

**Dinâmica da vegetação nativa de um fragmento urbano (Bosque dos Jequitibás,
Campinas - SP).**

JOSÉ ATALIBA MANTELLI ABOIN GOMES^{1,2}, ROSELI BUZANELLI TORRES³ &
LUIS CARLOS BERNACCI³

¹ Bolsista de iniciação científica (CNPq/PIBIC - processo nº 800013-03-4 e FAPES nº: 04/10487-5).

² Autor para correspondência: joseataliba@yahoo.com.br

³ Instituto Agrônomo de Campinas, Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento do Jardim Botânico, Av. Barão de Itapura, 1481, Guanabara, 13020-902, Campinas, SP, Brasil.

Índice

Página inicial
Resumo
Introdução
Material e Métodos
Resultados e discussão
Florística
Estrutura
Referências bibliográficas
Anexos
Tabela 1
Tabela 2
Tabela 3
Figura 1
Figura 2
Figura 3
Figura 4
Figura 5
Considerações finais

Resumo – (Dinâmica da vegetação nativa de um fragmento urbano (Bosque dos Jequitibás, Campinas - SP). O Bosque dos Jequitibás (22° 55'S, 47° 03'W, 652 a 681m de altitude) tem 10 ha e possui trechos de vegetação com espécies exóticas, diversas edificações e um fragmento de floresta estacional semidecidual montana de 2,33 ha, onde, em 1976-1977, havia sido feito um levantamento do estrato arbóreo. Com o objetivo de analisar a dinâmica deste remanescente, atualmente, foi refeito o levantamento do estrato arbóreo, utilizando-se o mesmo critério de inclusão do estudo anterior. Foram amostrados 1.539 indivíduos distribuídos em 38 famílias, 99 gêneros e 140 espécies, das quais 37 são citações novas em relação ao trabalho de 28 anos atrás. Dentre as 152 espécies citadas no primeiro estudo, 104 foram re-amostradas e 48 não foram. As famílias mais ricas em espécies, Fabaceae (20), Myrtaceae (18), Lauraceae (11), Euphorbiaceae (9), Rutaceae e Meliaceae (8), foram as mesmas do primeiro trabalho. A densidade por área foi de 660,86 árvores/ha, 16% menor que a anterior. A área basal total encontrada foi de 55,38m²/ha, 15% maior que a anterior. O índice de diversidade H' de Shannon & Weaver foi de 3,79, um aumento em relação ao primeiro, que era de 3,71 nats/indivíduo. Observou-se um aumento de 6,76% na densidade das árvores mortas, e também um aumento das espécies exóticas (de 9 para 38 indivíduos) na área nativa.

Palavras-chave: estrato arbóreo, florística, fitossociologia, floresta estacional semidecídua, sucessão ecológica.

Abstract

Key words –

Introdução

O desenvolvimento do estado de São Paulo, ocorreu principalmente a partir dos ciclos econômicos da cana-de-açúcar e do café, realizou-se com grande impacto sobre os recursos naturais, especialmente sobre a vegetação nativa (Dean 1995, Martins 1997). Estudos recentes (Kronka *et al.* 2005) mostram que apenas 13,94% da área do estado estão coberta com vegetação nativa. A região administrativa de Campinas, que já apresentava índices muito baixos de remanescentes, nas últimas décadas continuou sofrendo o impacto do desmatamento (Kronka *et al.* 2005). O município de Campinas apresenta atualmente 2,6% do território com vegetação nativa, distribuída em 315 fragmentos, a maioria deles (84,4%) com área inferior a 10 ha (Kronka *et al.* 2005), dispersos em um mosaico de diferentes usos do solo, vários destes fragmentos ilhados na malha urbana, como o Bosque dos Jequitibás.

Tem sido observado que a fragmentação da vegetação leva a uma série de alterações bióticas e abióticas nos remanescentes. Os efeitos bióticos incluem a perda de diversidade (Diamond & May 1976, Harris 1984, Richard & Rodrigues 2001), mudanças na composição (Tabarelli *et al.* 1999), alterações nos padrões de distribuição e abundância dos organismos (Laurance *et al.* 2001) e aumento da proporção de árvores mortas ou danificadas, o que gera maior proporção de interrupções no dossel e formação de clareiras (Laurance 2001). Dentre as mudanças abióticas estão o aumento na penetração de luz, a elevação da temperatura e a redução da umidade relativa do ar e do solo (Kapos *et al.* 1989, Matlack 1993; Didhan & Lawton 1999, Richard & Rodrigues 2001).

