludosa estudada por Teixeira e Assis (2005). Neste trecho amostrado pelos subgrupos AI e GX foram amostradas espécies hidrófilas como, por exemplo, *Tabebuia umbellata*, *Protium heptaphyllum* e *Euterpe edulis*.

Os gradientes de umidade e luz são determinantes na distribuição espacial das espécies sob uma mesma condição de fertilidade do solo (Felfili 1995). A maioria das espécies presentes na floresta semidecídua estudada possui capacidade de ocupar

nichos amplos e distribui-se amplamente ao longo do mosaico sucessional, tais como: *Metrodorea nigra*, *Trichilia pallida*, *Esenbeckia febrifuga*, *Rudgea jasminoides*, *Galipea jasminiflora*, entre outras. Porém, na floresta podem ser detectados agrupamentos de espécies com ocorrência restrita, composta por espécies preferenciais de clareiras, tais como: *Celtis iguanae*, *Piptadenia gonoacantha* e *Croton piptocalyx*.

Em relação à comunidade, entre os anos de 1989 e 2003, houve um aumento da densidade e diminuição tanto da área basal quanto da diversidade. A diversidade diminuiu em função da diminuição da equidade e da diminuição da riqueza florística. Entre os subgrupos vegetacionais, LV e AI também tiveram aumento na densidade e diminuição da área basal e diversidade.

O subgrupo vegetacional LV está muito influenciado pela presença de bambus e muitas parcelas foram instaladas na borda florestal. Em 14 anos, esse setor do mosaico vegetacional apresentou diminuição na abundância em muitas espécies. *Galipea jasminiflora* e *Savia dictyocarpa* foram às espécies mais importantes para este trecho da mata, aumentando o número de indivíduos para 2003. *Metrodorea nigra* apresentou pouca oscilação, mas destaca-se nesse trecho como espécie característica da submata.

A presença de bambus nesses trechos da floresta é um fator biológico muito importante, pois, atua na seletividade das espécies, dificultando o estabelecimento de outras espécies na fase inicial de sucessão (Oliveira-Filho *et al.* 1997), e também daquelas em condição sucessional mais avançada (Guilherme *et al.* 2004).

O subgrupo AI é o trecho mais conservado da floresta e possui a maior densidade arbustiva e arbórea, praticamente não existe bambus neste setor. Contudo, esse trecho mostrou-se bastante dinâmico, apresentando flutuações na abundância para suas principais espécies. *Savia dictyocarpa* e *Actinostemon conceptionis* são suas espécies mais representativas.

Tabela 1 – Características texturais de amostras de solo superficial (0-20 cm), coletadas em 43 parcelas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, município de Rio Claro, SP.

subgrupo de solos/parcelas	Areia (%)			Silte (%)	Argila (%)	Classe textural
	grossa	finá	total			
Subgrupo LV						
LV 1	4	12	16	24	60	muito argilosa
LV 2	5	12	17	22	61	muito argilosa
LV 3	5	11	16	24	60	muito argilosa
LV 4	5	11	16	25	59	muito argilosa
LV 5	6	11	17	19	64	muito argilosa
LV 6	6	10	16	26	58	muito argilosa
LV 7	6	11	17	24	59	muito argilosa
LV 8	6	10	16	22	62	muito argilosa
LV 9	6	9	15	21	64	muito argilosa
LV 10	6	10	16	20	64	muito argilosa
LV 11	9	11	20	22	58	argilosa
LV 12	4	8	12	27	61	muito-argilosa
LV 13	3	7	10	16	74	muito-argilosa
LV 14	4	6	10	22	68	muito-argilosa
LV 15	4	8	12	27	61	muito-argilosa
LV 16	5	7	12	23	65	muito-argilosa
LV 17	6	8	14	24	62	muito-argilosa
LV 18	4	8	12	23	65	muito-argilosa
LV 19	5	9	14	27	59	muito-argilosa
LV 20	6	8	14	27	59	muito-argilosa
LV 21	5	8	13	24	63	muito-argilosa
LV 22	4	7	11	32	57	muito-argilosa
LV 23	3	6	9	34	57	muito-argilosa
Subgrupo AI						
AI 1	4	7	11	19	70	muito argilosa
AI 2	3	6	9	24	67	muito argilosa
AI 3	4	7	11	22	67	muito argilosa
AI 4	3	7	10	24	66	muito argilosa
AI 5	7	9	16	28	56	argilosa
AI 6	6	9	15	25	60	argilosa-siltosa
AI 7	4	7	11	27	62	muito-argilosa
AI 8	4	6	10	28	62	muito-argilosa
AI 9	5	8	13	29	58	argilosa-siltosa
AI 10	4	7	11	32	57	argilosa-siltosa
AI 11	6	9	15	36	49	argilosa-siltosa
AI 12	5	7	12	37	51	argilosa-siltosa
AI 13	6	10	16	36	48	argilosa-siltosa
AI 14	6	11	17	33	50	argilosa-siltosa
AI 15	7	11	18	37	45	argilosa-siltosa
Subgrupo AII						
AII 1	9	10	19	31	50	argilosa-siltosa
AII 2	12	11	23	40	27	franco-siltosa
AII 3	17	19	36	40	34	franco-siltosa
Subgrupo GX						
GX 1	2	12	14	49	37	franco-argilosa-siltosa
GX 2	5	12	17	50	33	franco-argilosa-siltosa

Tabela 2 – Variáveis químicas e texturais em 43 amostras do solo (0-20 cm de profundidade) coletadas nas parcelas do levantamento em floresta estacional semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP. Os valores são médias \pm desvios padrão das N amostras de cada um dos quatro subgrupos de solo. Análises de variância indicaram diferenças significativas entre os subgrupos, as médias seguidas de letras são significativamente diferentes em testes de Tukey ($P < 0,05$).

Variáveis	subgrupo LV	subgrupo AI	subgrupo AII	subgrupo GX	ANOVAS	
	(n=23)	(n=15)	(n=3)	(n=2)	F	P
P (mg/dm ³)	0,74 \pm 0,14	0,80 \pm 0,11	0,82 \pm 0,04	0,55 \pm 0,45	1,2	ns
M.O. (g/dm ³)	1,60 \pm 0,04	a 1,64 \pm 0,1	a 1,54 \pm 0,08	ab 1,02 \pm 0,82	b 4,3	*
pH (CaCl ₂)	0,62 \pm 0,02	0,65 \pm 0,07	0,65 \pm 0,03	0,42 \pm 0,34	1,2	ns
K ⁺ (mmol _c /dm ³)	0,39 \pm 0,1	ab 0,48 \pm 0,14	a 0,49 \pm 0,06	a 0,17 \pm 0,12	b 4,4	***
Ca ²⁺ (mmol _c /dm ³)	1,39 \pm 0,16	1,48 \pm 0,39	1,33 \pm 0,22	0,91 \pm 0,62	0,6	ns
Mg ²⁺ (mmol _c /dm ³)	1,06 \pm 0,11	1,10 \pm 0,21	1,11 \pm 0,1	0,63 \pm 0,47	1,2	ns
Al ³⁺ (mmol _c /dm ³)	1,83 \pm 0,09	1,72 \pm 0,29	1,66 \pm 0,17	1,13 \pm 0,83	1,8	ns
SB (mmol _c /dm ³)	1,59 \pm 0,13	1,66 \pm 0,33	1,58 \pm 0,16	1,01 \pm 0,75	0,8	ns
CTC (mmol _c /dm ³)	2,03 \pm 0,04	a 1,58 \pm 0,04	d 1,93 \pm 0,16	b 1,83 \pm 0,06	c 27,5	***
Saturação por bases (V%)	0,25 \pm 0,08	0,34 \pm 0,23	0,30 \pm 0,11	0,22 \pm 0,1	0,2	ns
Areia (%)	0,09 \pm 0,02	b 0,08 \pm 0,02	b 0,17 \pm 0,06	a 0,09 \pm 0,03	b 12,9	**
Silte (%)	0,16 \pm 0,03	d 0,19 \pm 0,04	c 0,24 \pm 0,04	b 0,23 \pm 0,17	a 24,2	**
Argila (%)	0,43 \pm 0,04	a 0,39 \pm 0,06	a 0,24 \pm 0,08	b 0,18 \pm 0,09	b 17,9	**

* p<0,05; ** p< 0,01 ; *** p<0,001; ns = não significativos

Tabela 3 – Comparação dos parâmetros fitossociológicos da comunidade de árvores e arbustos com fuste $\geq 1,30\text{cm}$ do solo encontradas nos levantamentos realizados em 1989 e 2003, na Floresta Estacional Semidecidual, Rio Claro (SP).

Parâmetros fitossociológicos	Subgrupos de solos				
	Geral (n=43)	LV (n=23)	AI (n=15)	AII (n=3)	GX (n=2)
Área amostrada em hectares	0,430	0,230	0,150	0,030	0,020
Número de espécies em 1989	206	156	132	69	51
Número de espécies em 2003	202	146	137	45	51
Perda de espécies, 1989-2003	42	45	35	40	23
Ganho de espécies, 1989-2003	38	35	40	16	23
Espécies comuns, 1989-2003	164	111	97	29	28
Número de árvores e arbustos em 1989	2280	1081	791	285	123
Número de árvores e arbustos em 2003	2730	1233	1041	268	188
Densidade arbustivo-arbórea em 1989 (ha^{-1})	5.302,00	4.700,00	5.273,00	9.500,00	6.150,00
Densidade arbustivo-arbórea em 2003 (ha^{-1})	6.348,00	5.360,00	6.940,00	8.933,00	9.400,00
Diferença na densidade, 1989-2003 (%)	19,74	14,06	31,61	-5,96	52,85
Área Basal em 1989 ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	51,3	43,7	57,9	76,6	53,0
Área Basal em 2003 ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	44,7	40,0	54,4	30,6	49,0
Diferença na área basal, 1989-2003 (%)	-12,8	-8,5	-6,0	-60,0	-7,5
Índice de diversidade Shannon (H'), 1989	4,18	3,95	3,75	3,45	3,62
Índice de diversidade Shannon (H'), 2003	4,03	3,82	3,64	2,60	3,35
Equabilidade (J') em 1989	0,784	0,783	0,768	0,811	0,921
Equabilidade (J') em 2003	0,759	0,767	0,740	0,678	0,853

Tabela 4 – Parâmetros fitossociológicos de 1989 e 2003 calculados para as espécies amostradas em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, em ordem decrescente de IVI para 2003. N. Ind = número de indivíduos; Dens. Relat.= densidade relativa; Dom. Relat.= dominância relativa; Freq. Relat = frequência relativa; IVI= índice de valor de importância; IVC= índice de valor de cobertura; (*) espécie somente amostrada em 1989; (⊗) espécie somente amostrada em 2003.

Espécies	Nomes abreviados	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.		207	151	7,58	6,62	9,23	11,24	1,53	2,17	18,35	20,03	16,82	17,86
<i>Galipea jasminiflora</i> Engl.		271	166	9,93	7,28	3,85	1,93	3,27	3,00	17,05	12,21	13,78	9,21
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.		364	180	13,33	10,09	1,59	1,19	1,12	1,34	16,05	12,63	14,93	11,28
<i>Diatenopterix sorbifolia</i> Radlk.		19	24	0,70	1,05	8,18	6,30	1,23	1,34	10,11	8,70	8,88	7,35
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.		47	55	1,72	2,41	3,95	3,63	2,76	2,59	8,43	8,63	5,67	6,05
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.		114	99	4,18	4,34	1,18	0,88	2,25	2,59	7,60	7,81	5,35	5,23
<i>Metrodorea nigra</i> St. Hill		100	120	3,66	8,77	2,38	3,44	1,43	2,17	7,48	14,39	6,04	12,22
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.		71	51	2,60	2,24	2,15	2,66	1,94	1,96	6,69	6,86	4,75	4,90
<i>Trichilia pallida</i> Sw.		77	84	2,82	3,68	0,97	1,36	2,56	3,10	6,35	8,15	3,79	5,05
<i>Croton floribundus</i> Spreng.		29	41	1,06	1,80	4,02	6,01	1,12	1,55	6,21	9,36	5,08	7,81
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.		98	59	3,59	1,01	0,45	0,15	2,15	1,03	6,19	2,20	4,04	1,16
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli		21	22	0,77	0,96	2,65	4,06	1,12	1,55	4,55	6,57	3,42	5,02
<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.		16	11	0,59	0,48	2,88	2,30	1,02	0,62	4,49	3,41	3,46	2,79
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.		14	07	0,51	0,31	3,41	2,87	0,51	0,62	4,44	3,80	3,93	3,18
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.		41	46	1,50	2,02	0,72	0,51	2,15	2,17	4,37	4,70	2,22	2,53
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.		43	31	1,58	0,66	0,51	0,32	1,33	0,62	3,41	1,60	2,08	0,98
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.		50	21	1,83	0,92	0,25	0,75	1,33	1,45	3,41	3,12	2,08	1,67
<i>Hymenaea courbaril</i> L.		06	09	0,22	0,39	2,62	3,90	0,51	0,93	3,35	5,22	2,84	4,29
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.		13	13	0,48	0,57	1,91	1,80	0,92	0,93	3,31	3,30	2,39	2,37
<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek		29	21	1,06	0,92	1,33	1,01	0,82	0,62	3,21	2,55	2,39	1,93
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl		16	07	0,59	0,13	1,32	0,28	1,23	0,31	3,13	0,72	1,91	0,41
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.		05	06	0,18	0,18	2,46	0,19	0,41	0,41	3,05	0,78	2,64	0,36
<i>Syagrus oleraceae</i> (Mart.) Becc.		12	14	0,44	0,35	1,48	1,22	1,02	0,83	2,95	2,40	1,92	1,57

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
		abreviados											
	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	23	05	0,84	0,22	0,88	0,17	1,12	0,52	2,84	0,91	1,72	0,39
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	10	32	0,37	1,40	1,62	2,78	0,72	1,76	2,70	5,94	1,98	4,18
	<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	26	12	0,95	0,18	0,19	0,01	1,53	0,31	2,68	0,49	1,14	0,18
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	09	14	0,33	0,61	1,49	0,33	0,72	1,03	2,54	1,98	1,82	0,95
	<i>Inga marginata</i> Willd.	29	11	1,06	0,18	0,11	0,01	1,33	0,31	2,51	0,54	1,18	0,82
	<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N. Silveira	23	22	0,84	0,26	0,31	0,05	1,33	0,52	2,48	0,83	1,15	0,31
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	40	17	1,47	0,75	0,25	0,09	0,72	0,62	2,43	1,46	1,71	0,84
	<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Roem. & Schult.	24	03	0,88	0,04	0,08	0,00	1,43	0,10	2,39	0,15	0,96	0,05
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	13	07	0,48	0,22	0,95	0,32	0,92	0,52	2,34	1,05	1,42	0,54
	<i>Sorocea bomplandii</i> (Baill.) Burger.Lanjow & Bohr	21	21	0,77	0,92	0,13	0,22	1,23	1,65	2,13	2,79	0,90	1,14
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	04	03	0,15	0,13	1,64	1,01	0,31	0,31	2,09	1,45	1,78	1,14
	<i>Piper amalago</i> L. (⊗)	27	-	0,99	-	0,06	-	0,92	-	1,97	-	1,05	-
	<i>Ixora Gardneriana</i> Benth.	13	10	0,48	0,35	0,56	0,24	0,92	0,62	1,96	1,21	1,04	0,59
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) O. Kuntze	8	04	0,29	0,18	0,95	0,91	0,61	0,41	1,86	1,50	1,24	1,09
	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	17	22	0,62	0,96	0,08	0,08	1,12	1,14	1,83	2,18	0,70	1,05
	<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg	20	39	0,73	1,71	0,07	0,15	1,02	1,96	1,82	3,82	0,80	1,86
	<i>Centrobium tomentosum</i> Guill.	8	12	0,29	0,53	0,86	0,47	0,61	0,93	1,77	1,93	1,15	1,00
	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	16	11	0,59	0,22	0,05	0,02	1,12	0,31	1,77	0,55	0,64	0,24
	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	3	04	0,11	0,18	1,24	0,67	0,31	0,41	1,66	1,26	1,35	0,84
	<i>Myrciaria ciliolata</i> (Cambess.) O. Berg	17	13	0,62	0,57	0,05	0,02	0,92	0,93	1,59	1,52	0,67	0,59
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	12	17	0,44	0,75	0,19	0,20	0,92	1,14	1,55	2,09	0,63	0,95
	<i>Machaerium villosum</i> Vog.	6	03	0,22	0,13	0,90	0,39	0,41	0,31	1,53	0,83	1,12	0,52
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	12	10	0,44	0,44	0,36	0,51	0,72	0,52	1,52	1,47	0,80	0,95
	<i>Machaerium stiptatum</i> Vog.	7	17	0,26	0,75	0,82	3,41	0,41	0,93	1,48	5,09	1,07	4,15
	<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.	23	04	0,84	0,18	0,03	0,00	0,61	0,41	1,48	0,59	0,87	0,18
	<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	6	02	0,22	0,09	0,84	0,40	0,41	0,10	1,47	0,59	1,06	0,49
	<i>Chorisia speciosa</i> St. Hill.	2	01	0,07	0,04	1,18	0,43	0,20	0,10	1,45	0,58	1,25	0,48
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	10	08	0,37	0,26	0,67	0,20	0,41	0,31	1,44	0,77	1,03	0,46
	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	7	18	0,26	0,79	0,41	0,54	0,72	0,93	1,38	2,26	0,66	1,33

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003		1989		2003		1989		2003		1989	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
	abreviados	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
<i>Zollernia illicifolia</i> Vog.		12	13	0,44	0,57	0,12	0,36	0,82	1,03	1,38	1,96	0,56	0,93
<i>Euterpe edulis</i> Mart.		24	01	0,88	0,04	0,39	0,01	0,10	0,10	1,37	0,16	1,26	0,05
<i>Schefflera morototonii</i> Decne and Planch.		5	02	0,18	0,09	0,68	0,54	0,51	0,21	1,37	0,84	0,86	0,63
<i>Calliandra tweedii</i> Benth.		15	15	0,55	0,66	0,11	0,27	0,61	0,62	1,28	1,55	0,66	0,93
<i>Cariniana estrelensis</i> (Raddi) O. Kuntze		9	11	0,33	0,48	0,02	0,10	0,92	0,83	1,27	1,41	0,35	0,58
<i>Cedrela odorata</i> L. (⊗)		2	-	0,07	-	0,97	-	0,20	-	1,25	-	1,05	-
<i>Inga striata</i> Benth.		7	5	0,26	0,13	0,35	0,29	0,61	0,31	1,22	0,74	0,61	0,42
<i>Faramea platypoda</i> Müll. Arg.		9	2	0,33	0,09	0,03	0,00	0,82	0,21	1,17	0,30	0,35	0,09
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.		1	1	0,04	0,04	1,02	0,06	0,10	0,10	1,16	0,21	1,06	0,10
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briquet		7	7	0,26	0,31	0,08	0,25	0,72	0,72	1,05	1,28	0,34	0,56
<i>Psychotria sessilis</i> Vell.		17	16	0,62	0,70	0,11	0,03	0,31	1,03	1,04	1,77	0,73	0,74
<i>Terminalia argentea</i> (Cambess.) Mart.		10	2	0,37	0,09	0,03	0,02	0,61	0,21	1,01	0,31	0,40	0,10
<i>Senna speciosa</i> Roxb.		6	5	0,22	0,13	0,17	0,01	0,61	0,31	1,01	0,45	0,39	0,14
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.		2	2	0,07	0,09	0,71	0,00	0,20	0,10	0,99	0,19	0,78	0,09
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez		9	1	0,33	0,04	0,05	0,01	0,61	0,10	0,99	0,15	0,38	0,05
<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Dcne. & Planch.		10	12	0,37	0,53	0,26	0,40	0,31	0,41	0,93	1,34	0,62	0,93
<i>Psychotria hastiseipala</i> Müll. Arg.		8	10	0,29	0,44	0,02	0,01	0,61	0,62	0,92	1,07	0,31	0,45
<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax		15	21	0,55	1,40	0,05	0,18	0,31	0,52	0,91	2,10	0,60	1,58
<i>Amaloua guianensis</i> Subl.		7	6	0,26	0,26	0,02	0,08	0,61	0,52	0,89	0,86	0,27	0,34
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns		4	7	0,15	0,31	0,33	0,86	0,41	0,62	0,88	1,78	0,47	1,16
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard		7	5	0,26	0,22	0,08	0,27	0,51	0,41	0,85	0,91	0,33	0,49
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		7	11	0,26	0,48	0,27	1,18	0,31	0,62	0,83	2,28	0,52	1,66
<i>Solanum</i> sp (⊗)		7	-	0,26	-	0,03	-	0,51	-	0,80	-	0,29	-
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.		7	6	0,26	0,26	0,02	0,03	0,51	0,62	0,79	0,91	0,28	0,29
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.		6	1	0,22	0,04	0,06	0,00	0,51	0,10	0,79	0,15	0,28	0,04
<i>Urera baccifera</i> (L.) Grand (⊗)		7	-	0,26	-	0,03	-	0,51	-	0,79	-	0,28	-
<i>Miconia langsdorffii</i> Cogn. (⊗)		12	-	0,44	-	0,04	-	0,31	-	0,78	-	0,48	-
<i>Ixora venulosa</i> Benth.		5	27	0,18	1,18	0,09	0,38	0,51	0,93	0,78	2,50	0,27	1,57

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes abreviados	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.		6	10	0,22	0,44	0,05	0,04	0,51	0,41	0,78	0,89	0,27	0,48
<i>Peltoflorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		5	2	0,18	0,09	0,18	0,01	0,41	0,21	0,77	0,30	0,36	0,10
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg		6	5	0,22	0,13	0,04	0,01	0,51	0,21	0,77	0,35	0,26	0,15
<i>Myrcia tenella</i> (DC.) O. Berg		6	4	0,22	0,13	0,04	0,01	0,51	0,21	0,77	0,35	0,26	0,15
<i>Myrcia guayavaefolia</i> O. Berg.		6	12	0,22	0,53	0,02	0,03	0,51	0,72	0,75	1,28	0,24	0,56
<i>Annona cacans</i> Warm.		7	2	0,26	0,09	0,07	0,04	0,41	0,21	0,74	0,33	0,33	0,13
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.		4	7	0,15	0,31	0,18	0,13	0,41	0,72	0,74	1,16	0,33	0,44
<i>Tabebuia umbellata</i> (Sond.) Sandw.		4	3	0,15	0,13	0,37	0,28	0,20	0,10	0,72	0,51	0,51	0,41
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez		5	3	0,18	0,13	0,12	0,11	0,41	0,21	0,72	0,44	0,31	0,24
<i>Stylogyne warmingii</i> Mez		8	1	0,29	0,04	0,01	0,01	0,41	0,10	0,71	0,15	0,31	0,05
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.		4	3	0,15	0,13	0,15	0,08	0,41	0,31	0,70	0,52	0,29	0,21
<i>Xylosma cf glaberrima</i> Sleumer		2	3	0,07	0,13	0,50	0,46	0,10	0,21	0,67	0,80	0,57	0,59
<i>Alibertia cf humilis</i> K. Schum. (⊗)		7	-	0,26	-	0,01	-	0,41	-	0,67	-	0,27	-
<i>Psychotria pubigera</i> Schtdl. (⊗)		12	-	0,44	-	0,02	-	0,20	-	0,66	-	0,46	-
<i>Ocotea odorifera</i> (Ness.) Mez.		3	4	0,15	0,13	0,15	0,08	0,41	0,31	0,70	0,52	0,29	0,21
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. (⊗)		3	-	0,11	-	0,24	-	0,31	-	0,66	-	0,35	-
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez		6	6	0,22	0,26	0,03	0,49	0,41	0,52	0,66	1,27	0,25	0,75
<i>Picramnia sellowii</i> Planch.		2	4	0,07	0,18	0,37	0,23	0,20	0,31	0,65	0,71	0,44	0,40
<i>Lacistema floribundum</i> Miq.		6	3	0,22	0,13	0,01	0,02	0,41	0,21	0,64	0,36	0,23	0,15
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		6	2	0,22	0,09	0,01	0,14	0,41	0,21	0,64	0,44	0,23	0,23
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.		2	2	0,22	0,09	0,01	0,14	0,41	0,21	0,64	0,44	0,23	0,23
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel		4	7	0,15	0,31	0,16	0,44	0,31	0,41	0,62	1,16	0,31	0,75
<i>Eugenia uniflora</i> L.		5	10	0,18	0,44	0,03	0,11	0,41	0,62	0,62	1,17	0,21	0,55
<i>Stylogyne ambigua</i> (C. Mart.) Mez		5	2	0,18	0,09	0,02	0,00	0,41	0,21	0,61	0,30	0,20	0,09
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. (⊗)		4	-	0,15	-	0,05	-	0,41	-	0,60	-	0,19	-
<i>Casearia decandra</i> Jacq.		5	3	0,18	0,13	0,01	0,08	0,41	0,31	0,60	0,53	0,19	0,22
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Smith & Dows		5	7	0,18	0,31	0,20	0,14	0,20	0,62	0,59	1,07	0,38	0,45
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		3	5	0,11	0,22	0,16	0,09	0,31	0,41	0,57	0,72	0,27	0,31