A alteração da composição original ocorre porque muitas espécies se beneficiam das condições do ambiente fragmentado. Espécies associadas a ambientes perturbados, como lianas e espécies dos estádios sucessionais iniciais, teriam suas capacidades de colonização e expansão aumentadas (Tabarelli *et al.* 1999; Laurance *et al.* 2001). As espécies anemocóricas

também podem ser beneficiadas em paisagens fragmentadas, já que em ambientes mais abertos, com uma matriz não vegetada, suas chances de atingirem longas distâncias são maiores (Howe & Smallwood 1982), enquanto para as espécies zoocóricas a matriz, muitas vezes, constitui um obstáculo intransponível. A penetração ou o aumento excessivo da abundância dessas espécies alteraria gradualmente a composição original das florestas fragmentadas e também influenciaria a abundância e persistência de espécies da composição original (Terborgh 1992).

Por possuírem menor área, os fragmentos abrigam pequenas populações, muitas vezes inviáveis para a sobrevivência das espécies. Assim, o tamanho do fragmento é um importante fator para a dinâmica populacional das espécies nativas (Scariot *et al.* 2003). Paula *et al.* (2002) ressaltam que uma espécie pode ser extinta, sem necessariamente haver redução drástica de sua densidade populacional. Para as espécies dióicas, por exemplo, mudanças no número de indivíduos podem ter grande impacto na razão sexual da população, que também pode ser afetada por outros fatores, como a disponibilidade de polinizadores.

Existe uma tendência em simplificar o processo da fragmentação entendendo-o como uma paisagem desmatada contendo fragmentos não-perturbados. Em regiões nas quais o processo se iniciou há muitas décadas, perturbações antrópicas constantes representam uma importante ameaça à biodiversidade (Nascimento *et al.* 1999). Nas áreas urbanas, resalta-se nas últimas décadas também a ocupação desordenada (Cielo Filho & Santin 2002) do território.

Estudos periódicos para avaliar a dinâmica de ecossistemas tropicais fragmentados são recentes e escassos. Nascimento *et al.* (1999) e Werneck *et al.* (2000) estudaram florestas estacionais em um período de quatro anos; Bertani (2001) e Silva *et al.* (2004), após nove anos e Paula *et al.* (2002), 14 anos. O objetivo do presente estudo foi analisar a dinâmica de um remanescente de floresta estacional semidecidual localizado no Bosque dos Jequitibás,

através da comparação com os resultados apresentados por Mathes *et al.* (1988), obtidos no levantamento do estrato arbóreo realizado em 1976-1977.

Material e Métodos

O Bosque dos Jequitibás situa-se na área central de Campinas (22° 55'S e 47° 03'W), com altitude entre 652 m, na parte nordeste, e 681 m, na sudoeste, e área total de 10 ha. O clima da região é Cwa de Köeppen, com dois períodos bem definidos, um chuvoso e quente (primavera-verão), e um seco e frio (outono-inverno), com temperatura média anual de 20,3°C e precipitação média anual de 1.409 mm (Mello *et al.* 1994). O solo é classificado como Argissolo Vermelho-amarelo distrófico abruptico, textura média/argilosa (R.M. Coelho, com. pessoal). A área de mata nativa do Bosque, com 2,33 ha, pertence à formação estacional semidecídua montana (Velooso *et al.* 1991). O remanescente do Bosque encontra-se envolvido por outros maciços vegetais com espécies exóticas e por edificações (Museu de História Natural, Aquário Municipal, Mini-Zoológico e praça de alimentação).

O Bosque dos Jequitibás era uma propriedade particular até 1915, quando passou à administração pública (Lima 2000), que desde então promove intervenções no local. Ao longo do tempo, diferentes intervenções foram realizadas na área de vegetação nativa, como o raleamento e o plantio de espécies exóticas ornamentais no sub-bosque e a retirada de árvores mortas, para utilização da madeira. Em função da existência do mini-zoológico e da falta de lugares adequados para abrigar animais silvestres de outras regiões do país que são resgatados pela Polícia Ambiental, várias espécies, tais como bugius, preguisas e cutias, são aí libertas e vivem soltas no Bosque. Animais domésticos abandonados, especialmente gatos, também são abundantes em toda a área. Devido à sua localização central e à presença de vegetação e do mini-zoológico, o Bosque é também uma das áreas públicas de Campinas mais visitadas, com

grande afluxo de pessoas, especialmente nos finais de semana. Essa visitação intensiva também impacta a vegetação remanescente, entre outros aspectos, pelo acúmulo de lixo, o que levou a administração pública a fechar alguns caminhos, para evitar o pisoteio do sub-bosque.

Para a amostragem do estrato arbóreo toda a área foi dividida em parcelas de 10 x 10 m, sendo que as áreas correspondentes aos passeios existentes e jardins foram descontadas. Atualmente, alguns passeios que cortavam a vegetação na época do trabalho de Matthes *et al.* (1988) foram fechados e, para a comparação entre os resultados do primeiro estudo e os do trabalho atual, a área dos passeios que foram fechados foi descontada na análise dos parâmetros fitossociológicos. Dentro de cada parcela, foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com 10 cm ou mais de DAP (diâmetro à altura do peito, a 1,30 m do solo), o mesmo critério de inclusão adotado por Matthes *et al.* (1988). Os trabalhos de campo foram realizados de outubro de 2003 a agosto de 2005 e as árvores foram marcadas com plaquetas de alumínio numeradas, registrando-se também a altura e DAP de cada indivíduo. A coleta de material botânico foi feita com a utilização de um gancho de poda alta e através de escaladas. Cada amostra foi acondicionada em saco plástico para o transporte e depois prensadas e colocadas em uma estufa de secagem, segundo procedimentos habituais neste tipo de trabalho (Fidalgo & Bononi 1984), para inclusão no herbário IAC. Das amostras vegetativas, quando necessário, para que cada espécie fosse representada, selecionou-se um material para inclusão.

Para a delimitação das famílias utilizou-se a classificação proposta em APG II (2003). A identificação das espécies foi feita através de consultas às obras de referência, como a Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo (Wanderley *et al.* 2002, 2003, 2005) e trabalhos recentes de revisões taxonômicas. As identificações também foram feitas por comparação com exemplares disponíveis nos herbários IAC (Instituto Agrônomo de Campinas), UEC (Universidade Estadual de Campinas) e SP (Instituto de Botânica). Especialistas de diferentes grupos foram consultados. Para a comparação com o trabalho anterior (Matthes *et al.* 1988)

os nomes apresentados das espécies foram atualizados de acordo com revisões taxonômicas recentes e consulta aos sites W³Tropicos (www.mobot.org) e INPI (www.ipni.org.). Os nomes dos autores foram abreviados de acordo com Brummitt & Powell (1992). A determinação dos grupos ecológicos das espécies seguiu a proposta de Paula *et al.* (2002) e Silva *et al.* (2004). Em Pioneira, Secundaria inicial e Secundaria tardias.

Os parâmetros fitossociológicos (Martins 1991) foram determinados aplicando-se o conjunto de programas FITOPAC (Shepherd 1995). Foram analisados os seguintes parâmetros: densidade, dominância, valor de cobertura (VC) e índice de diversidade de Shannon & Weaver (H'), comparados com os valores obtidos por Matthes *et al.* (1988). Como foram utilizadas parcelas, foi possível, ainda, analisar a frequência e o valor de importância (VI), não disponíveis nos dados de Matthes *et al.* (1988). A distribuição de classes de diâmetro para todos os indivíduos foi feita considerando-se o intervalo de 5 cm, tal como utilizado por Matthes *et al.* (1988). Afim de verificar as possíveis alterações.

Resultados

As espécies arbóreas amostradas na área nativa do Bosque dos Jequitibás (Campinas, SP), o número de registro do material no herbário do Instituto Agrônomo de Campinas e o estágio sucessional encontram-se na Tabela 1.

A Tabela 2 apresenta os registros das espécies amostradas nos dois levantamentos.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros fitossociológicos, ordenados por VC e as diferenças em relação ao trabalho de Matthes *et al.* (1988).