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat.		Freq. Relat.		IVI		IVC	
		2003		2003		2003		2003		2003		2003	
		1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003
	abreviados	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	4	4	0,15	0,18	0,02	0,08	0,41	0,31	0,57	0,57	0,16	0,26
	<i>Agonandra englerii</i> Hoehne	3	16	0,11	0,70	0,15	0,64	0,31	1,14	0,56	2,48	0,26	1,34
	<i>Coffea arabica</i> L.	4	3	0,15	0,13	0,00	0,00	0,41	0,31	0,56	0,44	0,15	0,13
	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	4	1	0,15	0,04	0,01	0,00	0,41	0,10	0,56	0,15	0,15	0,05
	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	1	3	0,04	0,13	0,41	0,36	0,10	0,21	0,55	0,70	0,45	0,49
	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	5	2	0,18	0,09	0,06	0,01	0,31	0,21	0,55	0,30	0,25	0,09
	<i>Chysohyllum gonocarpum</i> (Mart. et Eichl.) Engl.	4	4	0,15	0,18	0,07	0,30	0,31	0,41	0,52	0,89	0,21	0,48
	<i>Eugenia florida</i> DC.	5	7	0,18	0,04	0,03	0,01	0,31	0,10	0,52	0,15	0,21	0,05
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	4	7	0,15	0,31	0,06	0,46	0,31	0,62	0,51	1,39	0,21	0,77
	<i>Pera obovata</i> (Klotzsch) Baill.	2	2	0,07	0,09	0,23	0,05	0,20	0,21	0,50	0,35	0,30	0,14
	<i>Ilex cf paraguayensis</i> A. St. Hil.	2	2	0,07	0,48	0,22	0,09	0,20	0,72	0,50	1,30	0,29	0,57
	<i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D. Legrand	3	2	0,11	0,09	0,07	0,01	0,31	0,21	0,48	0,30	0,18	0,09
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	3	2	0,11	-	0,06	-	0,31	-	0,48	-	0,17	-
	<i>Picramnia warmingiana</i> Engl.	5	3	0,18	0,13	0,08	0,07	0,20	0,21	0,47	0,41	0,27	0,20
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	1	7	0,04	0,31	0,32	0,22	0,10	0,52	0,46	1,05	0,36	0,53
	<i>Allophylus semidentatus</i> Radlk. (⊗)	3	-	0,11	-	0,03	-	0,31	-	0,44	-	0,14	-
	<i>Miconia latecrenata</i> Triana	3	2	0,11	0,09	0,02	0,01	0,31	0,21	0,44	0,30	0,13	0,09
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sargent	3	3	0,11	0,13	0,01	0,75	0,31	0,31	0,42	1,19	0,12	0,88
	<i>Ocotea conferta</i> Coe Teixeira	3	2	0,11	0,09	0,01	0,00	0,31	0,21	0,42	0,30	0,12	0,09
	<i>Psychotria</i> sp (⊗)	3	-	0,11	-	0,01	-	0,31	-	0,42	-	0,12	-
	<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2	5	0,07	0,22	0,12	1,76	0,20	0,31	0,40	2,29	0,19	1,98
	<i>Maprounea brasiliensis</i> St. Hill	4	4	0,15	0,18	0,03	0,03	0,20	0,21	0,38	0,41	0,18	0,20
	<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	2	3	0,07	0,13	0,10	0,09	0,20	0,31	0,38	0,53	0,17	0,22
	<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	2	3	0,07	0,13	0,10	0,99	0,20	0,31	0,37	1,43	0,17	1,12
	<i>Ormosia arborea</i> Vell.	2	4	0,07	0,13	0,10	0,99	0,20	0,31	0,37	1,43	0,17	1,12
	<i>Tapirira marchandii</i> Engl.	3	2	0,11	0,04	0,05	0,00	0,20	0,10	0,37	0,15	0,16	0,05
	<i>Patagonula americana</i> L. (⊗)	1	-	0,04	-	0,22	-	0,10	-	0,36	-	0,26	-
	<i>Psychotria turriorior</i> (⊗)	4	-	0,15	-	0,00	-	0,20	-	0,36	-	0,15	-

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
<i>Inga sessilis</i> Willd.		1	2	0,04	0,09	0,20	0,17	0,10	0,21	0,34	0,47	0,24	0,26
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees		3	2	0,11	-	0,02	-	0,20	-	0,33	-	0,13	-
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reiss.		2	4	0,07	0,18	0,04	0,08	0,20	0,41	0,32	0,67	0,12	0,26
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer		1	1	0,04	0,04	0,17	0,01	0,10	0,10	0,31	0,15	0,21	0,05
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg (⊗)		2	-	0,07	-	0,03	-	0,20	-	0,31	-	0,10	-
<i>Sciadodendron excelsum</i> Griseb. (⊗)		1	-	0,04	-	0,15	-	0,10	-	0,29	-	0,19	-
<i>Alchornea glandulosa</i> Muell. Arg.		2	1	0,07	0,04	0,01	0,01	0,20	0,10	0,29	0,16	0,09	0,05
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.		2	4	0,07	0,18	0,01	0,04	0,20	0,31	0,29	0,52	0,09	0,21
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker		2	3	0,07	0,13	0,01	0,25	0,20	0,31	0,29	0,69	0,08	0,38
<i>Rapanea lancifolia</i> (Mart.) Mez		2	4	0,07	0,18	0,01	0,02	0,20	0,41	0,29	0,61	0,08	0,20
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi		2	7	0,07	0,31	0,01	0,26	0,20	0,21	0,28	0,78	0,08	0,57
<i>Prockia crucis</i> L.		2	1	0,07	0,04	0,01	0,02	0,20	0,10	0,28	0,16	0,08	0,06
<i>Rapanea guianensis</i> Aubl.		2	1	0,07	0,04	0,00	0,01	0,20	0,10	0,28	0,15	0,08	0,05
<i>Bauhinia forficata</i> Link.		1	3	0,04	0,13	0,11	0,17	0,10	0,21	0,25	0,51	0,14	0,30
<i>Terminalia brasiliensis</i> Eichl.		1	8	0,04	0,35	0,11	0,35	0,10	0,62	0,25	1,32	0,14	0,70
<i>Balfourodendron riedelianum</i> Muell. Arg.		1	4	0,04	0,18	0,09	0,91	0,10	0,31	0,23	1,39	0,12	1,08
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.		1	3	0,04	0,13	0,08	0,07	0,10	0,21	0,22	0,40	0,12	0,20
<i>Ficus citrifolia</i> P. Muller		1	2	0,04	0,09	0,08	0,39	0,10	0,21	0,22	0,69	0,12	0,48
<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burk. (⊗)		3	-	0,11	-	0,01	-	0,10	-	0,22	-	0,12	-
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil. (⊗)		1	-	0,04	-	0,08	-	0,10	-	0,22	-	0,12	-
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.		3	1	0,11	0,04	0,00	0,00	0,10	0,10	0,22	0,15	0,11	0,04
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.		1	16	0,04	0,70	0,08	0,80	0,10	0,31	0,21	1,81	0,11	1,50
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		2	1	0,07	0,04	0,02	0,10	0,10	0,10	0,20	0,25	0,10	0,14
<i>Acacia paniculata</i> Willd (⊗)		2	-	0,07	-	0,02	-	0,10	-	0,19	-	0,09	-
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek		1	2	0,04	0,09	0,05	0,05	0,10	0,21	0,19	0,35	0,09	0,14
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat		2	2	0,07	-	0,02	-	0,10	-	0,19	-	0,09	-
<i>Dactyloctenion Klotzchii</i> Muell. Arg.		1	2	0,04	0,09	0,05	0,04	0,10	0,21	0,19	0,33	0,08	0,13
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St. Hil.) A. Juss. ex Mart.		2	16	0,07	0,70	0,01	0,23	0,10	0,41	0,19	1,35	0,08	0,93

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes abreviados	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat.		Freq. Relat.		IVI		IVC	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	2	4	0,07	0,18	0,01	0,09	0,10	0,41	0,19	0,68	0,08	0,27
	<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	1	2	0,04	0,09	0,05	0,22	0,10	0,21	0,19	0,52	0,08	0,31
	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	2	2	0,07	-	0,00	-	0,10	-	0,18	-	0,08	-
	<i>Rapanea lanceolata</i> (Mart.) Mez	2	2	0,07	0,09	0,00	0,00	0,10	0,21	0,18	0,30	0,08	0,09
	<i>Palicourea marcgravii</i> A. St.-Hil.	2	1	0,07	0,04	0,00	0,00	0,10	0,10	0,18	0,15	0,07	0,04
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	1	4	0,04	0,18	0,02	1,59	0,10	0,41	0,16	2,18	0,06	1,77
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin & Barneby	1	2	0,04	0,09	0,02	0,04	0,10	0,21	0,16	0,33	0,06	0,13
	<i>Croton Priscus</i> Croizat.	1	1	0,04	0,04	0,02	0,01	0,10	0,10	0,16	0,16	0,05	0,06
	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1	2	0,04	0,04	0,02	0,01	0,10	0,10	0,16	0,16	0,05	0,06
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	1	5	0,04	0,22	0,01	0,53	0,10	0,31	0,15	1,06	0,05	0,75
	<i>Ocotea megapotamica</i> Mez.	1	4	0,04	0,18	0,01	0,02	0,10	0,41	0,15	0,61	0,05	0,20
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	1	1	0,04	0,04	0,01	0,00	0,10	0,10	0,15	0,15	0,05	0,05
	<i>Zeyhera tuberculosa</i> (Vell.) Bur.	1	2	0,04	0,09	0,01	0,09	0,10	0,21	0,15	0,38	0,05	0,17
	<i>Sebastiania edwalliana</i> Pax. and Hoffm.	1	2	0,04	0,09	0,01	0,01	0,10	0,10	0,15	0,20	0,04	0,10
	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	1	2	0,04	0,09	0,00	0,23	0,10	0,21	0,14	0,52	0,04	0,32
	<i>Campomanesia neriflora</i> (O. Berg) Nied.	1	0	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Citronella megaphylla</i> (Miers) R.A. Howard	1	5	0,04	0,22	0,00	0,17	0,10	0,52	0,14	0,90	0,04	0,39
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell. (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Croton celtridifolius</i> Baill.	1	6	0,04	0,26	0,00	0,77	0,10	0,52	0,14	1,55	0,04	1,04
	<i>Eugenia blasthantha</i> (Berg.) Legr.	1	20	0,04	0,88	0,00	0,18	0,10	1,45	0,14	2,50	0,04	1,05
	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Leandra</i> sp	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Lonchocarpus muehbergianus</i> Hassl.	1	3	0,04	0,13	0,00	0,21	0,10	0,21	0,14	0,55	0,04	0,34
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stelfeld (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	1	2	0,04	0,09	0,00	0,01	0,10	0,21	0,14	0,30	0,04	0,10
	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	1	2	0,04	0,09	0,00	0,00	0,10	0,21	0,14	0,30	0,04	0,09
	<i>Myroxylum peruiferum</i> L.f.	1	3	0,04	0,13	0,00	0,01	0,10	0,31	0,14	0,45	0,04	0,14
	<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	1	5	0,04	0,22	0,00	0,18	0,10	0,31	0,14	0,70	0,04	0,39

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003		1989		2003		1989		2003		1989	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
	abreviados	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	1	1	0,04	0,04	0,00	0,00	0,10	0,10	0,14	0,15	0,04	0,05
	<i>Piper loefgrenii</i> Yunck.	1	2	0,04	0,09	0,00	0,01	0,10	0,21	0,14	0,30	0,04	0,10
	<i>Piper tuberculatum</i> Jacq. (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Platypodium elegans</i> Vog. (⊗)	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,14	-	0,04	-
	<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	1	3	0,04	0,13	0,00	0,21	0,10	0,21	0,14	0,55	0,04	0,34
	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	3	0,04	0,13	0,00	0,01	0,10	0,21	0,14	0,35	0,04	0,14
	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	1	1	0,04	0,04	0,00	0,02	0,10	0,10	0,14	0,17	0,04	0,06
	<i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo	1	1	0,04	0,04	0,00	0,09	0,10	0,10	0,14	0,24	0,04	0,14
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	1	7	0,04	0,31	0,00	0,40	0,10	0,41	0,14	1,12	0,04	0,70
	<i>Acalypha villosa</i> Muell. Arg. (*)	-	2	-	0,09	-	0,00	-	0,10	-	0,19	-	0,09
	<i>Acanthosyres spinescens</i> (Mart. & Eichl.) Griseb. (*)	-	1	-	0,04	-	0,01	-	0,10	-	0,16	-	0,06
	<i>Andira cf inermis</i> H.B.K. (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,04
	<i>Calycorectes</i> sp (*)	-	2	-	0,09	-	0,01	-	0,21	-	0,30	-	0,09
	<i>Colubrina glandulosa</i> Perk. (*)	-	1	-	0,04	-	0,18	-	0,10	-	0,33	-	0,23
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,05
	<i>Coutaria hexandra</i> (Jacq.) K. Schum. (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,04
	<i>Cupania racemosa</i> Radlk. (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,05
	<i>Dimorphandra exaltata</i> Schott. (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,04
	<i>Erythroxylum ambiguum</i> Piyer. (*)	-	2	-	0,09	-	0,01	-	0,21	-	0,30	-	0,09
	<i>Esembeckia intermedia</i> Mart. (*)	-	6	-	0,26	-	0,05	-	0,10	-	0,41	-	0,31
	<i>Eugenia gardneriana</i> Berg. (*)	-	7	-	0,31	-	0,14	-	0,62	-	1,07	-	0,45
	<i>Eugenia guayavaefolia</i> Berg. (*)	-	2	-	0,09	-	0,01	-	0,21	-	0,30	-	0,09
	<i>Eugenia</i> sp (*)	-	3	-	0,13	-	0,07	-	0,21	-	0,40	-	0,20
	<i>Eugenia</i> sp1 (*)	-	2	-	0,09	-	0,03	-	0,21	-	0,32	-	0,11
	<i>Eugenia</i> sp2 (*)	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,05

(continuação tabela 4)

Espécies	Nomes	N. Ind.		Dens. Relat.		Dom. Relat		Freq. Relat		IVI		IVC	
		2003		1989		2003		1989		2003		1989	
		2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989	2003	1989
<i>Eugenia</i> sp3 (*)	Eug sp3	-	1	-	0,04	-	0,01	-	0,10	-	0,16	-	0,05
<i>Eugenia</i> sp4 (*)	Eug sp4	-	3	-	0,13	-	0,01	-	0,31	-	0,46	-	0,15
<i>Inga vera</i> Willd. (*)	Ing ver	-	12	-	0,53	-	0,48	-	0,72	-	1,73	-	1,01
<i>Luetzelburgia guaicara</i> Tol. (*)	Lue gua	-	1	-	0,04	-	0,27	-	0,10	-	0,42	-	0,31
Myrtaceae sp1 (*)	Myr sp1	-	3	-	0,13	-	0,01	-	0,31	-	0,45	-	0,14
Myrtaceae sp2 (*)	Myr sp2	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,05
Myrtaceae sp3 (*)	Myr sp3	-	3	-	0,13	-	0,03	-	0,21	-	0,37	-	0,16
Myrtaceae sp4 (*)	Myr sp4	-	2	-	0,09	-	0,00	-	0,10	-	0,19	-	0,09
<i>Ocotea campininha</i> Coe. Teixeira (*)	Oco cam	-	5	-	0,22	-	0,73	-	0,41	-	1,36	-	0,94
<i>Ocotea pretiosa</i> Mez. (*)	Oco pre	-	5	-	0,22	-	0,59	-	0,41	-	1,23	-	0,81
<i>Pera glabrata</i> (Schott.) Baill. (*)	Per gla	-	1	-	0,04	-	0,01	-	0,10	-	0,16	-	0,06
<i>Persea</i> sp (*)	Per sp	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,04
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns (*)	Pse gra	-	2	-	0,09	-	0,32	-	0,21	-	0,62	-	0,41
<i>Psychotrya barbiflora</i> DC. (*)	Psi bar	-	4	-	0,18	-	0,01	-	0,10	-	0,29	-	0,19
<i>Psychotria myriantha</i> Muell. Arg. (*)	Psy myr	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,21	-	0,62	-	0,41
<i>Psychotria pallens</i> Gardn. (*)	Psy pal	-	1	-	0,04	-	0,00	-	0,10	-	0,15	-	0,04
<i>Psychotria vauthieri</i> Muell. Arg. (*)	Psy vau	-	23	-	1,01	-	0,07	-	0,72	-	1,80	-	1,08
<i>Qualea multiflora</i> Mart. (*)	Qua mul	-	1	-	0,04	-	0,15	-	0,10	-	0,30	-	0,20
<i>Qualea</i> sp (*)	Qua sp	-	1	-	0,04	-	0,13	-	0,10	-	0,28	-	0,18
Rubiaceae sp (*)	Rub sp	-	1	-	0,04	-	0,01	-	0,10	-	0,15	-	0,05
<i>Senna</i> sp (*)	Sen sp	-	1	-	0,04	-	0,18	-	0,10	-	0,33	-	0,22
<i>Styrax acuminatum</i> Pohl. (*)	Sty acu	-	1	-	0,04	-	0,35	-	0,10	-	0,50	-	0,40
<i>Trema micrantra</i> Blume (*)	Tre mic	-	1	-	0,04	-	0,13	-	0,10	-	0,27	-	0,17
<i>Vernonia diffusa</i> Less. (*)	Ver dif	-	1	-	0,04	-	0,01	-	0,10	-	0,15	-	0,05
<i>Zanthoxylum polyanum</i> Engl. (*)	Zan pol	-	2	-	0,09	-	0,57	-	0,21	-	0,87	-	0,66

Tabela 5 – Espécies de maior número de indivíduos ($n \geq 20$ em 2003) amostradas nos levantamentos realizados no período de estudo, em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro (SP).

Espécies	Número de indivíduos		Grupo Ecológico	Mudanças (%)
	1989	2003		
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	180	364	St	102,2%
<i>Galipea jasminiflora</i> Engl.	166	271	St	63,2%
<i>Savia dictyocarpa</i> Müell. Arg.	151	207	St	37,0%
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müell. Arg.	99	114	St	15,1%
<i>Metrodorea nigra</i> St. Hill	120	100	St	-16,6%
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	59	98	St	66,1%
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	84	77	St	-8,3%
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	51	71	St	39,2%
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.	21	50	St	138,1%
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	55	47	Si	-14,5%
<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	31	43	Si	38,7%
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	46	41	St	-10,8%
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	17	40	P	135,2%
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	41	29	P	-29,2%
<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek	21	29	Si	38,1%
<i>Inga marginata</i> Willd.	11	29	Si	163,6%
<i>Piper amalago</i> L.	-	27	P	-
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	12	26	Si	116,6%
<i>Palicourea macrobotrys</i> (Ruiz & Pav.) Roem. & Schult.	03	24	St	700,0%
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	01	24	St	2300,0%
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	05	23	Si	360,0%
<i>Neomitranthes obscura</i> (DC.) N. Silveira	22	23	St	4,5%
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A. St.-Hil.) Taub.	04	23	St	475,0%
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	22	21	St	-4,5%
<i>Sorocea bomplandii</i> (Baill.) Burger, Lanjow and Bohr	21	21	St	0,0%
<i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg	39	20	Si	-48,7%

St=secundárias tardias; Si=secundárias iniciais e P=pioneiras.

Tabela 6 – Lista das espécies que ocorreram em cada subgrupo vegetacional identificado na análise de classificação, em floresta estacional semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de estudo. (*) espécie somente amostrada em 1989; (+) espécie somente amostrada em 2003.

Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo AIi	Subgrupo GX
<i>Acacia paniculata</i> (*) <i>Acacia polyphylla</i>	<i>Acalypha villosa</i> (*)		<i>Acanthosyres spinescens</i> (*)
<i>Actinostemon communis</i> <i>Actinostemon conceptionis</i> <i>Aegiphila sellowiana</i> +	<i>Actinostemon communis</i> + <i>Actinostemon conceptionis</i>	<i>Actinostemon communis</i> + <i>Actinostemon conceptionis</i>	
<i>Agonandra englerii</i>	<i>Agonandra brasiliensis</i> <i>Agonandra englerii</i>	<i>Agonandra englerii</i> (*)	<i>Alchornea glandulosa</i> (*) <i>Allophylus semidentatus</i> +
<i>Alibertia cf humilis</i> + <i>Allophylus semidentatus</i> + <i>Amaioua guianensis</i> <i>Andira cf inermis</i> (*) <i>Annona cacans</i>	<i>Alibertia cf humilis</i> + <i>Amaioua guianensis</i> +		
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	<i>Aspidosperma polyneuron</i> <i>Aspidosperma ramiflorum</i> <i>Astronium graveolens</i> <i>Balfourodendron riedelianum</i> (*)	<i>Aspidosperma polyneuron</i> (*) <i>Aspidosperma polyneuron</i> (*) <i>Aspidosperma ramiflorum</i> (*) <i>Astronium graveolens</i>	<i>Annona cacans</i> <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>
<i>Astronium graveolens</i> <i>Balfourodendron riedelianum</i> <i>Bauhinia forficata</i> <i>Cabralea canjerana</i> <i>Calliandra tweedii</i> <i>Calycorectes sp</i> (*) <i>Calyptranthes clusiaefolia</i> <i>Calyptranthes concinna</i> <i>Campomanesia guazumifolia</i> + <i>Campomanesia neriflora</i> + <i>Cariniana estrelensis</i> <i>Cariniana legalis</i> <i>Casearia decandra</i> <i>Casearia gossypiosperma</i>	<i>Cabralea canjerana</i> (*) <i>Calliandra tweedii</i> <i>Calyptranthes clusiaefolia</i> <i>Calyptranthes concinna</i>	<i>Calliandra tweedii</i> <i>Calycorectes sp</i> (*) <i>Calyptranthes concinna</i> +	<i>Calyptranthes concinna</i>
	<i>Cariniana estrelensis</i> <i>Cariniana legalis</i> (*) <i>Casearia decandra</i> + <i>Casearia gossypiosperma</i>	<i>Cariniana estrelensis</i> (*) <i>Casearia decandra</i> (*)	<i>Cariniana estrelensis</i> <i>Casearia decandra</i> +
		<i>Casearia gossypiosperma</i>	<i>Casearia decandra</i> (*) <i>Casearia gossypiosperma</i> (*)

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
		<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Casearia sylvestris</i> (*)		<i>Casearia sylvestris</i> +
		<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Cedrela fissilis</i>		
		<i>Cedrela odorata</i> +			
		<i>Celtis iguanaea</i>	<i>Celtis iguanaea</i>		
		<i>Centrolobium tomentosum</i>	<i>Centrolobium tomentosum</i>		
		<i>Chorisia speciosa</i> +	<i>Chorisia speciosa</i> (*)		
		<i>Chysophyllum gonocarpum</i>		<i>Chysophyllum gonocarpum</i> (*)	
		<i>Citronella megaphylla</i> (*)	<i>Citronella megaphylla</i>	<i>Citronella megaphylla</i> (*)	<i>Citronella paniculata</i> +
		<i>Citronella paniculata</i> (*)	<i>Citronella paniculata</i>		
		<i>Coffea arabica</i>	<i>Coffea arabica</i> +	<i>Coffea arabica</i> (*)	
		<i>Colubrina glandulosa</i> (*)			
		<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>
		<i>Cordia sellowiana</i>	<i>Cordia ecalyculata</i> +		
			<i>Cordia trichotoma</i> (*)		
		<i>Coutaria hexandra</i> (*)			
		<i>Croton celtidifolius</i> +	<i>Croton celtidifolius</i> (*)	<i>Croton celtidifolius</i> (*)	
		<i>Croton floribundus</i>	<i>Croton floribundus</i>	<i>Croton floribundus</i> (*)	
		<i>Croton piptocalyx</i>	<i>Croton piptocalyx</i>	<i>Croton piptocalyx</i> (*)	
		<i>Croton Priscus</i>			
		<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> (*)	
			<i>Cupania racemosa</i> (*)		
		<i>Cupania vernalis</i>	<i>Cupania vernalis</i>		
		<i>Dactyloctenion Klotzchii</i> (*)			<i>Dactyloctenion Klotzchii</i>
		<i>Dendropanax cuneatum</i>	<i>Dendropanax cuneatum</i>		<i>Dendropanax cuneatum</i>
		<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	
		<i>Dimorphandra exaltata</i> (*)			
		<i>Duguetia lanceolata</i>	<i>Duguetia lanceolata</i>	<i>Duguetia lanceolata</i>	
		<i>Endlicheria paniculata</i>	<i>Endlicheria paniculata</i>		
		<i>Eriotheca candolleana</i>	<i>Eriotheca candolleana</i>		
					<i>Erythroxyllum ambiguuum</i> (*)
		<i>Esenbeckia febrifuga</i>	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (*)	<i>Esenbeckia febrifuga</i> (*)	<i>Esenbeckia intermedia</i> (*)
		<i>Esenbeckia grandiflora</i> (*)	<i>Esenbeckia grandiflora</i> (*)	<i>Esenbeckia grandiflora</i> (*)	<i>Esenbeckia grandiflora</i>
		<i>Esenbeckia leiocarpa</i> (*)	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>		
			<i>Eugenia aurata</i> +		
		<i>Eugenia blastantha</i>	<i>Eugenia blastantha</i> (*)	<i>Eugenia blastantha</i> (*)	
		<i>Eugenia florida</i>			
		<i>Eugenia gardneriana</i> (*)	<i>Eugenia gardneriana</i> (*)		<i>Eugenia gardneriana</i> (*)

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
<i>Eugenia handroana</i> <i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Eugenia guayavaefolia</i> (*) <i>Eugenia handroana</i> + <i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Eugenia guayavaefolia</i> (*) <i>Eugenia ligustrina</i> +	<i>Eugenia handroana</i> <i>Eugenia ligustrina</i>	<i>Eugenia guayavaefolia</i> (*) <i>Eugenia ligustrina</i> +	<i>Eugenia handroana</i> <i>Eugenia ligustrina</i>
<i>Eugenia sp</i> (*)	<i>Eugenia sp1</i> (*)	<i>Eugenia sp1</i> (*)	<i>Eugenia sp1</i> (*)	<i>Eugenia sp</i> (*) <i>Eugenia sp1</i> (*) <i>Eugenia sp2</i> (*) <i>Eugenia sp2</i> (*)	<i>Eugenia sp</i> (*) <i>Eugenia sp1</i> (*) <i>Eugenia sp2</i> (*) <i>Eugenia sp2</i> (*)
<i>Eugenia sp4</i> (*) <i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i>	<i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i> (*)	<i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i> (*)	<i>Eugenia sp4</i> (*) <i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i>	<i>Eugenia sp4</i> (*) <i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i>	<i>Eugenia umbelliflora</i> <i>Eugenia uniflora</i> (*) <i>Euterpe edulis</i>
<i>Faramea platypoda</i>	<i>Faramea platypoda</i> <i>Ficus citrifolia</i> (*)	<i>Faramea platypoda</i> <i>Ficus citrifolia</i> (*)	<i>Faramea platypoda</i> +	<i>Faramea platypoda</i> +	<i>Ficus citrifolia</i> <i>Ficus guaranitica</i> + <i>Galipea jasminiflora</i> + <i>Gomidesia affinis</i> (*) <i>Guapira opposita</i> (*) <i>Guarea guidonia</i> (*)
<i>Galipea jasminiflora</i> <i>Gomidesia affinis</i> <i>Guapira opposita</i> <i>Guarea guidonia</i> + <i>Guarea kunthiana</i> <i>Guarea macrophylla</i>	<i>Galipea jasminiflora</i> <i>Gomidesia affinis</i> + <i>Guapira opposita</i> + <i>Guarea kunthiana</i> <i>Guarea macrophylla</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> +	<i>Galipea jasminiflora</i> <i>Gomidesia affinis</i> + <i>Guapira opposita</i> + <i>Guarea kunthiana</i> <i>Guarea macrophylla</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> +	<i>Galipea jasminiflora</i>	<i>Galipea jasminiflora</i>	<i>Ficus citrifolia</i> <i>Ficus guaranitica</i> + <i>Galipea jasminiflora</i> + <i>Gomidesia affinis</i> (*) <i>Guapira opposita</i> (*) <i>Guarea guidonia</i> (*)
<i>Holocalyx balansae</i> <i>Hybanthus atropurpureus</i> <i>Hymenaea courbaril</i> <i>Ilex cerasifolia</i>	<i>Holocalyx balansae</i> <i>Hybanthus atropurpureus</i> (*) <i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Holocalyx balansae</i> <i>Hybanthus atropurpureus</i> (*) <i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Holocalyx balansae</i> <i>Hybanthus atropurpureus</i> + <i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Holocalyx balansae</i> <i>Hybanthus atropurpureus</i> + <i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Holocalyx balansae</i> +
<i>Ilex cf paraguayensis</i> + <i>Inga marginata</i> <i>Inga sessilis</i> (*) <i>Inga striata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora gardneriana</i> <i>Ixora venulosa</i> <i>Jacaranda macrantha</i> <i>Jacaratia spinosa</i>	<i>Ilex cf paraguayensis</i> + <i>Inga marginata</i> <i>Inga sessilis</i> <i>Inga striata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora gardneriana</i> + <i>Ixora venulosa</i>	<i>Ilex cf paraguayensis</i> + <i>Inga marginata</i> <i>Inga sessilis</i> <i>Inga striata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora gardneriana</i> + <i>Ixora venulosa</i>	<i>Ilex cf paraguayensis</i> + <i>Inga marginata</i> <i>Inga sessilis</i> <i>Inga striata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora gardneriana</i> <i>Ixora venulosa</i>	<i>Ilex cf paraguayensis</i> + <i>Inga marginata</i> <i>Inga sessilis</i> <i>Inga striata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora gardneriana</i> <i>Ixora venulosa</i>	<i>Inga marginata</i> <i>Inga vera</i> (*) <i>Ixora venulosa</i>
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> (*)	<i>Jacaratia spinosa</i> (*) <i>Lacistema floribundum</i> <i>Lacistema hasslerianum</i> +	<i>Jacaratia spinosa</i> (*) <i>Lacistema floribundum</i> <i>Lacistema hasslerianum</i> +	<i>Lonchocarpus leucanthus</i> + <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> +	<i>Lacistema floribundum</i> <i>Leandra sp</i> +	<i>Lacistema floribundum</i> <i>Leandra sp</i> +

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
				<i>Luehea divaricata</i>	<i>Luehea divaricata</i>
<i>Luetzelburgia guaicara</i> (*)		<i>Machaerium aculeatum</i> <i>Machaerium brasiliense</i>	<i>Machaerium aculeatum</i>	<i>Machaerium aculeatum</i>	<i>Machaerium brasiliense</i> (*) <i>Machaerium hirtum</i> +
<i>Machaerium nictitans</i> <i>Machaerium stiptatum</i> <i>Machaerium villosum</i>		<i>Machaerium nictitans</i> <i>Machaerium stiptatum</i> <i>Machaerium villosum</i>		<i>Machaerium stiptatum</i> (*)	
<i>Matayba elaeagnoides</i> <i>Maytenus alaternoides</i> <i>Maytenus aquifolium</i> + <i>Maytenus gonoclada</i> <i>Metrodorea nigra</i>		<i>Maclura tinctoria</i> <i>Maprounea brasiliensis</i> <i>Matayba elaeagnoides</i> <i>Maytenus alaternoides</i> <i>Maytenus aquifolium</i> (*) <i>Maytenus gonoclada</i> (*) <i>Metrodorea nigra</i> <i>Miconia langsdorfii</i> + <i>Miconia latecrenata</i> <i>Mollinedia schottiana</i> <i>Mollinedia widgrenii</i> <i>Myrcia fallax</i> + <i>Myrcia guayavaefolia</i> <i>Myrcia rostrata</i> + <i>Myrciaria ciliolata</i> <i>Myrciaria tenella</i> +	<i>Maprounea brasiliensis</i> <i>Matayba elaeagnoides</i> <i>Maytenus aquifolium</i> (*) <i>Metrodorea nigra</i>	<i>Maprounea brasiliensis</i>	<i>Miconia langsdorfii</i> + <i>Miconia latecrenata</i> <i>Mollinedia schottiana</i> + <i>Mollinedia widgrenii</i> (*) <i>Myrcia fallax</i> (*)
<i>Mollinedia schottiana</i> <i>Mollinedia widgrenii</i> <i>Myrcia fallax</i> <i>Myrcia guayavaefolia</i> <i>Myrcia rostrata</i> <i>Myrciaria ciliolata</i>		<i>Myrcia guayavaefolia</i> <i>Myrcia rostrata</i> + <i>Myrciaria ciliolata</i> <i>Myrciaria tenella</i> +	<i>Myrcia guayavaefolia</i> (*) <i>Myrcia rostrata</i> <i>Myrciaria ciliolata</i> <i>Myrciaria tenella</i> +	<i>Myrcia guayavaefolia</i> (*) <i>Myrcia rostrata</i> <i>Myrciaria ciliolata</i> <i>Myrciaria tenella</i> +	<i>Myrciaria ciliolata</i> (*) <i>Myrciaria tenella</i> +
<i>Myroxylum peruiiferum</i> (*) <i>Myrtaceae sp1</i> (*)		<i>Myrtaceae sp2</i> (*)	<i>Myrtaceae sp1</i> (*) <i>Myrtaceae sp3</i> (*)	<i>Myrtaceae sp1</i> (*) <i>Myrtaceae sp3</i> (*)	
<i>Myrtaceae sp3</i> (*) <i>Myrtaceae sp4</i> (*)		<i>Nectandra lanceolata</i> + <i>Nectandra megapotamica</i> + <i>Nectandra membranacea</i> + <i>Neomitranthes obscura</i>	<i>Nectandra lanceolata</i> + <i>Nectandra megapotamica</i> (*)	<i>Nectandra megapotamica</i> (*)	<i>Nectandra megapotamica</i> (*)
<i>Ocotea campininha</i> (*) <i>Ocotea catharinensis</i> + <i>Ocotea conferta</i> <i>Ocotea corymbosa</i>		<i>Neomitranthes obscura</i> + <i>Ocotea acutifolia</i> <i>Ocotea campininha</i> (*) <i>Ocotea catharinensis</i> <i>Ocotea conferta</i> <i>Ocotea corymbosa</i> +	<i>Neomitranthes obscura</i> +	<i>Neomitranthes obscura</i> +	

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
		Ocotea dispersa + Ocotea megapota mica (*) Ocotea odorifera + Ocotea pretiosa (*) Ocotea spixiana Ocotea teleiandra	Ocotea velutina + Ocotea megapota mica Ocotea odorifera + Ocotea teleiandra (*) Ormosia arborea + Palicourea macrobotrys +	Ocotea pretiosa (*) Palicourea macrobotrys +	Ormosia arborea + Palicourea macrobotrys + Palicourea marcgravii
	Palicourea macrobotrys Palicourea marcgravii + Peltoflorum dubium	Peltoflorum dubium Pera glabrata (*) Pera obovata	Palicourea macrobotrys + Peltoflorum dubium Pera glabrata (*) Pera obovata	Palicourea macrobotrys +	
	Persea sp (*)	Picramnia sellowii	Picramnia sellowii	Picramnia sellowii (*)	Pera obovata Picramnia warmingiana
	Piper amalago + Piper loefgrenii (*)	Piper amalago + Piper loefgrenii	Piper amalago + Piper loefgrenii	Pilocarpus pauciflorus +	Piper tuberculatum +
	Piptadenia gonoacantha Piptocarpha macropoda + Platypodium elegans + Prockia crucis + Protium heptaphyllum + Prunus myrtifolia + Pseudobombax grandiflorum Psychotrya barbiflora (*) Psychotria hastiseapala Psychotria hoffmannseggiana +	Piptadenia gonoacantha Piptocarpha macropoda (*) Prockia crucis Protium heptaphyllum (*) Prunus myrtifolia + Psychotria hastiseapala Psychotria hoffmannseggiana +	Piptadenia gonoacantha Piptocarpha macropoda (*) Prockia crucis Protium heptaphyllum (*) Prunus myrtifolia + Psychotria hastiseapala Psychotria hoffmannseggiana +		Psychotria hoffmannseggiana + Psychotria myriantha (*) Psychotria pubigera +
	Psychotria pallens (*) Psychotria sessilis (*) Psychotria sp +	Psychotria sessilis Psychotria sp +	Psychotria sessilis Psychotria sp + Psychotria turior + Psychotria vauthieri (*) Qualea jundiahy	Psychotria sessilis (*) Psychotria turior + Psychotria vauthieri (*) Qualea jundiahy (*) Qualea multiflora (*)	

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
		<i>Qualea</i> sp (*)			
		<i>Rapanea guianensis</i> (*)	<i>Rapanea guianensis</i> +	<i>Rapanea guianensis</i> +	
		<i>Rapanea lanceolata</i>			
		<i>Rapanea lancifolia</i> (*)	<i>Rapanea lancifolia</i>		<i>Rapanea lancifolia</i> +
		<i>Rapanea umbellata</i>	<i>Rapanea umbellata</i>	<i>Rapanea umbellata</i> +	
		<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> (*)	
		<i>Rollinia sylvatica</i>	<i>Rollinia sylvatica</i> +		
		<i>Roupala brasiliensis</i>	<i>Roupala brasiliensis</i>		
		<i>Rubiaceae</i> sp (*)			
		<i>Rudgea jasminoides</i>	<i>Rudgea jasminoides</i>	<i>Rudgea jasminoides</i>	<i>Rudgea jasminoides</i> +
		<i>Savia dictyocarpa</i>	<i>Savia dictyocarpa</i>	<i>Savia dictyocarpa</i>	<i>Savia dictyocarpa</i> +
		<i>Schefflera morototonii</i>	<i>Schefflera morototonii</i> +		<i>Schefflera morototonii</i> +
		<i>Sciadodendron excelsum</i> +			
		<i>Sebastiania commersoniana</i>	<i>Sebastiania edwalliana</i> +	<i>Sebastiania edwalliana</i> (*)	
		<i>Senna bicapsularis</i> (*)	<i>Sebastiania commersoniana</i> (*)	<i>Sebastiania commersoniana</i>	
		<i>Senna multijuga</i> (*)	<i>Senna bicapsularis</i>		
			<i>Senna multijuga</i>		
			<i>Senna sp</i> (*)		
		<i>Senna speciosa</i>	<i>Senna speciosa</i> +		
		<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Siparuna guianensis</i>	<i>Siparuna guianensis</i> (*)	<i>Siparuna guianensis</i> (*)
			<i>Sloanea guianensis</i>		
		<i>Sloanea monosperma</i> (*)	<i>Sloanea monosperma</i> +		
			<i>Solanum sp</i> +		
		<i>Solanum swartzianum</i> +	<i>Solanum swartzianum</i>		
		<i>Sorocea bomplandii</i>	<i>Sorocea bomplandii</i>	<i>Sorocea bomplandii</i> (*)	
		<i>Strychnos brasiliensis</i>			
		<i>Stylogyne ambigua</i> +	<i>Stylogyne ambigua</i>		<i>Stylogyne ambigua</i> (*)
		<i>Stylogyne warmingii</i> +	<i>Stylogyne warmingii</i>		
		<i>Styrax acuminatum</i> (*)			
		<i>Sweetia fruticosa</i> (*)	<i>Sweetia fruticosa</i>		
		<i>Syagrus oleraceae</i>	<i>Syagrus oleraceae</i>		<i>Syagrus oleraceae</i> +
		<i>Syagrus romanzoffiana</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (*)
		<i>Tabebuia heptaphylla</i> (*)	<i>Tabebuia heptaphylla</i> +		
			<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tabebuia umbellata</i>
			<i>Tapirira marchandii</i>		<i>Tapirira guianensis</i> (*)
		<i>Terminalia argentea</i>	<i>Terminalia argentea</i> +		
		<i>Terminalia brasiliensis</i> (*)	<i>Terminalia brasiliensis</i>	<i>Terminalia brasiliensis</i> (*)	

(continuação tabela 6)		Subgrupo LV	Subgrupo AI	Subgrupo All	Subgrupo GX
		<i>Trema micrantra</i> (*)			
		<i>Trichilia casaretti</i>	<i>Trichilia casaretti</i>	<i>Trichilia catigua</i>	<i>Trichilia catigua</i>
		<i>Trichilia catigua</i>	<i>Trichilia catigua</i>	<i>Trichilia clausenii</i> (*)	
		<i>Trichilia clausenii</i>	<i>Trichilia clausenii</i>	<i>Trichilia elegans</i>	
		<i>Trichilia elegans</i>	<i>Trichilia elegans</i>	<i>Trichilia pallida</i>	<i>Trichilia pallida</i>
		<i>Trichilia pallida</i>	<i>Trichilia pallida</i>		
		<i>Urera baccifera</i> +	<i>Urera baccifera</i> +		
			<i>Vernonia diffusa</i> (*)		
		<i>Xylopia brasiliensis</i>	<i>Xylopia brasiliensis</i>		<i>Xylosma cf</i>
		<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> (*)	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> (*)	
		<i>Zanthoxylum polyanum</i> (*)	<i>Zanthoxylum polyanum</i> (*)		
		<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>			
		<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	
		<i>Zeyhera tuberculosa</i>			
		<i>Zollernia ilicifolia</i>	<i>Zollernia ilicifolia</i>	<i>Zollernia ilicifolia</i>	

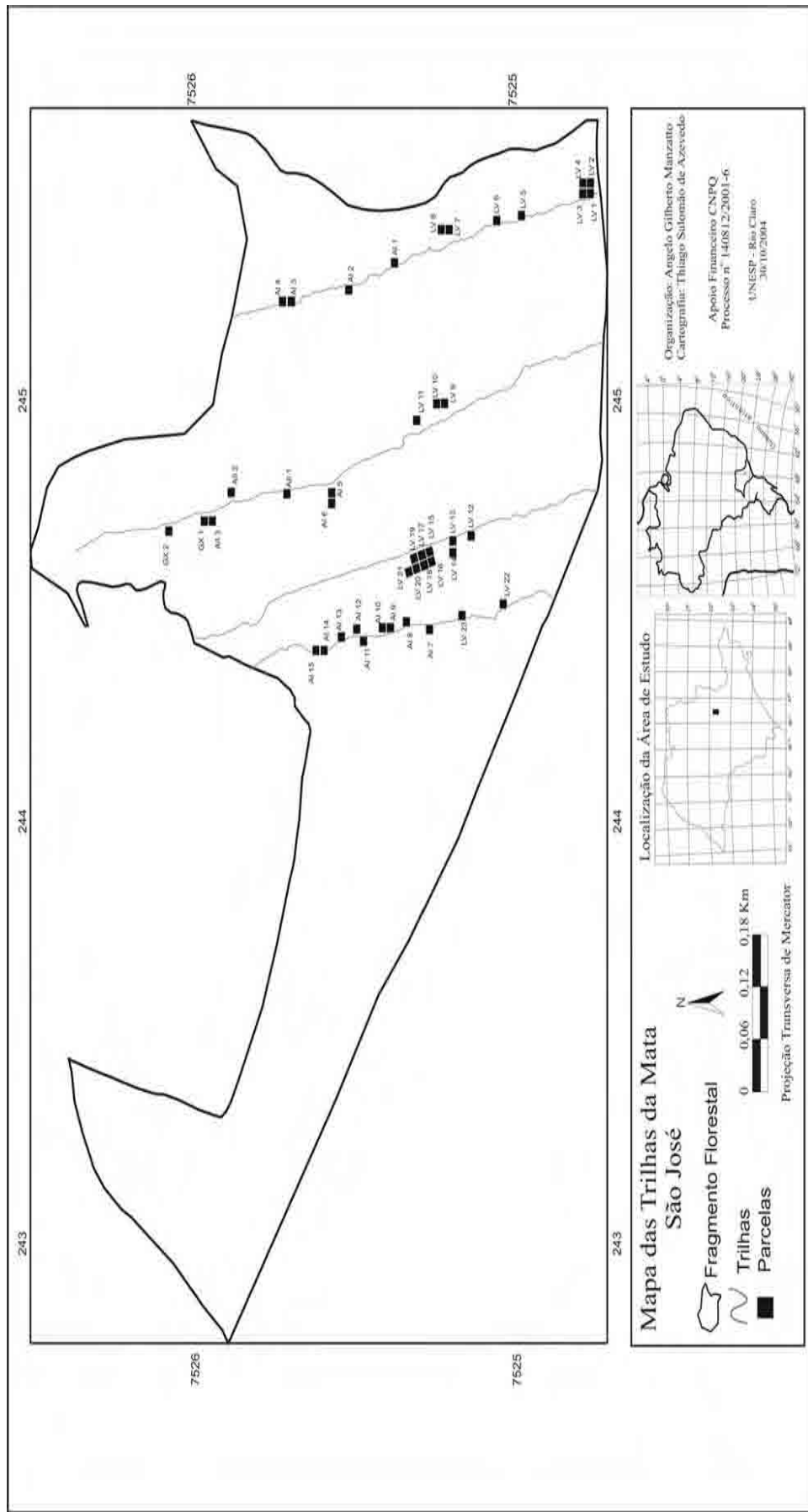


Figura 1. Mapa de localização da Mata da Fazenda São José, Rio Claro (SP). Detalhe do limite do fragmento florestal com suas respectivas trilhas e distribuição das 43 parcelas.



Figura 2. Mapa topográfico da Mata da fazenda São José e a localização das parcelas distribuídas ao longo das trilhas.

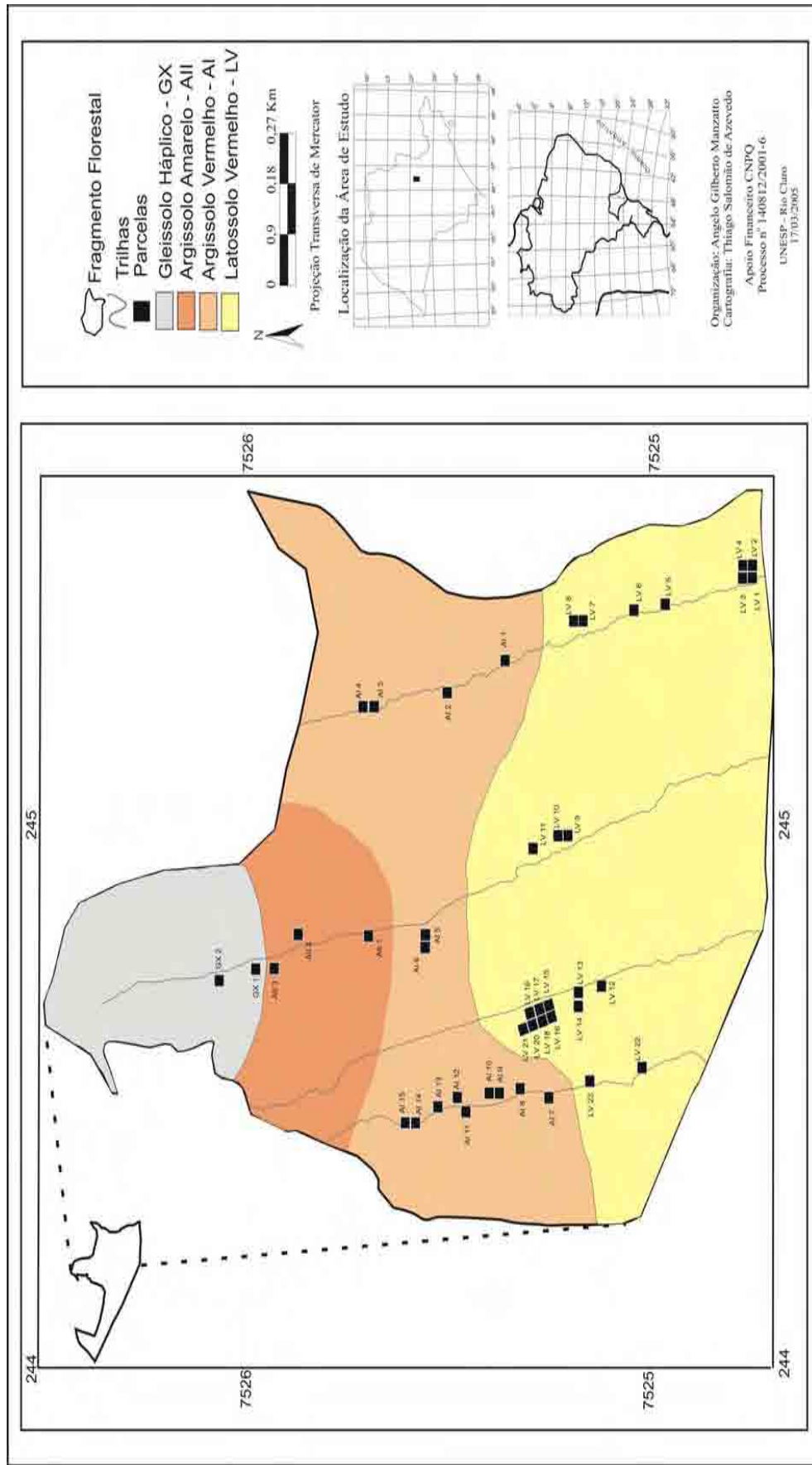


Figura 3. Mapa pedológico simplificado de um trecho da Mata da Fazenda São José, localizada no município de Rio Claro, SP.

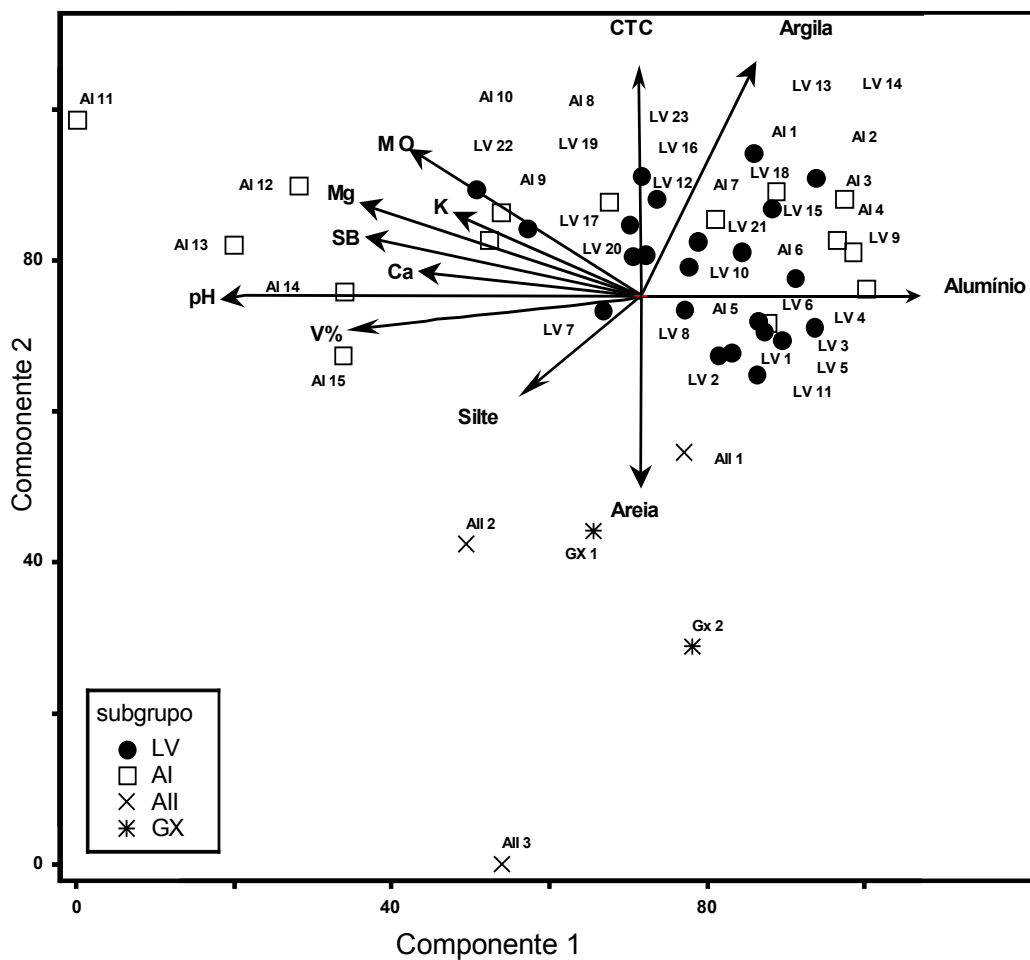


Figura 4 – Diagrama produzido pela análise de componentes principais (PCA), com base nas variáveis químicas e texturais obtidas para as 43 parcelas alocadas em trecho de Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP. O diagrama acima foi construído a partir dos dois primeiros componentes.

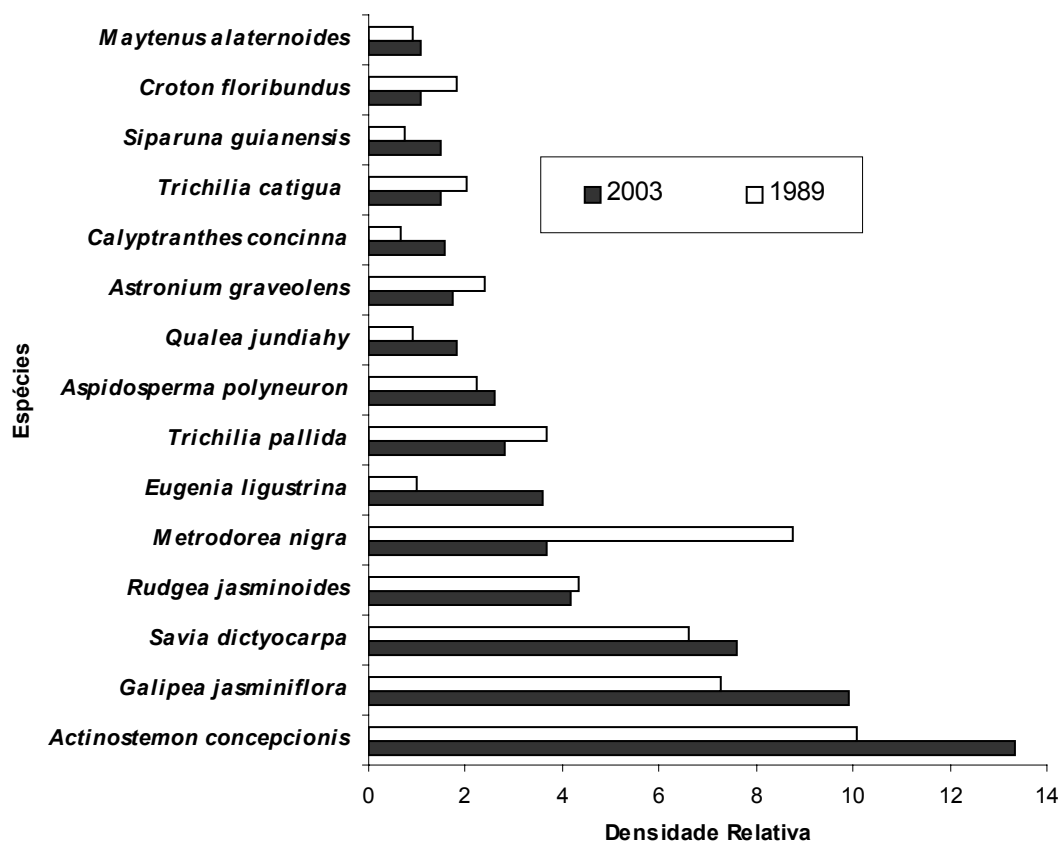


Figura 5 – Densidade Relativa das principais espécies, amostradas nos levantamentos de 1989 e 2003, em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP.

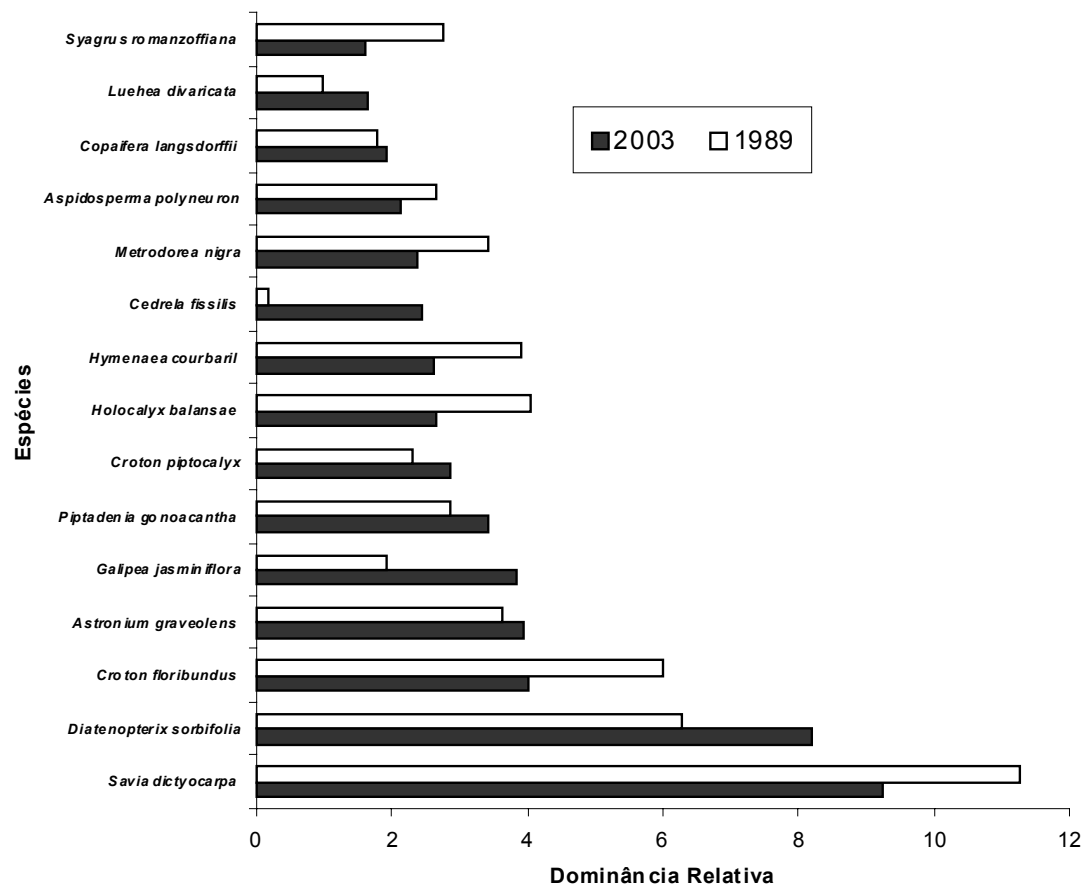


Figura 6 – Dominância Relativa das principais espécies amostradas nos levantamentos de 1989 e 2003, em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP.

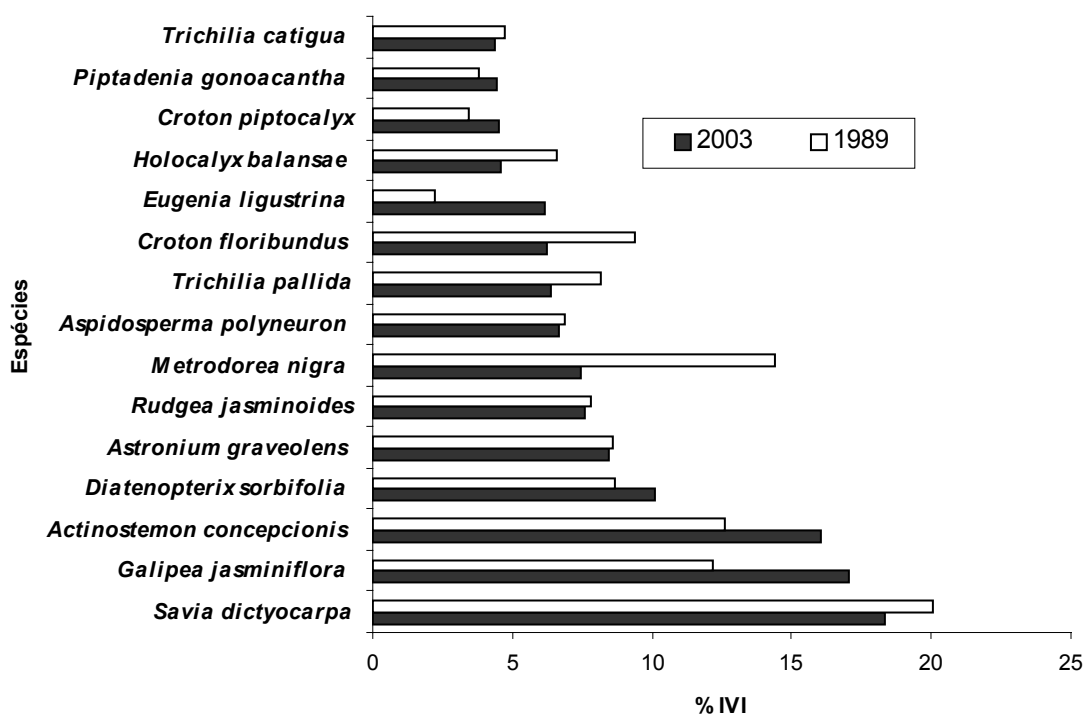
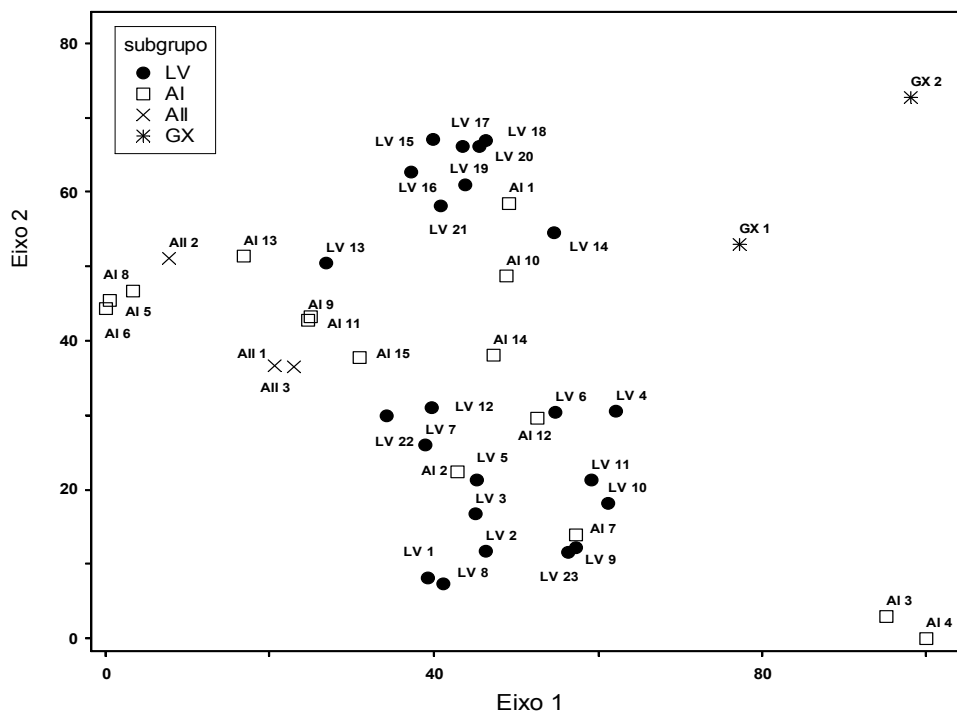


Figura 7 – Porcentagem de IVI (índice de valor de importância) por espécie encontrada em 1989 e 2003, na Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP.

A)



B)

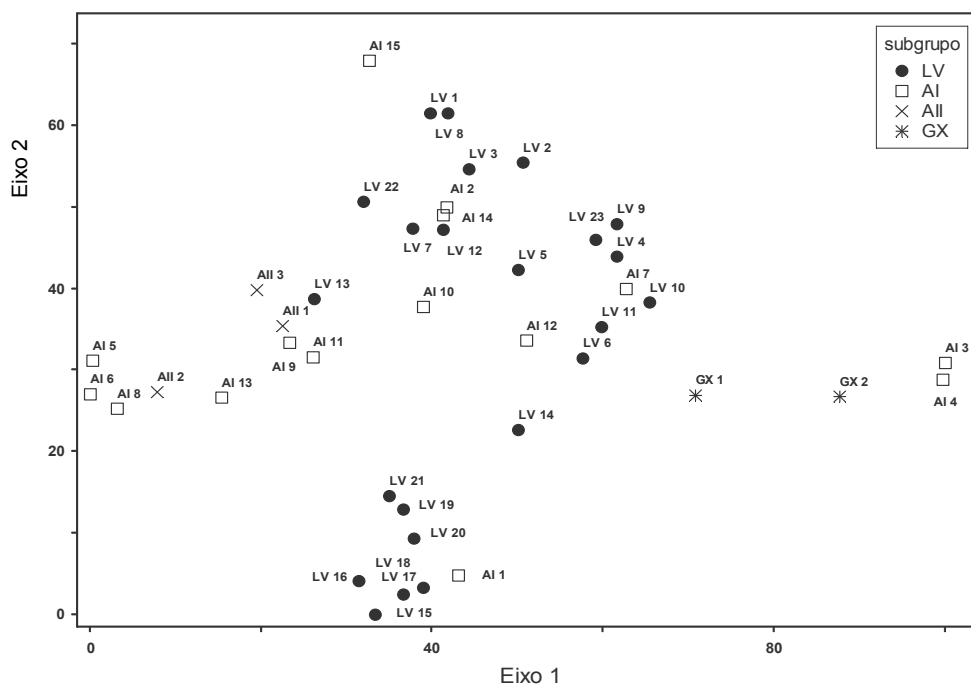


Figura 8 - Diagrama de ordenação das espécies produzido pela análise de correspondência retificada (DCA), com base na abundância das espécies nas 43 parcelas alocadas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Rio Claro, SP. (A) Levantamento realizado em 1989 e (B) em 2003.

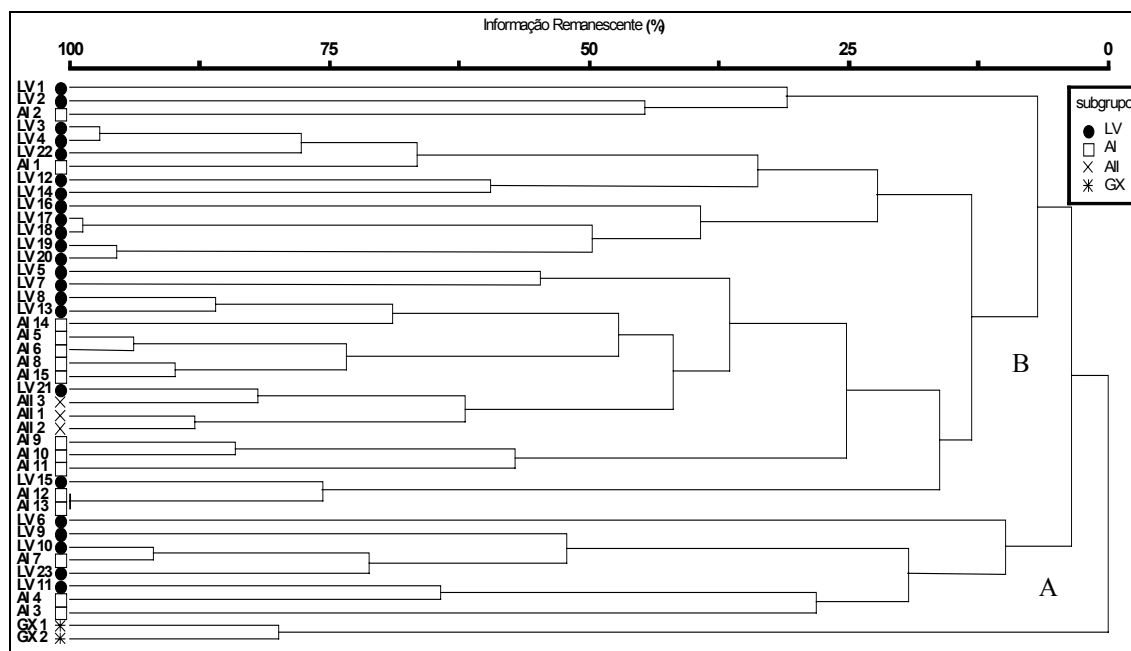


Figura 9 – Dendrograma de classificação dos dados de vegetação, da Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, pelo método de UPGMA.

Referências Bibliográficas

Amaral, A. Z. & Audi, R. – Fotopedologia. In: Moniz, A. C. (org). *Elementos de Pedologia*. São Paulo: Pentágono, p. 429 – 432. 1972.

Autodesk, Inc. *Autocad Map Release 2: user's guide*. 1998.

Bacci, D. C. *Extração de Areia na Bacia do Rio Corumbataí (SP)*. 1995. 104f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas), Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1995.

Bertani, D.F., Rodrigues, R.R., Batista, J. L.F. & Shepherd, G.J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo, v.24, n.1, p.11-23. 2001.

Brower, J.E. & Zar, J.H. *Field and laboratory methods for general ecology*. Dubuque: Wm. C. Brown. 1984.

Bruening, E.F. *Conservation and management of tropical rainforest: an integrated approach to sustainability*. Wellingford: CAB International, 1996. 339 p.

Castellani, T.T. & Stubbleline, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação pelo fogo. *Revista Brasileira de Botânica*, v.16, n.2, p. 181-203, 1993.

Causton, D.R. *An introduction to vegetation analysis, principles and interpretation*. London: Unwin Hyman, 1988. 342p.

Crawley, M.J. The population dynamics of plants. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, v.330, p.125-140, 1990.

Dygbj, P.G.N & Kempton, R.A.. *Multivariate analysis of ecology communities*. London:Chapman & Hall, 1996. 206p.

Durigan, G.; Rodrigues, R. R. & Schiavini, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: Rodrigues, R.R & Leitão-Filho, H. F.(eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUsp, 2000.

Earn, D.J.D & Rohani, P. Complex dynamics in ecology. *Trends in ecology and evolution*, v.2, p.43-44, 1999.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de métodos de análises de solo*. Rio de Janeiro:EMBRAPA/CNPS, 1999, 212p.

Felfili, J.M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brasil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, v.11, p.67-83, 1995.

Gandolfi, S. *História natural de uma floresta estacional semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. 2000. 450f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

Gandolfi, S; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustiva-arbórea de uma floresta mesófila semidecidual no Município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

Gentry, A.H. & Terborg, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu ‘mature’ floodplain forest. In: Gentry, A.H. (ed.). *Four Neotropical Rainforest*. New Haven: Yale University, p.585-599, 1990.

Gibbs, P.E.; & Leitão Filho, H.F. Floristic composition of an area of gallery forest near Moji Guaçu, State of São Paulo, S.E. Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.1, n.2, p.151-156, 1978.

Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecology*, v.174, p.19-36, 2004.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Manuais técnicos em Geociências, v.1, p1-91. 1991.

Kent, M. & Coker, P. *Vegetation escription and analysis, a pratical approach*. London: Belhaven, 1992. 363p.

Koeppen, W. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica. Mexico-Bueno aires, 1948. 478p.

Manokaran, N. & Kochumen, K.M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. (Special Issue), v.3, p.315-330, 1987.

Manzatto, A. G. *Dinâmica de um fragmento de floresta estacional semidecidual no Município de Rio Claro, SP: diversidade, riqueza florística e estrutura da comunidade no período de 20 anos (1978-1998)*. 2001. 127f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

Martins, F.R. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: Editora da UNICAMP, 1993.

Martins, F.R. *O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo*. 1979. 239f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.

Matthes, L.A.F. *Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo - Santa Genebra - Campinas, São Paulo*. 1992. 216f.. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

Mazer, S.J. Floristic composition, soil quality, litter accumulation, and decomposition in terra firma and floodplain habitats near Pakitza, Peru In: Wilson, D.E. & Sandoval, A. (ed.). *Manu/The Biodiversity of southeastern Peru*. Washington: Smithsonian Institution, p.89-125, 1996.

McCune, B. & Mefford, M. J. *PC-Ord: multivariate analysis of ecological data - version 4*. Gleneden Beach: MJM Software Design. 1999.

Melo, M. M. R. F. *Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil*. 2000. 155f. Tese (Doutorado Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

Mueller-Dombois, D, & Ellenberg, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1974.

Oliveira-Filho, A. T. ; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, v.131, p.45-66, 1997.

Pagano, S.N & Leitão-Filho. Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecidual no município de Rio Claro, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.10, p.37-47, 1987.

Pagano, S.N; Leitão-Filho, H. F. & Cavassan, O. Variação temporal da composição florística e da estrutura fitossociológica de uma floresta estacional semidecidual - Rio Claro - Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.2, p.241-258, 1995.

Pickett, S.T.A & Ostfeld, R.S. The Shifting Paradigm in Ecology. In: Knight, R.L. & Bates, S.F. *A new century for natural resources managment*. Washington: Island Press, 1995.

Pielou, E.C. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons, 1975.

Primack, R.B. & Hall, P. Biodiversity and forest change in Malaysian Borneo. *BioScience*, v.42, n.11, p.829-837, 1992.

Rodrigues, R.R. *Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, Fazenda Santa Eliza, Campinas, SP: avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais*. 1999. 235f. Tese (Livre Docente) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

Rolim, S. G.; Couto, H.T.Z & Jesus, R.M. Fluctuaciones temporales em la composicion florística del bosque Tropical Atlántico. *Biotropica*, v.33, n.1, p.12-22, 2001.

Santos, F. A. M.; Rodrigues, R.R.; Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. The dynamics of tree population in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE, Brazil. *Bulletin of the Ecological Society of America* (supplement), v.77, n.3, p. 341-389, 1996.

Shepherd, G.J. *FITOPAC 2.0: manual do usuário*. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 1994.

Souza, J.S. *Análise das Variações Florísticas e Estruturais da Comunidade Arbórea de um Fragmento de Floresta Semidecidual às Margens do Rio Capivari, Lavras – MG*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 1999. 75p.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E..The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, v.3, p.336-59, 1987.

Teixeira, A. P. & Assis, M. A. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta paludosa no município de Rio Claro (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo (no prelo).

Whitmore, T.C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: Davy, A. J.; Hutchings, M.J. & Watkinson, A. R. (eds.). *Plant population ecology*. Oxford: Blackwell sc. Pub., 1988.

Whitmore, T.C. Tropical Forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Lawrance, W.F. & Bierrgaard, Jr., (eds.). *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, 1997

Zar, J.H. *Biostatistical Analysis*. Third edition. Prentice-Hall, New Jersey, 1996.

Anexo 1 – Características químicas de amostras de solo superficial (0-20 cm), coletados em 43 parcelas em fragmento de floresta estacional semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP.

Subgrupo/parcela	P Resina mg/dm ³	M.O. g/dm ³	pH Ca Cl ₂	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC	V %
				mmol _c /dm ³						
Subgrupo LV										
LV 1	5	38	4,2	1,9	25	8	58	34,9	92,0	38
LV 2	6	38	4,3	2,3	22	9	58	33,3	91,0	37
LV 3	5	40	3,9	2,2	15	8	72	25,2	97,0	26
LV 4	4	40	3,8	1,9	13	8	88	22,9	110,0	21
LV 5	5	36	4,0	2,0	20	10	68	32,0	100,0	32
LV 6	4	40	4,1	2,3	18	9	80	29,3	109,0	27
LV 7	6	42	4,4	2,0	37	16	52	55,0	107,0	51
LV 8	5	42	4,3	2,1	25	13	58	40,1	98,0	41
LV 9	5	42	3,9	2,1	15	9	84	26,1	110,0	24
LV 10	6	40	4,4	2,1	33	11	72	46,1	118,0	39
LV 11	4	38	4,1	2,0	22	8	80	32,0	112,0	29
LV 12	6	40	4,4	2,0	40	14	58	56,0	114,0	49
LV 13	5	40	4,2	2,9	22	12	72	36,9	108,0	34
LV 14	5	38	4,0	3,1	16	9	88	28,1	116,0	24
LV 15	4	36	4,2	3,0	18	11	75	32,0	107,0	30
LV 16	4	38	4,5	2,5	37	14	64	53,0	117,0	45
LV 17	5	40	4,3	2,2	32	16	58	50,2	108,0	46
LV 18	7	40	3,9	2,1	22	10	88	34,1	122,0	28
LV 19	6	60	4,6	3,2	37	17	47	57,2	104,0	55
LV 20	18	40	4,1	3,0	21	14	72	38,0	110,0	35
LV 21	6	42	4,1	2,7	22	14	68	38,7	106,0	37
LV 22	7	40	4,6	4,4	54	17	38	75,4	113,0	67
LV 23	5	36	4,2	3,6	35	14	72	52,6	124,0	52
Subgrupo AI										
AI 1	5	44	4,0	2,0	18	12	88	32,0	120,0	27
AI 2	7	40	3,7	2,2	11	7	98	20,2	118,0	17
AI 3	7	36	3,8	2,0	11	8	93	21,0	114,0	18
AI 4	5	36	3,9	2,2	9	6	88	17,2	105,0	16
AI 5	5	40	3,9	3,2	13	8	98	17,4	115,0	15
AI 6	4	34	3,7	2,4	9	6	121	17,4	138,0	13
AI 7	5	38	4,1	2,9	25	12	84	39,9	123,0	32
AI 8	6	40	4,3	3,5	36	15	58	54,5	112,0	49
AI 9	8	48	4,5	2,9	49	19	42	70,9	112,0	63
AI 10	8	38	4,6	5,8	40	16	50	61,8	111,0	56
AI 11	10	80	5,8	5,0	105	24	17	134,0	151,0	89
AI 12	6	50	5,4	4,5	80	19	28	103,5	131,0	79
AI 13	8	52	5,5	3,8	90	21	20	114,8	134,0	86
AI 14	7	60	5,1	3,0	69	18	28	90,0	118,0	76
AI 15	7	44	5,3	2,7	70	19	26	91,7	117,0	78
Subgrupo AII										
AII 1	7	36	4,1	3,5	13	10	72	26,5	98,0	27
AII 2	7	40	4,6	3,2	35	16	40	54,2	95,0	57
AII 3	6	28	4,6	2,7	22	13	34	37,7	72,0	52
Subgrupo GX										
GX 1	7	34	4,3	2,0	25	10	40	37,0	77,0	48
GX 2	6	28	4,0	1,4	13	6	42	20,4	62,0	33

CAPÍTULO II

Dinâmica da Comunidade Arbustivo-Arbórea de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Rio Claro, SP, no Período de 14 Anos.³

ANGELO GILBERTO MANZATTO⁴, MARCO ANTONIO ASSIS^{2,3}, THIAGO SALOMÃO DE AZEVEDO⁴ e SERGIO NEREU PAGANO²

³. Parte da Tese de doutorado de A. G. Manzatto, vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Estadual Paulista.

2. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica, Caixa Postal 199, 13506-900 Rio Claro, SP, Brasil.

3. Autor para correspondência: massis@rc.unesp.br

4. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Departamento de Geografia, Rio Claro, SP, Brasil.

ABSTRACT - (Scrubs and Trees Communities Dynamics from a Fragment of Tropical Semideciduous Forest in Rio Claro, SP, during 14 years). It was studied the scrubs and trees dynamics over an area from semideciduous forest in Rio Claro in the state of São Paulo, over the period of 14 years (1989 to 2003). From the collected data during the years of 1989 and 2003, the mortality rate (MR) and the new species recruitment rate (RR) were calculated for this community, accordingly to the soil groups, diameter classes, and mostly occurring specimen. The obtained results show that the achieved MR was superior when compared to the RR for the studied community. However, when analyzing the soil groups on the vegetation patch it is possible to present a positive and a negative rate related to the MR and the RR. The obtained mortality rate (MR) for this community was 4,06% a year and the new specimen recruitment rate (RR) was 3,44%. The first obtained value is considered high when compared to other tropical forests. In the meantime the obtained RR had surprisingly expression. For the vegetation patch analysis the soil group LV presented higher MR and RR for the studied community (MR of 5,09% a year, and RR of 3,53% a year). The soil group AI presented a lower mortality rate comparing to the other studied soil groups, when the AII soil group obtained the lower mortality rate among the studied soil groups. The dynamics differences between the species reached an elevate level. Only *Copaifera langsdorffii* and *Holocalyx balansae* showed stable rate ($\lambda = 1$). The findings above suggest that the semideciduous forest is facing a rebuilding process from any disturbing event in the late years.

Key-words: forest dynamics, tropical semideciduous forest, mortality and recruitment rates.

RESUMO – (Dinâmica da Comunidade Arbustivo-Arbórea de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos). Analisou-se a dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea, em um fragmento de floresta estacional Semidecidual localizado no município de Rio Claro, Estado de São Paulo, após um período de 14 anos (1989 – 2003). A partir dos dados obtidos em 1989 e 2003, foram calculadas as taxas de mortalidade (TM) e de recrutamento (TR) para a comunidade, entre subgrupos de solos, classes diamétricas e espécies mais abundantes. Os resultados obtidos demonstraram que as taxas de mortalidade sempre foram superiores às taxas de recrutamento para a comunidade. Por outro lado, analisando-se os subgrupos do mosaico vegetacional, estes apresentaram balanços positivos e negativos entre as taxas de mortalidade e recrutamento. O valor da TM obtida para a comunidade foi 4,06%/ano e o da TR, 3,44. O primeiro situou-se em torno de valores altos em relação a outras florestas tropicais, o último, porém, foi um dos mais expressivos. Para a análise do mosaico vegetacional, o subgrupo LV teve TM e TR superiores às obtidas para a comunidade (5,09%/ano e 3,53%/ano, respectivamente). O subgrupo AI apresentou menor valor de TM entre os subgrupos, enquanto que AII obteve TR inferior aos demais subgrupos. As diferenças entre a dinâmica de espécies foram altas. Somente as espécies *Copaifera langsdorffii* e *Holocalyx balansae* obtiveram estabilidade numérica ($\lambda=1$). Os dados sugerem que a floresta semidecídua estudada encontra-se em processo de recuperação de algum evento de distúrbio ocorrido nos últimos anos.

Palavras-chave: dinâmica florestal, floresta estacional Semidecidual, taxas de mortalidade e recrutamento.

Introdução

As florestas tropicais são caracterizadas por um grande número de espécies que coexistem (Chesson 2000). Essa coexistência tem sido caracterizada como uma das causas responsáveis pela alta diversidade de espécies arbóreas nas florestas tropicais (Chesson & Case 1986). A heterogeneidade espacial encontrada em ambientes florestais é um fator que promove a coexistência das espécies arbóreas na estrutura da comunidade através de seus componentes horizontais (características edáficas, regimes pluviométricos, luminosidade e temperatura) e verticais (estratificação das copas e enraizamento das árvores no solo) (Fowler 1988).

Um dos fatores abióticos mais importantes entre as causas na variação da estrutura das comunidades é a topografia, pois está relacionada com as propriedades do solo (químicas e físicas) e também com o regime e retenção de água (Bourgeron 1983; Oliveira-Filho *et al.* 1997). O efeito de borda também é considerado como um importante fator na heterogeneidade física dos fragmentos (Malcolm 1994; Oliveira-Filho *et al.* 1997), pois é responsável pela alteração da composição de espécies na parte marginal de um fragmento, causando alterações estruturais (Tabanez *et al.* 1997).

O estudo dos eventos biológicos para melhor compreender o padrão de distribuição das espécies tem demonstrado que os distúrbios são importantes na manutenção e na promoção da diversidade de espécies (Hubbel & Foster 1986; Swaine & Hall 1988; Whitmore 1988, Hartshorn 1990; Tabarelli & Mantovani 1997; Martins & Rodrigues 2002). Neste aspecto, o papel desempenhado pela dinâmica de clareiras é de grande importância para o ciclo de vida de muitas espécies influenciando no estabelecimento, desenvolvimento e reprodução, tornando-se um processo crucial para um melhor entendimento da estrutura e composição das florestas (Martins & Rodrigues 2002).

O estudo das variações temporais e espaciais é de fundamental importância para se compreender os processos dinâmicos, podendo gerar resultados confiáveis e precisos, haja vista a necessidade de se conhecer os fatores ecológicos que geram e mantêm a diversidade em florestas subtropicais, bem como os mecanismos relacionados

aos processos envolvidos na reorganização do mosaico sucessional ao longo do tempo (Gandolfi 2000).

O conhecimento acumulado nas últimas décadas a respeito da composição florística e da estrutura fitossociológica dos remanescentes paulistas permite afirmar que estas florestas são bastante heterogêneas nas suas características abióticas e bióticas.

As comparações realizadas nos estudos desenvolvidos em florestas estacionais semidecíduas paulistas têm demonstrado que estes remanescentes são altamente diversificados florística e estruturalmente, apresentando valores de similaridade muito baixos, mesmo considerando áreas espacialmente próximas (Pagano *et al.* 1995; Salis *et al.* 1995; Rodrigues 1999).

Esses remanescentes florestais têm sido foco de alguns estudos envolvendo certos aspectos da sua dinâmica florestal, principalmente aqueles voltados às variações temporais, dentre os quais podem ser destacados os trabalhos de Matthes (1992), Castellani & Stubbleline (1993), Pagano *et al.* (1995), Santos *et al.* (1996), Rodrigues (1999), Melo (2000), Bertani *et al.* (2001) e Manzatto (2001). Estudos de mesma natureza têm sido realizados em Minas Gerais por Oliveira Filho *et al.* (1997), Werneck *et al.* (2000) e Guilherme *et al.* (2004).

Apesar desses estudos enfocarem alguns aspectos específicos e terem sido efetuados através de pequenos trechos amostrais, são estes estudos que têm promovido uma série de questionamentos sobre as condições ecológicas e florestais nos subtrópicos (Gandolfi *et al.* 1995; Gandolfi 2000; Manzatto 2001; Martins & Rodrigues 2002).

É dentro deste contexto ecológico que vários estudos vêm sendo realizados no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Rio Claro (SP), por cerca de mais de 20 anos. Assim, a proposta deste trabalho foi analisar aspectos da dinâmica da comunidade arbustiva e arbórea de um trecho de floresta estacional semidecidual localizado no município de Rio Claro (SP), durante o período de 14 anos. Os objetivos específicos foram:

- determinar as taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento bem como seu tempo de meia vida, duplicação e rotatividade, após 14 anos; e
- realizar uma comparação da dinâmica do mosaico sucessional em subgrupos edáficos encontrados na área de estudo.

Material e Métodos

Área de Estudo - O fragmento florestal estudado está localizado entre os municípios de Rio Claro e Araras, Estado de São Paulo, nas coordenadas 47°28'W e 22°22'S. O fragmento florestal é conhecido localmente como Mata da Fazenda São José (MFSJ), que possui uma área total de 234 hectares (para mais detalhes, *vide* capítulo 1).

Levantamento da Vegetação - A reavaliação fitossociológica teve como base o levantamento realizado por Pagano *et al.* (1995). Para tanto, foram recuperadas e mapeadas trilhas pré-existentes na MFSJ (para mais detalhes, *vide* capítulo 1).

Todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com fuste \geq a 1,3m do solo com caule lenhoso (senso Pagano *et al.* 1995), exceto palmeiras, encontrados nas 43 parcelas (10x10m) foram identificados com plaquetas numeradas, medidos seu perímetro a altura do peito (PAP) e estimados sua altura total, com o auxílio de uma vara graduada. Portanto, após um período de 14 anos (1989 à 2003), os indivíduos sobreviventes foram reavaliados e aqueles que atingiram fuste \geq a 1,3m do solo foram recrutados.

O material botânico coletado no segundo levantamento foi preparado segundo as técnicas usuais de herborização e incorporado ao Herbário Rioclarense (HRCB) do Instituto de Biociências – Unesp, Campus de Rio Claro. As identificações foram feitas através de comparação com exsicatas existentes no HRCB, ou por meio de consultas a especialistas e da literatura.

O levantamento de solos indicou a existência de quatro unidades pedológicas: latossolos vermelhos distrófico e eutrófico (subgrupo LV), argissolos vermelhos distrófico e eutrófico (subgrupo AI), argissolos amarelos distrófico e eutrófico (subgrupo AII) e gleissolo háplico (subgrupo GX). A descrição desses solos e as características físico-químicas estão apresentadas no capítulo 1.

Análise da dinâmica da comunidade - A partir dos dados obtidos nos dois levantamentos, foram calculados os valores das taxas médias anuais de mortalidade e recrutamento por meio do modelo logarítmico, utilizado nos trabalhos de Korning & Balslev (1994) e Guilherme *et al.* (2004):

$$r = (Ct / Co)^{1/t} - 1, \text{ onde:}$$

r = taxa média anual de mortalidade quando $r < 0$ ou taxa de recrutamento/acrécimo quando $r > 0$;

t = tempo transcorrido em anos entre os dois levantamentos;

C_0 = é o número total de indivíduos no primeiro levantamento;

C_t = é o número total de indivíduos após t anos transcorridos.

Para a taxa de mortalidade expressa em número de indivíduos, C_0 é o número de indivíduos do primeiro levantamento. C_t é o número de sobreviventes registrados no segundo levantamento ($C_t = C_0 - \text{mortos}$). Na taxa de recrutamento, C_t é obtido pela soma do número de indivíduos do primeiro levantamento e dos indivíduos recrutados ($C_t = C_0 + \text{recrutados}$).

Com relação às taxas de mortalidade (perda) e acréscimo (ganho) expressas em área basal, C_0 = a área basal do primeiro levantamento. Para calcular a taxa de mortalidade, C_t é obtido através da subtração da área basal das árvores mortas ($C_t = C_0 - \text{área basal/mortos}$). Para a taxa de acréscimo, C_t é obtido adicionando a área basal dos recrutados somado ao crescimento em área basal dos sobreviventes ($C_t = C_0 + \text{área basal/sobreviventes} + \text{área basal/recrutados}$).

A média aritmética entre os valores absolutos das taxas de mortalidade, o recrutamento e acréscimo fornece a taxa de rotação (*turnover*) da comunidade, que é uma medida de seu dinamismo. Com base nesses valores, foram calculados a meia-vida e o tempo de duplicação da comunidade, bem como a rotação e a estabilidade em anos, de acordo com Korning & Balslev (1994). Meia vida ($t_{1/2}$) é o tempo necessário para a comunidade reduzir seu tamanho pela metade, mediante a taxa de mortalidade encontrada; tempo de duplicação (t_2) é o tempo necessário para esta comunidade dobrar seu tamanho mantendo as taxas de recrutamento (em número de indivíduos) e acréscimo (em área basal). Estes parâmetros foram calculados pelas expressões:

$$t_{1/2} = \ln(0,5) / \ln(1 + r)$$

$$t_2 = \ln(2) / \ln(1 + r)$$

A rotação em anos é calculada pela média dos valores de meia-vida e tempo de duplicação; a estabilidade em anos é obtida da diferença entre estes mesmos valores e dá uma medida do balanço entre eles.

Os cálculos dos parâmetros de dinâmica foram feitos para a comunidade, subgrupos de solos, parcelas, classes diamétricas e espécies selecionadas.

As classes de diâmetro foram apresentadas em tabelas, sendo que a amplitude de cada intervalo de classe estabelecida foi de 5cm, seguindo os intervalos crescentes propostos por Manzatto (2001) e Pagano (1985).

Para verificar se existiram diferenças nas taxas de mortalidade e recrutamento/acrécimo entre os subgrupos de solos foi feito teste de Qui-quadrado para testar a homogeneidade entre os subgrupos (Zar 1996).

Os parâmetros de dinâmica por parcela foram comparados entre os subgrupos de solos considerando os valores das taxas médias de mortalidade, recrutamento/acrécimo e rotatividade para número de indivíduos e área basal. Para avaliar diferenças nos parâmetros entre os subgrupos de solos foi aplicado teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis de comparação entre grupos e o teste z de comparação múltipla quando houve diferença significativa (StatSoft 2003).

A fórmula utilizada para o cálculo da taxa média de crescimento absoluto (TCA) do diâmetro do caule, em centímetros, foi a seguinte:

$$TCA = (DAP_{d2} - DAP_{d1})/t, \text{ onde:}$$

DAP_{d2} = medida do diâmetro do caule a 1,3m do solo, em cm, no segundo levantamento;

DAP_{d1} = medida do diâmetro do caule, em cm, primeiro levantamento;

t = intervalo de tempo, em anos, entre os dois levantamentos.

A partir das taxas individuais de crescimento foram calculadas as taxas médias e os desvio padrão para cada subgrupo de solo, para a comunidade e classes diamétricas. As médias obtidas foram comparadas por meio de análise de variância

(ANOVA), e se encontradas diferenças significativas utilizou-se o teste de Tukey (Zar 1996).

Calculou-se a taxa finita de crescimento λ , que está relacionada com a taxa de crescimento natural. Desta maneira, os valores de λ (<1 , $=1$, >1) podem expressar a estabilidade numérica da população. Esta taxa é calculada:

$$\lambda = (nt/no)^{1/\Delta t}$$

λ =taxa finita de crescimento natural;

no= número de indivíduos no primeiro levantamento;

nt= número de indivíduos no segundo levantamento;

Δt = média dos intervalos de tempo, em anos, entre os dois levantamentos, para os indivíduos presentes no primeiro levantamento.

As espécies que tiveram um número mínimo de 15 indivíduos amostradas nos dois levantamentos foram selecionadas, com o intuito de aprofundar a discussão a respeito das suas taxas de mortalidade (TM) e recrutamento (TR), tempo de meia vida (T 0,05), estabilidade numérica (λ) e taxa de crescimento absoluta (TCA) obtidas para o período de estudo.

Classificação sucessional das espécies - Visando aumentar o nível de informações sobre a ecologia das espécies e auxiliar na discussão sobre a dinâmica da floresta, as espécies arbustivo-arbóreas amostradas nos dois levantamentos foram classificadas em categorias sucessionais, tomando-se como referência os trabalhos de Gandolfi *et al.* (1995), Pagano *et al.* (1995), Santos *et al.* (1996) e Manzatto (2001).

Assim, foram adotadas quatro categorias sucessionais, segundo a proposta estabelecida por Gandolfi *et al.* (1995): i) Pioneiras: espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque, se desenvolvendo em clareiras ou nas bordas da floresta; ii) Secundárias iniciais: espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio ou luminosidade não muito intensa, em clareiras pequenas, bordas de clareiras grandes, bordas da floresta ou no sub-bosque pouco sombreado; iii) Secundárias tardias: espécies que se desenvolvem na submata sob sombra leve ou densa, podendo permanecer neste

ambiente por toda a vida ou crescer e alcançar o dossel podendo ainda, tornar-se emergente e iv) Sem caracterização: espécies que por falta de informações não puderam ser incluídas em nenhuma das categorias anteriores.

Resultados

Dinâmica geral - Os resultados obtidos nos levantamentos de 1989 e 2003 demonstram que a dinâmica das espécies arbustivas e arbóreas registradas para o período de estudo (14 anos) apresentou valores expressivos (Tabela 1). Houve um decréscimo líquido de quatro espécies, contudo, nota-se que ocorreu o ingresso de 38 e a perda de 42 espécies.

Os subgrupos de solos contribuíram de forma diferenciada. Ocorreu acréscimo de espécies no subgrupo AI (132 em 1989 e 137 em 2003) e, nos subgrupos LV (156 em 1989 e 146 em 2003) e AII (69 em 1989 e 45 em 2003) houve decréscimo de espécies. O subgrupo GX manteve 51 espécies nos dois levantamentos.

A densidade de árvores e arbustos aumentou para a comunidade (19,7%), e somente no subgrupo AII ocorreu diminuição (-5,9%). A mudança líquida mais elevada ocorreu no subgrupo AI (31,61%) e GX (52,85%). Por outro lado, a área basal diminuiu para a comunidade (-12,8%) e para todos os subgrupos de solos. Em ambos os levantamentos os indivíduos amostrados apresentaram $DAP \geq 3\text{cm}$.

Dinâmica expressa em número de indivíduos - Mortalidade - A taxa de mortalidade calculada para a comunidade estudada foi de 4,06 % /ano, e a meia vida foi de 17 anos (Tabela 2). Em relação aos subgrupos de solos, a taxa de mortalidade do subgrupo GX não diferiu estatisticamente ($\chi^2=0,01$; $P>0,50$).

A menor taxa de mortalidade ocorreu no subgrupo AI (2,55% - $\chi^2=63,23$; $P<0,001$). Nos subgrupos LV, AII e GX as taxas foram de 5,09% ($\chi^2=27,71$; $P<0,001$), 5,15% ($\chi^2=7,88$; $P>0,50$) e 4,16% ($\chi^2=0,01$; $P>0,50$), respectivamente.

As taxas de mortalidade para as árvores e arbustos, entre diferentes classes de diâmetro, tanto para a comunidade quanto para cada um dos subgrupos edáficos, mostraram variações entre as classes e diferenças entre os subgrupos edáficos.

Nos Anexos 1 e 2 nota-se, para a comunidade, altos valores de mortalidade para as classes diamétricas iniciais e intermediárias e um declínio para as

classes mais altas. Para os subgrupos, a vegetação sobre solo LV teve taxas de mortalidade marcantes para praticamente todas as classes diamétricas. O contrário se observa para o subgrupo AII, o qual apresenta baixas taxas de mortalidade para a maioria das classes diamétricas.

Recrutamento - A taxa de recrutamento calculada para a comunidade foi de 3,44%/ano. O subgrupo GX apresentou a maior taxa de recrutamento, 4,73%/ano ($\chi^2=10,34$; $P<0,001$). Os subgrupos LV ($\chi^2=0,50$; $P>0,50$), AI ($\chi^2=0,35$; $P>0,50$) e AII ($\chi^2=10,34$; $P<0,001$) mostraram valores bem próximos nas suas taxas de recrutamento, porém inferiores ao subgrupo GX (Tabela 2).

Crescimento - A taxa de crescimento para a comunidade foi de 0,11 cm/ano \pm 0,21 (Anexo 2). A análise de variância aplicada aos subgrupos edáficos e para a comunidade não mostrou diferenças significativas (ANOVA: $F = 1,71$; $P > 0,162$). Entretanto, observa-se que as taxas de crescimento foram maiores para o subgrupo LV (0,14 cm/ano) do que para os demais subgrupos (AI = 0,10 cm/ano; AII = 0,05 cm/ano; GX = 0,06 cm/ano).

Assim, a taxa de crescimento médio da vegetação sobre os subgrupos edáficos AI e GX, apesar de apresentarem valores numericamente menores do que os demais subgrupos, parecem não indicar aspectos particulares quanto ao crescimento médio geral da área estudada. Contudo, ao se analisar as taxas de crescimento entre as classes diamétricas para a comunidade, estas mostraram diferenças significativas (ANOVA: $F = 298,4$; $P < 0,0001$).

Os valores das taxas de crescimento entre as classes diamétricas na comunidade variaram de 0,11 para indivíduos de menor porte (classes entre 5 - 10 cm e 10 - 15 cm), a 0,29 em indivíduos maiores que 35 cm.

Ao se considerar os subgrupos edáficos, nota-se a mesma tendência observada para a comunidade, com taxas menores nas classes de diâmetro menores e taxas maiores nos maiores diâmetros.

Diferenças entre as classes de diâmetro para os subgrupos AI (ANOVA: $F = 2,438$; $P<0,045$) e AII (ANOVA: $F = 11,672$; $P<0,001$) foram significativas, enquanto que para os subgrupos LV (ANOVA: $F = 1,275$; $P>0,248$) e GX (ANOVA: $F = 1,102$; $P>0,374$), o teste de Tukey não identificou as classes onde ocorreram diferenças entre as taxas de crescimento.

Num contexto geral, observa-se grande variação nas taxas de crescimento entre as classes de diâmetro para a comunidade, bem como para os subgrupos edáficos. Somente no subgrupo GX ocorreu pouca variação.

Relação entre recrutamento e a mortalidade – A análise sobre o balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento demonstra um saldo negativo para toda a comunidade, indicando que a taxa média anual de mortalidade excedeu a taxa média anual de recrutamento, demonstrando instabilidade.

Entretanto, subgrupos do mosaico vegetacional apresentaram balanços positivos entre as taxas de mortalidade e de recrutamento. Dessa forma, nota-se que no subgrupo AI e GX, a taxa de recrutamento foi superior a taxa de mortalidade, o contrário ocorreu para os subgrupos LV e AII.

Essas relações entre as taxas de mortalidade e de recrutamento são muito importantes, pois refletem diretamente nos valores obtidos para a meia-vida. Assim, o subgrupo AI apresentou valores de meia-vida superiores aos demais subgrupos. Entretanto, os valores de rotatividade que combinam a média entre as taxas de mortalidade e recrutamento foram mais altos no subgrupo AII.

Os valores antagônicos entre as taxas obtidas nos subgrupos, os quais refletem diretamente no conjunto da comunidade, revelam que as mudanças ao longo do tempo são descontínuas espacialmente. Esses processos permitem um maior entendimento sobre a própria dinâmica do mosaico sucessional da área estudada.

É importante salientar que na dinâmica, considerando os indivíduos com $DAP \geq 10$ cm, a relação taxa de mortalidade e recrutamento mostraram que as taxas de mortalidade sempre foram superiores as taxas de recrutamento, portanto os indivíduos mortos não se restringiram as classes de diâmetros menores (Tabela 3).

Dinâmica expressa em Área Basal - Nota-se que ocorreu uma substancial contribuição dos sobreviventes na comunidade como um todo. Contudo, o acréscimo na área basal por parte dos recrutas foi inferior em relação aos mortos. Com isso, ocorreu uma diminuição da área basal total para a comunidade no ano de 2003 (Tabela 2).

Esta diminuição da área basal repetiu-se para todos os subgrupos edáficos. A maior diferença líquida ocorreu no subgrupo AII (60%). Os demais subgrupos apresentaram valores entre 8,5% e 6,0%.

As taxas de mortalidade foram maiores nos subgrupos AII (7,10%) e no subgrupo LV (4,17 %). Nos subgrupos LV e AI, as taxas de acréscimo foram 4,75% e 4,58% respectivamente.

Quando analisa-se a área basal dos indivíduos com $DAP \geq 10$ cm percebe-se que ocorreram mudanças nos valores das taxas de mortalidade e de acréscimo para os subgrupos (Tabela 3). O subgrupo AI apresentou taxa de acréscimo marcante comparadas a taxa de mortalidade, o contrário foi registrado para AII.

Dinâmica expressa nas parcelas - É importante destacar que as taxas médias anuais de mortalidade em número de indivíduos ($n=43$ parcelas) mostraram diferenças significativas entre os subgrupos edáficos (Kruskal-Wallis, $H=10,45$, $P<0,01$). O teste z (Siegel & Castellan 1988) de comparação múltipla indicou que os subgrupos LV e AI apresentaram valores significativamente mais altos de mortalidade do que os subgrupos AII e GX, mais baixo (Figura 1A).

Entretanto, para a área basal, o teste de Kruskal-Wallis não diferiu estatisticamente (Figura 1B). Esse aspecto da dinâmica florestal sugere que mudanças no número de indivíduos não necessariamente denotem mudanças em área basal, porém a estrutura da floresta envolve alterações contínuas no número de indivíduos.

Em relação às taxas médias anuais de recrutamento, considerando o número de indivíduos, não houve diferenças significativas entre os subgrupos, sugerindo que o recrutamento segue um comportamento aleatório no mosaico sucessional (Figura 2A). Contudo, os valores das taxas médias de acréscimo em área basal, entre os subgrupos edáficos mostraram diferenças significativas ($H=28,9$, $P=0,001$). O teste z indicou como o subgrupo LV com taxa significativamente mais alta do que os demais subgrupos (Figura 2B).

As taxas médias anuais de rotatividade em número de indivíduos, não diferiram estatisticamente entre os subgrupos edáficos (Figura 3A). Por outro lado, a taxa média anual de rotatividade expressa em área basal apresentou diferenças significativas ($H = 7,86$, $P=0,04$). O teste z discriminou o subgrupo LV como mais alto, seguido do subgrupo AI, que é intermediário aos subgrupos AII e GX, sendo estes últimos mais baixos (Figura 3B)

Dinâmica dos Grupos Ecológicos - Na Tabela 5 e 6 são apresentados os valores das taxas de mortalidade e de recrutamento/acréscimo para os grupos ecológicos com relação ao número de indivíduos e de área basal, respectivamente.

O grupo das espécies pioneiras registrou para o levantamento realizado em 1989 um total de 119 indivíduos (5,2% do total) e, para o levantamento de 2003, um total de 160 indivíduos (5,75% do total). Portanto, ocorreu um aumento do número de indivíduos pioneiros para a área estudada. A taxa de mortalidade foi superior à taxa de recrutamento para a comunidade e para os subgrupos edáficos com exceção do subgrupo GX que apresentou maiores taxas de recrutamento.

Considerando a área basal, praticamente não houve diferenças acentuadas. Contudo, foi altamente significativa a mudança ocorrida nos subgrupos AII ($\chi^2=11,80$; $P<<0,001$) e GX ($\chi^2=4,76$; $P<0,25$).

O grupo das secundárias iniciais apresentou, para o levantamento de 1989, 469 indivíduos (20,5% do total), enquanto que para o levantamento de 2003 registrou uma ligeira queda de 427 indivíduos (15,4% do total). As taxas de mortalidade sempre foram superiores às taxas de recrutamento para a comunidade e para os subgrupos.

Entre as secundárias tardias, o total de indivíduos amostrados em 1989 foi de 1627 (71% do total) e, para o segundo levantamento, foi de 2005 indivíduos (72% do total). A taxa de mortalidade encontrada para a comunidade foi superior a taxa de recrutamento. Contudo, para os subgrupos de solos AI e GX as taxas de recrutamento foram superiores as taxas de mortalidade (Tabela 5).

Parâmetros dinâmicos das espécies mais abundantes - No anexo 3 estão listados os parâmetros dinâmicos das 25 espécies com maior número de indivíduos amostrados no período de estudo ($n \geq 15$ em 2003).

As taxas de mortalidade entre as espécies apresentaram valores entre 0,32%/ano (*Maytenus alaternoides*) e 5,26%/ano (*Copaifera langsdorffii*), portanto encontrando grande variação.

Qualea jundiahy obteve para o período de estudo taxa de recrutamento de 7,01%/ano, outras espécies apresentaram taxas bem inferiores.

As espécies que apresentaram o maior crescimento em diâmetro foram: *Savia dictyocarpa* (3,01 cm/ano), *Copaifera langsdorffii* (3,46%/ano) e *Cedrela fissilis* (3,80 cm/ano).

O valor λ , que expressa a estabilidade numérica de uma população, apresentou somente duas espécies com $\lambda=1$, as quais foram *Holocalyx balansae* e *Copaifera langsdorffii*. As demais espécies encontram-se desbalanceadas.

Discussão

Mortalidade – Estudos realizados em parcelas permanentes estabelecidas em formações florestais semidecíduas e ribeirinhas brasileiras registraram valores nas taxas de mortalidade entre 1,46% a 3,75%/ano, abaixo do encontrado no atual estudo (4,06%).

Guilherme *et al.* (2004) obtiveram 3%/ano na taxa de mortalidade em floresta semidecídua em Madre de Deus (MG), enquanto que Oliveira-Filho *et al.* (1997) registrou 2,56%/ano para a floresta semidecídua em Lavras (MG). Santos *et al.* (1996) obtiveram 3,79%/ano para o trecho de floresta estacional Semidecidual da Reserva de Santa Genebra, Campinas (SP).

Formações ribeirinhas estudadas por Felfili (1995) e Bertani *et al.* (2001) registraram 3,5%/ano e 1,46%/ano, respectivamente. Na Ilha do Cardoso, Melo (2000) estudou um trecho de floresta ombrófila densa de encosta e obteve, para o componente dominante, taxa de mortalidade de 2,38%/ano e, Gomes *et al.* (2003) estudando um remanescente de floresta secundária na região metropolitana de São Paulo constatou 1,67%/ano.

No presente estudo, a taxa de mortalidade registrada é superior aos valores encontrados em diversas formações tropicais e subtropicais. Este achado pode estar relacionado aos diferentes métodos utilizados nos estudos comparados, bem como aos diferentes períodos analisados. Entretanto, não se descarta as perturbações sofridas pela floresta no intervalo de estudo.

No trabalho realizado por Gomes *et al.* (2003), em sua revisão de estudos de parcelas permanentes, destacaram que existe uma enorme dificuldade para interpretar

a dinâmica das florestas pela falta de padronização nos intervalos entre os levantamentos, que podem gerar resultados distintos.

Diversos autores (Phillips & Gentry 1994; Phillips *et al.* 1994; Sheil 1995; Sheil & May 1996; Phillips 1996; Gomes *et al.* 2003) têm apontado uma série de fatores que vêm atuando no aumento da dinâmica das comunidades florestais tropicais, das quais destacam-se: o efeito estufa, número elevado de espécies (endemismo, raridade e densidade baixa), problemas metodológicos (áreas de amostragem de tamanho variados e diferentes anos de intervalo entre os levantamentos) e topografia acidentada.

Muitos outros trabalhos executados em florestas tipicamente tropicais utilizando critérios de inclusão superiores aos efetuados por este estudo ($DAP \geq 10$ cm), encontraram taxas de mortalidade entre 1 a 2% (Melo 2000; Gomes *et al.* 2003).

Bertani *et al.* (2001) entendem que taxas elevadas de mortalidade, como é o caso deste estudo, ocorrem em trechos da floresta relacionados com distúrbios acentuados. A instabilidade gerada pelas características próprias de cada remanescente é responsável pela elevada mortalidade devido à queda de indivíduos de grande porte.

A queda de indivíduos de porte elevado em trechos da mata acarreta em perdas expressivas para indivíduos menores, pois eles arrastam consigo as árvores de porte médio a pequeno (Felfili 1995).

De fato, foi registrado neste estudo não somente taxas altas de mortalidade para os indivíduos das classes diamétricas menores, mas também altas taxas de mortalidade para as classes diamétricas intermediárias e maiores.

O subgrupo LV apresentou uma taxa de mortalidade maior (5,09%/ano) entre os demais subgrupos. Nesse setor da floresta algumas parcelas foram alocadas próximas à borda florestal e outras têm a presença marcante de touceiras de bambu (*Merostachys riedeliana*).

Por outro lado, o subgrupo AI obteve taxa de mortalidade bem inferior (2,55% ao ano). Neste trecho da floresta, praticamente inexistem touceiras de bambus e observam-se pequenas clareiras ocasionadas pela queda de galhos das árvores.

A mortalidade diferenciada nestes subgrupos da floresta modulou condições específicas para estes trechos. A reorganização do mosaico florestal possui

potencial para selecionar diferentes espécies florestais, em função das intensidades diferenciadas e variadas de luz resultante destes processos dinâmicos.

Analisando os valores das taxas de mortalidade disponíveis na literatura (Melo 2000; Gomes *et al.* 2003), é possível perceber que os valores altos nas taxas de mortalidade são característicos de áreas florestais em fase de recuperação. Os estudos efetuados por Oliveira-Filho *et al.* (1997) e Gomes *et al.* (2003) estão perfeitamente dentro desse contexto.

Outros estudos realizados em áreas sujeitas a furacões (Crow & Weaver 1977) e em áreas situadas próximas a rios, sujeitas a períodos de inundação (Gentry & Terborgh 1990; Felfili 1995; Guilherme *et al.* 2004) apontam valores relativamente altos nas taxas de mortalidade em decorrência dos distúrbios modulados pela cheia dos rios e pela ação de ventos fortes.

Guilherme *et al.* (2004) registraram instabilidade para a comunidade estudada em Madre de Deus (MG) devido a distúrbios internos e biológicos. Os distúrbios biológicos estão associados à população de *Merostachys riedeliana*. Nos setores onde a população de bambus apresentou maior densidade de colmos, as taxas de mortalidade foram bem maiores que as taxas de recrutamento.

Recrutamento – A taxa de recrutamento calculada para a comunidade (3,44%/ano) foi alta, se comparada com as obtidas por Guilherme *et al.* (2004) na floresta semidecídua-MG (1,02% /ano) e a encontrada por Oliveira-Filho *et al.* (1997) na floresta semidecídua em Lavras-MG (2,99%/ano).

Na Reserva Municipal de Santa Genebra, Santos *et al.* (1995) obtiveram 2,66%/ano. Contudo, Bertani *et al.* (2001) registraram para a floresta ribeirinha em Ipeúna (SP) valores bem baixos (1,76%/ano).

A maioria dos estudos centrados na dinâmica das florestas tropicais tem destacada que as diferenças resultantes nos valores das taxas de mortalidade e de recrutamento não apresentam valores expressivos, indicando um aparente equilíbrio (Felfili 1995; Bertani *et al.* 2001).

Desequilíbrios seriam decorrentes de flutuações estocásticas nas populações, sendo que o equilíbrio tenderia a retornar com os processos de manutenção e reorganização do mosaico florestal (Felfili 1995; Melo 2000).

No presente estudo, ocorreu um desequilíbrio no balanço das taxas de mortalidade e de recrutamento em favor da mortalidade. Por outro lado, ao considerarmos os subgrupos edáficos separadamente, os subgrupos AI e GX apresentaram desequilíbrio a favor do recrutamento.

A amostragem reduzida dos subgrupos AII (n=3) e GX (n=2), certamente podem estar mascarando os resultados obtidos para estas áreas.

Crescimento - A taxa de crescimento dos indivíduos arbustivos e arbóreos calculada para a comunidade em destaque, 0,11 cm/ano é similar à encontrada por Santos *et al.* (1995) – 0,13 cm/ano, na Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP.

Em floresta ribeirinha, Bertani *et al.* (2001) registraram 0,19 cm/ano e Felfili (1995), em estudo de seis anos no Distrito Federal, obteve taxa de 0,25 cm/ano. Melo (2000) obteve 0,10 cm/ano para trecho de floresta ombrófila densa de encosta na Ilha do Cardoso.

Entre os subgrupos do mosaico florestal, o subgrupo LV apresentou maior taxa de crescimento. Certamente, esse valor sugere que esse trecho da mata vem respondendo às altas taxas de mortalidade registradas para os indivíduos acima de 25 cm de DAP. Mortes de indivíduos de diâmetros maiores modulam os padrões de luminosidade nesses subgrupos, aumentando a oferta de luz e favorecendo o maior desenvolvimento de indivíduos próximos (Gandolfi 2000; Martins & Rodrigues 2002).

Nas classes de diâmetro entre 20 e 25cm e 30 e 35 cm, os valores baixos de crescimento encontrados influenciou nos menores valores em área basal registrados no segundo levantamento. Nos subgrupos também foi registrado que a área basal sempre apresentou valores inferiores comparadas com o primeiro levantamento.

Considerando os subgrupos edáficos, o crescimento em diâmetro foi muito variável entre as classes diamétricas. Estudos realizados em outras florestas tropicais e subtropicais têm encontrado situações muito parecidas (Lang & Knight 1983; Swaine *et al.* 1987; Felfili 1995; Santos *et al.* 1996).

De acordo com Melo (2000), os valores das taxas de crescimento podem variar tanto em relação ao regime de perturbação local, durante o período de estudo, quanto ao critério de inclusão adotado. Quanto maior for o regime de perturbação de uma floresta, ou de trechos específicos dela, maiores serão as aberturas no dossel

florestal e quanto maior a entrada de luz no interior da floresta, mais as espécies dos estádios iniciais de sucessão ecológica serão favorecidas (Melo 2000; Guilherme *et al.* 2004).

A interpretação dos dados sobre incremento diamétrico é problemática por causa da variação inerente ao crescimento em muitas populações arbóreas. Primack *et al.* (1985) são enfáticos em destacar que a maioria das árvores numa população terá taxas de crescimento abaixo da taxa média de crescimento, por outro lado poucas árvores apresentam taxas altas.

Grupos ecológicos – No caso das florestas estacionais semidecíduas, é importante destacar que apresentam um regime de luz um pouco diferenciada em função da sua estacionalidade climática (Morellato & Leitão Filho 1990; Gandolfi 2000). Esses autores citaram que 70% das espécies do dossel perdem suas folhas no período mais seco do ano, alterando o regime de luz que atinge a submata da floresta, simulando um regime de luz muito próximo ao de pequenas clareiras.

Martins & Rodrigues (2002) estudando a dinâmica de clareiras em uma floresta estacional em Campinas (SP) relataram uma elevada abundância de espécies arbustivas e arbóreas presentes na submata.

Estas informações são particularmente importantes, pois na área de estudo houve um aumento considerável de pioneiras e secundárias tardias. Como o critério de inclusão favoreceu a amostragem de espécies tardias da submata o seu recrutamento foi bem expressivo, e também o aumento das pioneiras pode indicar o surgimento de clareiras maiores.

Em relação ao grupo das pioneiras, no subgrupo LV e AII houve um aumento líquido de 37%, para ambos os subgrupos. Enquanto que as secundárias iniciais apresentaram diminuição em todos os subgrupos. As secundárias tardias apresentaram mudança líquida positiva em todos os subgrupos.

A complexidade dos processos sucessionais em florestas tropicais cria uma multiplicidade de eventos possíveis envolvendo a seletividade das espécies e da própria dinâmica do mosaico florestal regenerante no tempo associada às particularidades das diferentes metodologias envolvidas e nos diferentes critérios de inclusão dos indivíduos.

Samuels & Drake (1999) argumentam que em florestas tropicais os padrões são mais detectáveis e perceptíveis quando as espécies e os indivíduos são agrupados em grupos funcionais frente ao indeterminismo e imprevisibilidade na substituição das espécies no processo sucessional e no estabelecimento de indivíduos.

Desta forma, deve-se destacar que em ambos os levantamentos realizados em 1989 e 2003, a maioria dos indivíduos pertence ao grupo das secundárias tardias, seguido das secundárias iniciais e das pioneiras.

Estudos realizados em diversos fragmentos florestais do Estado de São Paulo (Gandolfi *et al.* 1995; Pagano *et al.* 1995; Santos *et al.* 1996; Pagano *et al.* 1999; Martins & Rodrigues 2002) encontraram este mesmo padrão para os grupos ecológicos. Pagano *et al.* (1999) e Santos *et al.* (1996) destacaram que um predomínio maior de espécies finais de sucessão indicaria um bom estado de resiliência da área.

A estrutura da comunidade desenvolve-se através de uma rede de inter-relações entre as espécies no tempo e no espaço operando sob modificações passadas, pela heterogeneidade ambiental e eventos ao acaso. Este estudo demonstrou que a comunidade e os subgrupos edáficos apresentaram flutuações ao acaso ao longo de 14 anos.

Estudos realizados nas últimas décadas e avanços na Teoria Ecológica (Picket & White 1985; Picket & Ostfeld 1995; Samuels & Drake 1999), bem como estudos gerais sob Sistemas Complexos (Sole & Manrubia 1995; Holland 1999), indicam que diferenças históricas e indeterminismo intrínseco podem originar mudanças marcantes na estrutura da comunidade ao longo do tempo. Esta afirmação tem estimulado uma série de novas investigações da estrutura das comunidades em sistemas florestais manejados e sob condições naturais (Samuels & Drake 1999).

Dinâmica das Espécies - As taxas de crescimento registradas neste intervalo de estudo para as espécies mais abundantes apresentaram grandes variações nos seus parâmetros dinâmicos.

Na ausência de um padrão geral, os resultados apontam para uma dinâmica populacional heterogênea entre as espécies e demonstram não apresentar qualquer comportamento sucessional determinístico. Resultados semelhantes foram obtidos por Lang & Knight (1984), Manokaram & Kochumen (1987), Okali & Ola-Adams (1987), Swaine *et al.* (1987) e Santos *et al.* (1996).

De acordo com Melo (2000), os valores de λ não têm sido utilizados na maioria dos estudos centrados na dinâmica das populações. No entanto, essa abordagem parece bastante promissora em proporcionar uma medida da habilidade das espécies para competir ao longo de gradientes ambientais (Melo 2000; Gomes *et al.* 2003).

As espécies que apresentaram valores de $\lambda = 1$ revelaram estabilidade numérica, ou seja, o número de indivíduos amostrados nos dois levantamentos foi igual.

Os valores de $\lambda > 1$ indicaram que as populações recrutaram mais indivíduos e, valores < 1 , que as populações perderam indivíduos, revelando certa instabilidade numérica e refletindo suas estratégias de ocupação da área.

Por outro lado, Córdova-Casillas (1985) destacam que a variação dos valores de λ calculada para uma espécie está intimamente relacionada com a estratégia de seu ciclo de vida.

Tabela 1 – Dados comparativos dos levantamentos realizados em 1989 e 2003, em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP.

	subgrupos de solo				
	Geral	LV	AI	AII	GX
Unidade Amostral					
Número de parcelas (100 m ²)	43	23	15	03	02
Área em hectares	0,43	0,23	0,15	0,03	0,02
Dados Gerais das Parcelas					
Número de espécies em 1989	206	156	132	69	51
Número de espécies em 2003	202	146	137	45	51
Perda de espécies, 1989-2003	42	45	35	40	23
Ganho de espécies, 1989-2003	38	35	40	16	23
Densidade arbustiva-arbórea em 1989 (ha ⁻¹)	5.302,33	4.700,00	5.273,33	9.500,00	6.150,00
Densidade arbustiva-arbórea em 2003 (ha ⁻¹)	6.348,84	5.360,87	6.940,00	8.933,33	9.400,00
Diferença na densidade, 1989-2003 (%)	19,7	14,0	31,6	-5,9	52,8
Área Basal em 1989 (m ² .ha ⁻¹)	51,3	43,7	57,9	76,6	53,0
Área Basal em 2003 (m ² .ha ⁻¹)	44,7	40,0	54,4	30,6	49,0
Diferença na área basal, 1989-2003 (%)	-12,8	-8,5	-6,0	-60,2	-7,5

subgrupo LV (latossolos vermelhos); subgrupo AI (argissolos vermelhos); subgrupo AII (argissolos amarelos) e subgrupo GX (gleissolos háplicos).

Tabela 2 – Dinâmica do número de indivíduos e área basal (DAP \geq 3cm) da comunidade arbustiva e arbórea em floresta estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

	subgrupo de solos				
	Geral	LV (n=23)	AI (n=15)	AII (n=3)	GX (n=2)
Número de árvores e arbustos					
Número de árvores e arbustos em 1989	2280	1081	791	285	123
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	1055	587	254	156	58
Número de árvores e arbustos sobreviventes	1225	494	537	129	65
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	1505	739	504	139	123
Número de árvores e arbustos em 2003	2730	1233	1041	268	188
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%),	19,74	14,06	31,61	-5,96	52,85
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	4,06	5,09	2,55	5,15	4,16
χ^2		27,71	63,23	7,88	0,01
P		P<0,001	P<0,001	P<0,001	ns
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	3,44	3,53	3,34	2,68	4,73
χ^2		0,50	0,35	8,33	10,34
P		ns	ns	P<0,001	P<0,001
Meia-vida (anos)	16,74	13,28	26,85	13,12	16,30
Tempo de duplicação (anos)	20,51	19,96	21,09	26,17	15,00
Rotatividade (anos)	18,62	16,62	23,97	19,64	15,65
Estabilidade (anos)	3,78	6,68	5,75	13,06	1,30
Área basal de árvores e arbustos					
Área basal total em 1989 (m ²)	22,1	10,06	8,69	2,30	1,06
Árvores e arbustos mortos, 1989-2004 (m ²)	7,98	4,52	1,63	1,48	0,37
Árvores e arbustos recrutadas, 1989-2004 (m ²)	5,14	3,66	1,10	0,10	0,29
Crescimento dos sobreviventes (m ²)	14,12	5,54	7,06	0,82	0,69
Área basal total em 2003 (m ²)	19,26	9,20	8,16	0,92	0,98
Diferença na área basal, 1989-2003 (%)	-12,8	-8,5	-6,0	-60,0	-7,5
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	3,15	4,17	1,47	7,10	3,02
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	4,58	4,75	4,84	2,43	4,79
Meia-vida (anos)	21,66	16,27	46,72	9,41	22,60
Tempo de duplicação (anos)	15,48	14,94	14,65	28,84	14,82
Rotatividade (anos)	18,57	15,60	30,69	19,12	18,71
Estabilidade (anos)	6,18	1,32	32,06	19,43	7,78

subgrupo LV (latossolos vermelhos); subgrupo AI (argissolos vermelhos); subgrupo AII (argissolos amarelos) e subgrupo GX (gleissolos háplicos).

Tabela 3 – Dinâmica do número de indivíduos e área basal (DAP \geq 10 cm) da comunidade arbustiva e arbórea em floresta estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

	subgrupos de solos				
	Geral	LV (n=23)	AI (n=15)	AII (n=3)	GX (n=2)
Número de árvores e arbustos					
Número de árvores e arbustos em 1989	445	210	153	57	25
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	204	108	45	38	13
Número de árvores e arbustos sobreviventes	241	102	108	19	12
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	88	57	19	02	10
Número de árvores e arbustos em 2003	329	159	127	21	22
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	-26,07	-24,29	-16,99	-63,16	-12,00
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	4,01	4,70	2,30	7,06	4,78
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	1,21	1,61	0,78	0,23	2,27
Meia-vida (anos)	16,95	14,40	29,85	9,46	14,17
Tempo de duplicação (anos)	57,62	43,30	88,82	301,49	30,90
Rotatividade (anos)	37,29	28,85	59,34	155,48	22,53
Estabilidade (anos)	40,67	28,90	58,97	292,03	16,73
Área basal de árvores e arbustos					
Área basal total em 1989 (m ²)	19,22	9,00	7,53	1,84	0,85
Árvores e arbustos mortos, 1989-2004 (m ²)	7,01	4,13	1,34	1,24	0,31
Árvores e arbustos recrutadas, 1989-2004 (m ²)	12,21	4,87	6,19	0,60	0,54
Crescimento dos sobreviventes (m ²)	4,05	3,05	0,79	0,06	0,15
Área basal total em 2003 (m ²)	16,26	7,92	6,98	0,66	0,69
Diferença na área basal, 1989-2003 (%)	-15,40	-12,00	-7,30	-64,13	-18,82
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	2,98	4,01	1,30	7,20	2,98
Taxa média de acrescimento (% ano ⁻¹)	4,48	4,61	4,80	2,21	4,34
Meia-vida (anos)	22,92	16,93	53,06	9,28	22,92
Tempo de duplicação (anos)	15,83	15,37	14,79	31,66	16,33
Rotatividade (anos)	19,37	16,15	33,93	20,47	19,62
Estabilidade (anos)	7,09	1,56	38,26	22,38	6,59

subgrupo LV (latossolos vermelhos); subgrupo AI (argissolos vermelhos); subgrupo AII (argissolos amarelos) e subgrupo GX (gleissolos háplicos).

Tabela 4 – Dinâmica da comunidade arbustiva e arbórea, por classes de diâmetro, em floresta estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

Classes de diâmetro (cm)	Número indivíduos		Diferença (%)	Geral			Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortes	Sobreviventes	Recrutadas	1989	2003
3 _____ 05	1422	2035	43,11	0617	0805	1230	0,89	1,08
05 _____ 10	0413	0366	-11,38	0160	0253	0113	1,99	1,92
10 _____ 15	0181	0133	-26,52	0113	0068	0065	2,14	1,58
15 _____ 20	0088	0057	-35,23	0050	0038	0019	2,27	1,77
20 _____ 25	0063	0049	-22,22	0045	0018	0031	2,50	1,89
25 _____ 30	0032	0026	-18,75	0023	0009	0017	2,04	1,69
30 _____ 35	0034	0024	-29,41	0023	0011	0013	2,72	2,12
35 _____ 40	0019	0010	-47,37	0011	0008	0002	2,10	1,14
40 _____ 45	0012	0009	-25,00	0008	0004	0005	1,71	1,34
45 _____ 50	0007	0010	42,86	0002	0005	0005	1,54	1,65
50 _____ 55	0005	0007	40,00	0002	0003	0004	1,13	1,60
55 _____ 60	0001	0000	-100,00	0001	0000	0000	0,28	0,00
> 60	0003	0004	33,33	0000	0003	0001	0,79	1,47
Total	2280	2730	19,74	1055	1225	1505	22,10	19,26

Tabela 5 – Dinâmica dos grupos ecológicos expresso em número de indivíduos em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

Grupos ecológicos	subgrupos de solos				
	Geral	LV (n=23)	AI (n=15)	All (n=3)	GX (n=2)
Pioneiras					
Número de árvores e arbustos em 1989	119	53	48	13	05
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	78	37	28	12	01
Número de árvores e arbustos sobreviventes	41	16	20	01	04
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	119	57	46	00	16
Número de árvores e arbustos em 2003	160	73	66	01	20
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	34,45	37,74	37,50	-92,31	300,00
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	6,86	7,67	5,67	15,72	1,48
χ^2		0,26	0,81	3,02	2,80
P		ns	ns	ns	ns
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	4,73	4,99	4,58	0,00	10,04
χ^2		0,08	0,01	11,08	4,76
P		ns	ns	P<0,001	P<0,025
Secundárias Iniciais					
Número de árvores e arbustos em 1989	469	183	179	52	55
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	252	117	66	39	30
Número de árvores e arbustos sobreviventes	217	66	113	13	25
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	160	73	66	1	20
Número de árvores e arbustos em 2003	427	173	177	28	49
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	-8,96	-5,46	-1,12	-46,15	-10,91
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	5,01	6,57	3,02	8,83	5,12
χ^2		242	10,96	19,50	3,25
P		P<0,001	P<0,001	P<0,001	ns
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	1,98	2,26	2,11	0,13	2,09
χ^2		1,99	6,57	2,17	0,00
P		ns	P<0,025	ns	ns
Secundárias tardias					
Número de árvores e arbustos em 1989	1627	816	547	211	53
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	669	405	148	96	20
Número de árvores e arbustos sobreviventes	958	411	399	115	33
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	1047	525	355	120	47
Número de árvores e arbustos em 2003	2005	936	754	235	80
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	23,23	14,71	37,84	11,37	50,94
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	3,47	4,47	2,08	3,97	3,11
χ^2		24,08	44,10	1,50	0,13
P		P<0,001	P<0,001	ns	ns
Taxa média de recrutamento (% ano ⁻¹)	3,37	3,37	3,39	3,05	4,32
χ^2		0,45	0,25	1,56	0,48
P		ns	ns	ns	ns

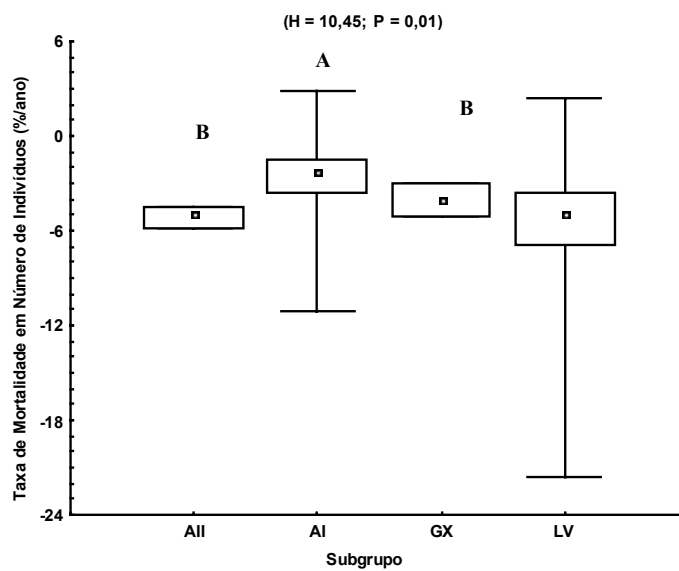
subgrupo LV (latossolos vermelhos); subgrupo AI (argissolos vermelhos); subgrupo All (argissolos amarelos) e subgrupo GX (gleissolos háplicos).

Tabela 6 – Dinâmica dos grupos ecológicos expresso em área basal em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

Grupos ecológicos	subgrupo de solos				
	Geral	LV (n=23)	AI (n=15)	AII (n=3)	GX (n=2)
Pioneiras					
Número de árvores e arbustos em 1989	3,718	1,983	1,231	0,281	0,223
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	1,513	0,983	0,336	0,211	0,017
Número de árvores e arbustos sobreviventes	2,205	1,000	0,895	0,070	0,241
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	0,586	0,377	0,150	0,016	0,043
Número de árvores e arbustos em 2003	2,792	1,377	1,044	0,087	0,284
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	-24,91	-30,55	-15,12	-69,23	27,06
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	3,42	4,46	2,10	8,83	0,54
χ^2		0,22	0,39	2,30	3,49
P		ns	ns	ns	ns
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	0,98	1,17	0,77	0,38	1,18
χ^2		0,71	1,28	6,44	7,41
P		ns	ns	P<0,025	P<0,001
Secundárias Iniciais					
Número de árvores e arbustos em 1989	7,201	2,581	3,510	0,665	0,445
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	2,007	0,955	0,377	0,431	0,245
Número de árvores e arbustos sobreviventes	5,194	1,626	3,134	0,234	0,200
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	4,359	2,928	1,044	0,111	0,275
Número de árvores e arbustos em 2003	9,553	4,555	4,178	0,346	0,475
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	32,67	76,48	19,01	-48,02	6,81
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	2,15	3,03	0,75	6,72	5,20
χ^2		0,12	0,01	0,48	0,56
P		ns	ns	ns	ns
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	3,21	5,19	1,75	1,04	3,26
χ^2		0,13	0,02	0,57	1,42
P		ns	ns	ns	ns
Secundárias tardias					
Número de árvores e arbustos em 1989	10,195	5,062	3,667	1,300	0,167
Número de árvores e arbustos mortos em 1989-2003	3,617	2,171	0,638	0,792	0,015
Número de árvores e arbustos sobreviventes	6,579	2,891	3,028	0,508	0,152
Número de árvores e arbustos recrutados em 1989-2003	0,784	0,246	0,498	0,028	0,017
Número de árvores e arbustos em 2003	5,794	2,645	2,535	0,480	0,135
Diferença no número de árvores e arbustos, 1989-2003 (%)	-43,17	-47,75	-30,87	-63,09	-19,11
Taxa média de mortalidade (% ano ⁻¹)	2,88	3,67	1,27	6,07	0,63
χ^2		0,05	0,05	0,11	5,31
P		ns	ns	ns	P<0,025
Taxa média de acréscimo (% ano ⁻¹)	0,50	0,32	0,85	0,14	0,65
χ^2		0,36	0,33	1,99	19,87
P		ns	ns	ns	P<0,001

subgrupo LV (latossolos vermelhos); subgrupo AI (argissolos vermelhos); subgrupo AII (argissolos amarelos) e subgrupo GX (gleissolos háplicos).

A)



B)

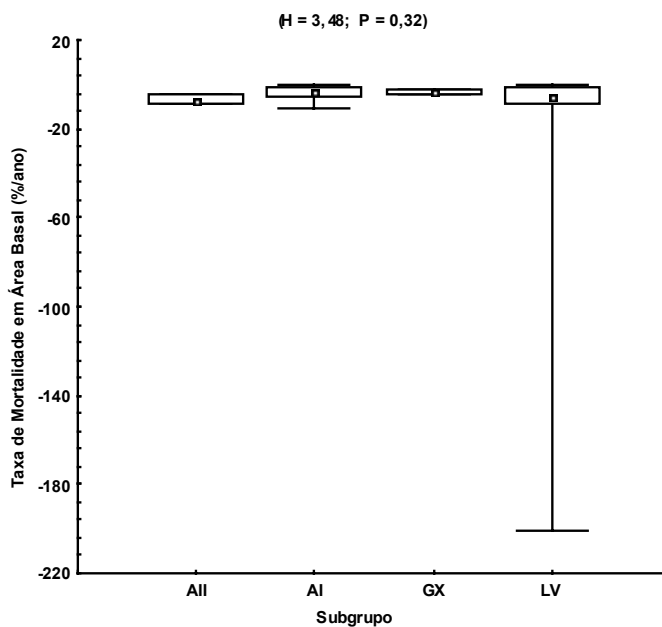
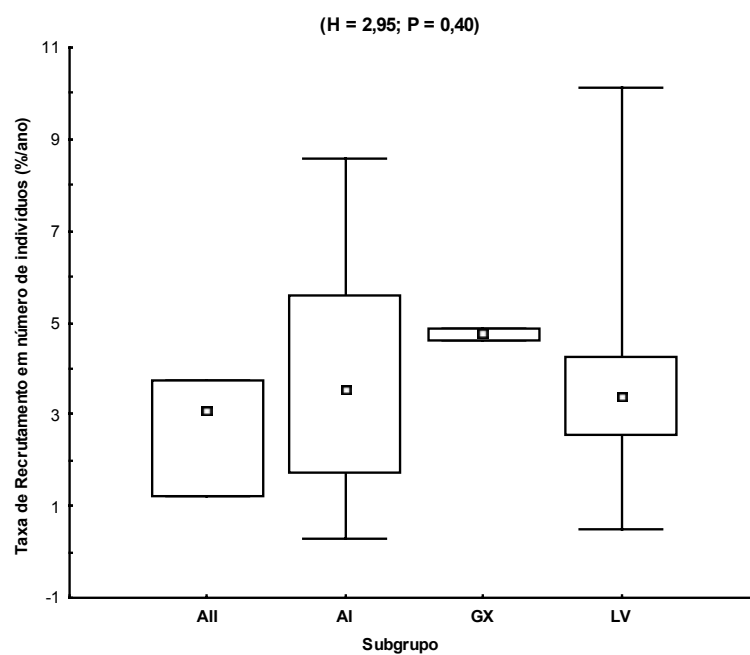


Figura 1 – Distribuição das taxas médias anuais de mortalidade em número de indivíduos (A) e em área basal (B) para os subgrupos edáficos da comunidade arbustiva e arbórea da Floresta Estacional Semidecidual em Rio Claro, SP.

A)



B)

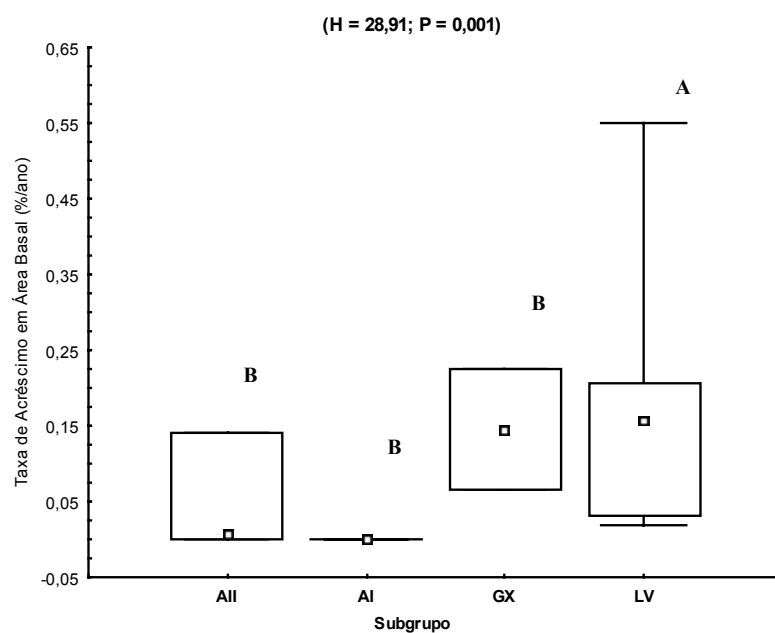
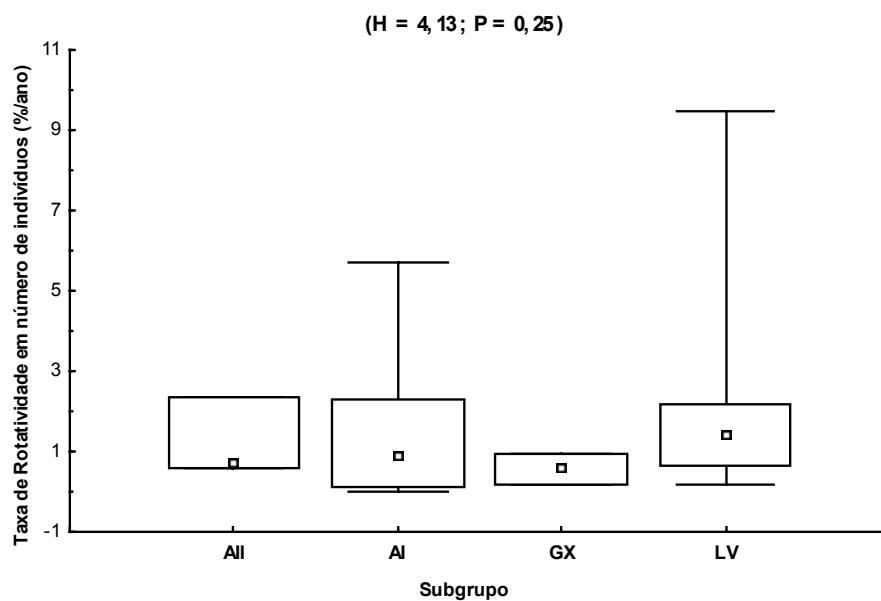


Figura 2 – Distribuição das taxas médias anuais de recrutamento em número de indivíduos (A) e acréscimo em área basal (B) para os subgrupos edáficos da comunidade arbustiva e arbórea da Floresta Estacional Semidecidual em Rio Claro, SP.

A)



B)

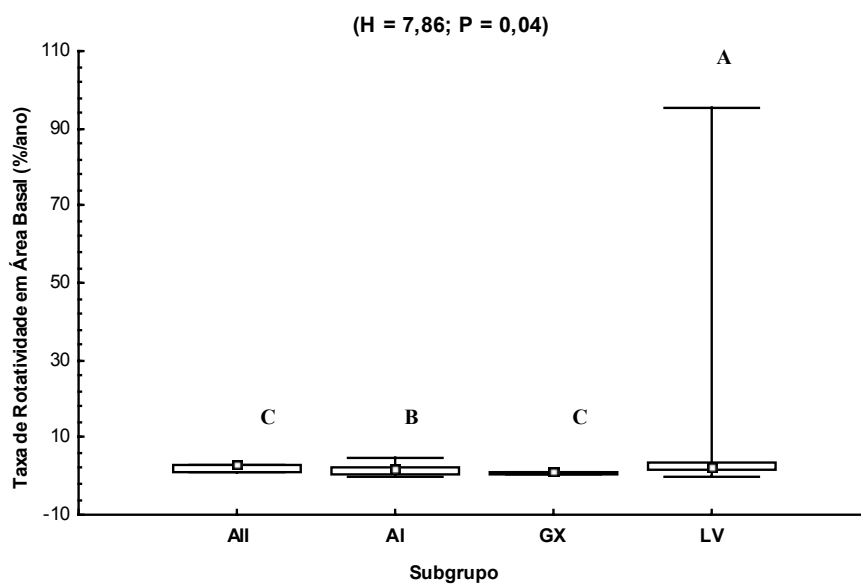


Figura 3 – Distribuição das taxas médias anuais de rotatividade em número de indivíduos (A) e em área basal (B) para os subgrupos edáficos da comunidade arbustiva e arbórea da Floresta Estacional Semidecidual em Rio Claro, SP.

Referências Bibliográficas

Bertani, D.F.; Rodrigues, R.R.; Batista, J. L.F. & Shepherd, G.J. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo, v.24, n.1, p.11-23, 2001.

Bourgeron, P.S. Spatial aspects of vegetation structure. In: Golley, F. B. (ed.). *Ecosystems of the world 14A – Tropical rain forest ecosystems: structure and function*. Amsterdam: Elsevier, 1983.

Castellani, T.T. & Stubblin, W. H. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação pelo fogo. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo, v.16, n.2, p.181-203, 1993.

Chesson, P. Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annual Review Ecology and Systematics*, v.31, p.343-66, 2000.

Chesson, R.L. & Case, T.J. Overview non-equilibrium communities theories: chance, variability, history and coexistence. In: J. Diamond & T. C. Case (eds.) *Community Ecology*. New York: Harper & Row, p.229-239, 1986.

Córdova-Casillas, B. Demografía de arboles tropicales. In: A.Gómez-Pompa & R.S. del Amo (eds). *Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas em Vera Cruz*. Xalapa: IINERB, 1985.

Crow, T.R. & Weaver, P. L. Tree growth in a moist tropical forest of Puerto Rico. *United States Forest Service Research Paper ITF-22*, p.1-17, 1977.

Felfili, J.M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brasil over a six-year period (1985-1991). *Journal of Tropical Ecology*, v.11, p.67-83, 1995.

Fowler, N. The effects of environmental heterogeneity in space and time on the regulation of population and communities. In: DAVY, A. J.; HUTCHINGS, M.J. &

WATKINSON, A. R. (eds.). *Plant Population Ecology*. Oxford: Blackwell Sc. Pub., 1988.

Gandolfi, S. *História natural de uma floresta estacional semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)*. 2000. 450f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

Gandolfi, S; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustiva-arbórea de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.4, p.753-767, 1995.

Gentry, A.H. & Terborg, J. Composition and dynamics of the Cosha Cashu 'mature' floodplain forest. In: Gentry, A.H. (ed.). *Four Neotropical Rainforest*. New Haven: Yale University, p.585-599, 1990.

Gomes, E.P.C., Mantovani, W. & Kageyama, P.Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.63, n.1, p.47-60, 2003.

Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. *Plant Ecology*, v.174, p.19-36, 2004.

Hartshorn, G.S. Gap-phase dynamics and tropical tree species richness. In: Holm-Nielsen, L.B.; Nielsen, I.C. & Balslev, H. (eds.). *Tropical forest: botanical dynamics, speciation and diversity*. London: Academic Press, 1990.

Holland, J. Sistemas Adaptativos Complexos e Algoritmos Genéticos. In: NUSSENZVEIG, H. M. (org.). *Complexidade e caos*. Rio de Janeiro: Edit. UFRJ/COPEA, 1999.

Hubbel, S.P. & Foster, R.B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: M. SOULÉ (ed.). *Conservation Biology*. Massachusetts: Sinauer, 1986.

Koeppen, W. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica. Mexico-Bueno aires, 1948. 478p.

Korning, J. & Balslev, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation of forest structure i Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, v.10, p.151-166, 1994.

Lang, G.E. & Knight, D.H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology*, v.64, n.5, p.1075-1080, 1983.

Malcolm, J. R. Edge effects in Central Amazonian Forest fragments. *Ecology*, v.75. n.8,p. 2438-2445, 1994.

Manokaran, N. & Kochumen, K.M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. (Special Issue), v.3, p.315-330, 1987.

Manzatto, A. G. *Dinâmica de um fragmento de floresta estacional semidecidual no Município de Rio Claro, SP: diversidade, riqueza florística e estrutura da comunidade no período de 20 anos (1978-1998)*. 2001. 127f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

Matthes, L.A.F. *Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo - Santa Genebra - Campinas, São Paulo*. 1992. 216f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

Melo, M. M. R. F. *Demografia de árvores em floresta pluvial tropical atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil*. 2000. 155f. Tese (Doutorado Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

Morellato, L.P.C. & Leitão Filho, H.L.P. Estratégias fenológicas de espécies arbóreas em floresta mesófila na Serra do Japi, Jundiá, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v.50, p.163-173, 1990.

Okali, D.U.U. & Ola-Adams, B.A.. Tree population changes in treated rain forest at Omo Forest Reserve, southeastern Nigeria. *Journal of Tropical Ecology*, v.3, p.291-313, 1987.

Oliveira-Filho, A. T. ; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology*, v.131, p.45-66, 1997.

Pagano, S.N.; Cesar, O.; Furlan, A. & Manzatto, A.G. Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo da Mata Atlântica do SESC-Interlagos. In: *SESC INTERLAGOS – de centro campestre à ilha verde na cidade*. São Paulo: SESC, 1999.

Pagano, S.N.; Leitão-Filho, H. F. & Cavassan, O. Variação temporal da composição florística e da estrutura fitossociológica de uma floresta estacional semidecidual - Rio Claro - Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n.2, p.241-258, 1995.

Phillips, O.L. & Gentry, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science*, Washington, v.263, p.954-958, 1994.

Phillips, O.L. Long-term environment change in tropical forests: increasing tree turnover. *Environment Conservation*, p.23, n.3, p.235-248, 1996.

Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A. & Vasquez, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of Natural Academy of Science of USA*, v.91, p.2805-2809, 1994.

Pickett, S.T.A & Ostfeld, R.S. The Shifting Paradigm in Ecology. In: Knight, R.L. & Bates, S.F., *A new century for natural resources management*. Washington: Island Press, 1995.

- Pickett, S.T.A. & White, P.S. *The ecology of natural disturbance and patches dynamics*. Academic Press, 1985.
- Primack, R.B.; Ashton, P.S.; Chai, P. & Lee, H.S. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. *Ecology*, v.66, n.2, p.577-588, 1985.
- Rodrigues, R.R. *Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo, Fazenda Santa Eliza, Campinas, SP: avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais*. 1999. 235f. Tese (Livre Docente) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.
- Salis, S. M.; Shepard, G.J & Joly, C.A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio*, v.119, p.155-164, 1995.
- Samuels, C. L. & Drake, J. A. Divergent perspectives on community convergence. *Trends in ecology and evolution*. 1999.
- Santos, F. A. M.; Rodrigues, R.R.; Tamashiro, J.Y. & Shepherd, G.J. The dynamics of tree population in a semideciduous forest at Santa Genebra reserve, Campinas, SE, Brazil. *Bulletin of the Ecological Society of America* (supplement), v.77, n.3, p. 341-389, 1996.
- Sheil, D. & May, R. Mortality and recruitment rate evaluation in heterogeneous tropical forest. *Journal of Ecology*, v.84, p.91-100, 1996.
- Sheil, D. Evaluating turnover in tropical forests. *Science*, v.268, p.894, 1995.
- Sole, R. V. & Manrubia, S. C. Are rainforest self-organized in a critical state? *Journal of Theoretical Biology*, v.173, p.31-40, 1995.
- Swaine, M.D. & Hall, L. The mosaic theory of forest regeneration and determination of forest composition in Ghana. *Journal of Tropical Ecology*, v.4, p.253-269, 1988.

Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E..The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, v.3, p.336-59, 1987.

Tabanez, A. J.; Viana, V. M. & Diaz, A. S. Conseqüências da fragmentação e o efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba. *Revista Brasileira de Biologia*. v.57, p.47-60, 1997.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.20, n.1, p.57-66, 1997.

Teixeira, A. P. & Assis, M. A. Caracterização florística e fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta paludosa no município de Rio Claro (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo (no prelo).

Werneck, M.S., Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto E. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, v.23, n.4, p.399-411, 2000.

Whitmore, T.C. The influence of tree population dynamics on forest species composition. In: Davy, A. J.; Hutchings, M.J. & Watkinson, A. R. (eds.). *Plant population ecology*. Oxford: Blackwell sc. Pub., 1988.

Zar, J.H. *Biostatistical Analysis*. Third edition. Prentice-Hall, New Jersey, 1996.

Anexo 1 – Dinâmica dos subgrupos edáficos, por classes de diâmetro, em Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

(A)

Classes de diâmetro (cm)	No. Indivíduos		Diferença (%)	Subgrupo LV		Recrut as	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortes	Sobrev.		1989	2003
03 _____ 05	695	930	33,81	340	355	575	0,34	0,48
05 _____ 10	176	144	-18,18	093	083	061	0,72	0,80
10 _____ 15	079	062	-21,52	056	023	039	1,00	0,69
15 _____ 20	044	033	-25,00	027	017	016	1,05	1,07
20 _____ 25	031	019	-38,71	027	004	015	1,30	0,73
25 _____ 30	019	014	-26,32	016	003	011	1,13	0,95
30 _____ 35	016	012	-25,00	014	002	010	1,29	1,07
35 _____ 40	010	004	-60,00	008	002	002	1,19	0,45
40 _____ 45	006	005	-16,67	006	000	005	0,85	0,74
45 _____ 50	002	004	100,00	000	002	002	0,33	0,92
50 _____ 55	002	005	150,00	000	002	003	0,43	0,89
55 _____ 60	000	000	0,00	000	000	000	0,00	0,00
> 60	001	001	0,00	000	001	000	0,42	0,42
Total	1081	1233	14,06	587	494	739	10,06	9,20

(B)

Classes de diâmetro (cm)	No. Indivíduos		Diferença (%)	Subgrupo AI		Recrut as	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortes	Sobrev.		1989	2003
03 _____ 05	491	766	56,01	195	296	470	0,37	0,42
05 _____ 10	147	148	0,68	004	143	005	0,79	0,76
10 _____ 15	060	048	-20,00	021	039	009	0,61	0,60
15 _____ 20	029	017	-41,38	012	017	000	0,83	0,50
20 _____ 25	018	024	33,33	007	011	013	0,64	0,90
25 _____ 30	008	008	0,00	002	006	002	0,65	0,54
30 _____ 35	015	010	-33,33	006	009	001	1,17	0,87
35 _____ 40	009	006	-33,33	003	006	000	0,91	0,69
40 _____ 45	005	004	-20,00	001	004	000	0,73	0,60
45 _____ 50	004	006	50,00	001	003	003	0,92	0,73
50 _____ 55	003	001	-66,67	002	001	000	0,70	0,50
55 _____ 60	000	000	0,00	000	000	000	0,00	0,00
> 60	002	003	50,00	000	002	001	0,37	1,05
Total	791	1041	31,61	254	537	504	8,69	8,16

(continuação anexo 1)

(C)

Classes de diâmetro (cm)	No. Indivíduos		Diferença	Subgrupo All		Área Basal (m ²)		
	1989	2003	(%)	Mortes	Sobrev.	Recrut as	1989	2003
03 _____ 05	166	214	28,92	43	123	91	0,13	0,11
05 _____ 10	062	033	-46,77	59	003	30	0,33	0,15
10 _____ 15	027	011	-59,26	26	001	10	0,31	0,16
15 _____ 20	010	003	-70,00	10	000	03	0,26	0,08
20 _____ 25	011	002	-81,82	09	002	00	0,43	0,14
25 _____ 30	005	004	-20,00	05	000	04	0,25	0,20
30 _____ 35	002	001	-50,00	02	000	01	0,17	0,08
35 _____ 40	000	000	0,00	00	000	00	0,00	0,00
40 _____ 45	001	000	-100,00	01	000	00	0,13	0,00
45 _____ 50	000	000	0,00	00	000	00	0,00	0,00
50 _____ 55	000	000	0,00	00	000	00	0,00	0,00
55 _____ 60	001	000	-100,00	01	000	00	0,28	0,00
> 60	000	000	0,00	00	000	00	0,00	0,00
Total	285	268	-5,96	156	129	139	2,30	0,92

(D)

Classes de diâmetro (cm)	No. Indivíduos		Diferença	Subgrupo GX		Área Basal (m ²)		
	1989	2003	(%)	Mortes	Sobrev.	Recrut as	1989	2003
03 _____ 05	70	125	78,57	39	31	94	0,06	0,08
05 _____ 10	28	041	46,43	04	24	17	0,16	0,22
10 _____ 15	15	012	-20,00	10	05	07	0,21	0,13
15 _____ 20	05	004	-20,00	01	04	00	0,13	0,13
20 _____ 25	03	004	33,33	02	01	03	0,13	0,13
25 _____ 30	00	000	0,00	00	00	00	0,00	0,00
30 _____ 35	01	001	0,00	01	00	01	0,09	0,09
35 _____ 40	00	000	0,00	00	00	00	0,00	0,00
40 _____ 45	00	000	0,00	00	00	00	0,00	0,00
45 _____ 50	01	000	-100,00	01	00	00	0,29	0,00
50 _____ 55	00	001	0,00	00	00	01	0,00	0,21
55 _____ 60	00	000	0,00	00	00	00	0,00	0,00
> 60	00	000	0,00	00	00	00	0,00	0,00
Total	123	188	52,85	058	065	123	1,06	0,98

Anexo 2 – Dinâmica da comunidade e dos subgrupos edáficos, por classes de diâmetro, em floresta estacional Semidecidual localizada no município de Rio Claro, SP, no período de 14 anos (1989-2003).

(A) Comunidade

Classes de diâmetro	No. Indivíduos		Diferença (%)	Taxa de		TCA (cm/ano)	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortalidade	Recrutamento		1989	2003
03 _____ 05	1422	2035	43,11	-3,72	4,24	0,11	0,89	1,08
05 _____ 10	0413	0366	-11,38	-3,21	1,63	0,10	1,99	1,92
10 _____ 15	0181	0133	-26,52	-6,32	2,07	0,08	2,14	1,58
15 _____ 20	0088	0057	-35,23	-5,44	1,31	0,12	2,27	1,77
20 _____ 25	0063	0049	-22,22	-8,01	2,70	0,06	2,50	1,89
25 _____ 30	0032	0026	-18,75	-8,11	2,88	0,14	2,04	1,69
30 _____ 35	0034	0024	-29,41	-7,25	2,18	0,08	2,72	2,12
35 _____ 40	0019	0010	-47,37	-5,60	0,67	0,30	2,10	1,14
40 _____ 45	0012	0009	-25,00	-7,06	2,35	0,17	1,71	1,34
45 _____ 50	0007	0010	42,86	-2,22	3,66	0,21	1,54	1,65
50 _____ 55	0005	0007	40,00	-3,35	4,00	0,00	1,13	1,60
55 _____ 60	0001	0000	-100,00	-100,0	0,00	0,54	0,28	0,00
> 60	0003	0004	33,33	0,00	1,94	0,25	0,79	1,47
Total	2280	2730	19,74	-4,06	3,44	0,11	22,10	19,26

(B) Subgrupo LV

Classes de diâmetro	No. Indivíduos		Diferença (%)	Taxa de		TCA (cm/ano)	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortalidade	Recrutamento		1989	2003
03 _____ 05	695	930	33,81	-4,38	4,10	0,13	0,34	0,48
05 _____ 10	176	144	-18,18	-4,89	2,00	0,15	0,72	0,80
10 _____ 15	079	062	-21,52	-7,90	2,71	0,17	1,00	0,69
15 _____ 20	044	033	-25,00	-6,14	2,09	0,05	1,05	1,07
20 _____ 25	031	019	-38,71	-12,76	2,67	0,17	1,30	0,73
25 _____ 30	019	014	-26,32	-11,58	3,09	0,02	1,13	0,95
30 _____ 35	016	012	-25,00	-12,94	3,29	0,26	1,29	1,07
35 _____ 40	010	004	-60,00	-10,17	1,22	0,20	1,19	0,45
40 _____ 45	006	005	-16,67	-100,00	4,12	0,00	0,85	0,74
45 _____ 50	002	004	100,00	0,00	4,73	0,00	0,33	0,92
50 _____ 55	002	005	150,00	0,00	6,30	0,00	0,43	0,89
55 _____ 60	000	000	0,00	-	-	0,00	0,00	0,00
> 60	001	001	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,42
Total	1081	1233	14,06	-5,09%	3,53%	0,14	10,06	9,20

(continuação anexo 2)

(C) Subgrupo AI

Classes de diâmetro	No. Indivíduos		Diferença (%)	Taxa de		TCA (cm/ano)	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortalidade	Recrutamento		1989	2003
03 _____ 05	491	766	56,01	-3,32	4,58	0,09	0,37	0,42
05 _____ 10	147	148	0,68	-0,18	0,22	0,08	0,79	0,76
10 _____ 15	060	048	-20,00	-2,83	0,94	0,08	0,61	0,60
15 _____ 20	029	017	-41,38	-3,50	0,00	0,22	0,83	0,50
20 _____ 25	018	024	33,33	-3,23	3,69	0,05	0,64	0,90
25 _____ 30	008	008	0,00	-1,90	1,50	0,16	0,65	0,54
30 _____ 35	015	010	-33,33	-3,35	0,43	0,06	1,17	0,87
35 _____ 40	009	006	-33,33	-2,67	0,00	0,09	0,91	0,69
40 _____ 45	005	004	-20,00	-1,48	0,00	0,10	0,73	0,60
45 _____ 50	004	006	50,00	-1,90	3,80	0,29	0,92	0,73
50 _____ 55	003	001	-66,67	-7,06	0,00	0,89	0,70	0,50
> 60	002	003	50,00	0,00	2,74	0,25	0,37	1,05
Total	791	1041	31,61	-2,55	3,34	0,10	8,69	8,16

(D) Subgrupo AII

Classes de diâmetro	No. Indivíduos		Diferença (%)	Taxa de		TCA (cm/ano)	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortalidade	Recrutamento		1989	2003
03 _____ 05	166	214	28,92	-1,98	2,96	0,12	0,13	0,11
05 _____ 10	062	033	-46,77	-18,28	2,67	0,11	0,33	0,15
10 _____ 15	027	011	-59,26	-19,73	2,12	0,28	0,31	0,16
15 _____ 20	010	003	-70,00	-100,00	1,76	0,22	0,26	0,08
20 _____ 25	011	002	-81,82	-10,74	0,00	0,25	0,43	0,14
25 _____ 30	005	004	-20,00	-100,00	4,00	0,08	0,25	0,20
30 _____ 35	002	001	-50,00	-100,00	2,74	0,09	0,17	0,08
35 _____ 40	000	000	0,00	-	-	0,00	0,00	0,00
40 _____ 45	001	000	-100,00	-100,00	0,00	0,00	0,13	0,00
55 _____ 60	001	000	-100,00	-100,00	0,00	0,00	0,28	0,00
Total	285	268	-5,96	-5,15	2,68	0,05	2,30	0,92

(E) Subgrupo GX

Classes de diâmetro	No. Indivíduos		Diferença (%)	Taxa de		TCA (cm/ano)	Área Basal (m ²)	
	1989	2003		Mortalidade	Recrutamento		1989	2003
03 _____ 05	70	125	78,57	-5,29	5,84	0,05	0,06	0,08
05 _____ 10	28	041	46,43	-1,02	3,21	0,06	0,16	0,22
10 _____ 15	15	012	-20,00	-7,06	2,59	0,07	0,21	0,13
15 _____ 20	05	004	-20,00	-1,48	0,00	0,07	0,13	0,13
20 _____ 25	03	004	33,33	-7,06	4,73	0,00	0,13	0,13
30 _____ 35	01	001	0,00	-100,00	4,73	0,20	0,09	0,09
45 _____ 50	01	000	-100,00	-100,00	0,00	0,00	0,29	0,00
Total	123	188	52,85	-4,16	4,73	0,06	1,06	0,98

Anexo 3 – Taxa de mortalidade (TM), taxa de recrutamento (TR), meia-vida (T 0,05), taxa de crescimento (TCA) e valor λ para as espécies mais abundantes ($n \geq 15$ em 2003) em trecho de Floresta Estacional Semidecidual, município de Rio Claro, SP, para o período de 14 anos (1989-2003).

Espécies	CS	TM (%)	TR (%)	T 0,05	TCA (cm/ano)	λ
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	St	1,20	2,90	57,44	3,01	1,02
<i>Galipea jasminiflora</i> Engl.	St	1,87	4,30	36,65	2,43	1,03
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	St	0,58	5,09	119,49	0,41	1,05
<i>Diatenopterix sorbifolia</i> Radlk.	Si	3,53	1,27	19,29	1,65	0,98
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Si	3,75	1,72	18,13	0,45	0,99
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	St	1,66	2,14	41,37	0,20	1,01
<i>Metrodorea nigra</i> A. St. Hill	St	2,75	0,64	24,87	1,51	0,98
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	St	4,39	4,31	15,43	1,14	1,02
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	St	4,08	2,18	16,66	1,89	0,99
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	7,86	2,34	8,46	2,51	0,98
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	St	2,40	4,61	28,57	0,27	1,03
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	St	1,70	1,12	40,33	0,43	1,00
<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.	P	3,96	4,41	17,15	2,03	1,03
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	P	1,02	5,21	67,45	0,25	1,05
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	St	3,73	1,90	18,22	1,35	0,99
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	St	1,97	3,37	34,83	0,41	1,02
<i>Qualea jundiahy</i> Warm.	St	3,15	7,01	21,68	2,15	1,06
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	St	5,26	1,35	12,82	3,46	0,97
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	St	5,02	2,91	13,45	1,55	1,00
<i>Maytenus alaternoides</i> Reissek	Si	0,32	2,41	213,10	0,46	1,02
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	St	2,22	6,50	30,90	3,26	1,06
<i>Cedrella fissilis</i> Vell.	Si	1,21	0,00	57,03	3,80	0,99
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	Si	8,11	0,21	8,20	0,91	0,93
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	St	1,48	11,02	46,59	1,76	1,11
<i>Syagrus oleraceae</i> (Mart.) Becc.	Si	1,59	0,46	43,11	2,04	0,99

st = secundária tardia; si = secundária

Considerações finais

A floresta semidecídua em Rio Claro (SP) apresentou mudanças marcantes durante o período de 14 anos. Essa constatação ocorreu em decorrência da mortalidade e recrutamento verificados para as espécies mais abundantes, para a comunidade e nos subgrupos edáficos. Para a comunidade como um todo, houve diminuição da área basal total e aumento da densidade, sugerindo que a floresta vem recuperando-se de distúrbios ocorridos nos últimos anos.

Existe uma flutuação na densidade das espécies arbustivas e arbóreas da floresta, plenamente balanceada pelas taxas de mortalidade e recrutamento. A taxa de mortalidade no trecho de floresta semidecídua estudado apresentou valores acima do registrado para outras formações florestais da região. Porém, a floresta demonstrou uma alta resiliência ao longo de período de estudo. As espécies com mais indivíduos tendem a manter suas abundâncias por elevadas taxas de mortalidade e recrutamento.

A composição florística apresentou grande dinamismo na substituição das espécies expressa pelos números elevados de perda e ganho de espécies. As mudanças ocorridas parecem indicar que a floresta semidecídua estudada em Rio Claro (SP) encontra-se em equilíbrio dinâmico, com alterações na sua estrutura e composição de espécies.

A Floresta Estacional Semidecídua está inserida ao longo de um gradiente ambiental influenciado pela fertilidade de quatro tipos de solos, variações de umidade e efeitos de borda, e vem sofrendo, ao longo destes últimos 14 anos uma série de distúrbios internos e biológicos. Essas características têm modulado, ao longo do tempo, e projetado uma comunidade altamente diversificada, apresentando peculiaridades quanto às áreas que constituem o mosaico sucessional.