A comparação entre as famílias com maior riqueza esta presente na Figura 1.

A Figura 2 e 3 Apresentam as 10 espécies arbóreas com maiores acréscimos e perdas no valor de cobertura

A Figura 4. apresenta a distribuição da frequência de classes de diâmetro.

Discussão

Florística

A riqueza na área amostrada foi de 141 espécies, distribuídas em 99 gêneros e 38 famílias (tabela 1). As famílias mais ricas foram Fabaceae (que apresentou 20 espécies, sete a menos em relação ao primeiro estudo); Myrtaceae (18 espécies, duas a mais que anteriormente); Lauraceae (11 espécies, cinco a menos que anteriormente); Euphorbiaceae (nove espécies, três a mais que antes) e Rutaceae (oito espécies, uma a menos que antes). Meliaceae manteve o mesmo número de espécies (oito) e Arecaceae (seis espécies atualmente) teve um acréscimo de três espécies exóticas representadas por *Archontophoenix alexandrae*, *Caryota urens* e *Livistona chinensis* e Moraceae (cinco espécies, uma a menos) (figura 1).

No outro extremo, um total de 17 famílias foi representado por apenas uma espécie: Aquifoliaceae, Araliaceae, Burseraceae, Cannabaceae, Cardiopteridaceae, Celastraceae, Clusiaceae, Cycadaceae, Ebenaceae, Lamiaceae, Liliaceae, Magnoliaceae, Myrsinaceae, Proteaceae, Rosaceae, Sapotaceae e Urticaceae. (tabela 1).

Das famílias amostradas por Matthes *et al.* (1988), cinco não foram encontradas – Olacaceae, Solanaceae, Simaroubaceae, Styracaceae e Vochysiaceae (tabela 2), as quatro primeiras representadas por um indivíduo e a última por dois.

Os gêneros mais ricos foram *Eugenia* (oito espécies, com um aumento de três espécies em relação ao estudo anterior); *Ocotea* (cinco espécies, tendo perdido duas) e *Machaerium* (cinco espécies, uma a menos); *Zanthoxylum* (quatro espécies, tendo perdido uma espécie), *Trichilia* (quatro espécies, tendo ganho uma) e *Casearia* (quatro espécies, com ganho duas espécies). No outro extremo, 75 gêneros foram representados por uma única espécie (tabela 1).

Das espécies encontradas neste estudo, 37 são citações novas em relação ao trabalho anterior. Dentre as 152 espécies citadas por Matthes *et al.* (1988), 104 foram encontradas e 48 não foram re-amostradas na área nativa. Isto não significa, no entanto, que todas estas espécies desapareceram da área, pois algumas ainda podem estar presentes, porém como indivíduos menores que o critério mínimo de inclusão adotado na amostragem. Por exemplo, durante os trabalhos de campo foram observadas arvoretas de *Maytenus aquifolium* (Celastraceae). Outras espécies não encontradas neste estudo podem ainda estar presentes na área, no banco de sementes do solo ou no de plântulas ou como árvores menores. Como os materiais-testemunha do primeiro estudo não foram encontrados em herbário, a comparação entre as determinações das espécies é impossível. Assim a diferença de número de espécies entre os dois estudos pode também ser atribuída, pelo menos parcialmente, a diferentes determinações, particularmente de materiais de Myrtaceae e Lauraceae, famílias de grande riqueza e cuja taxonomia é sabidamente difícil.

O grupo ecológico com mais representantes foi o das secundárias tardias, com 57 espécies, seguido pelas secundárias iniciais com 49, pioneiras com 18 e exóticas com 11 espécies.

Das 37 espécies novas encontradas na área nativa, cinco são pioneiras, nove secundárias iniciais e 12 secundárias tardias. Quatro espécies foram determinadas apenas até gênero e não têm, portanto, classificação sucessional, e sete são exóticas (tabelas 1).

Levando em consideração o total de indivíduos amostrados 50% foram classificados como secundárias tardias, 32% secundárias iniciais, 5% pioneiras, 3% espécies exóticas, 9% de árvores mortas e 1% de espécies não classificadas (Figura 4)

Os dados indicam apesar do registro de novas espécies ocorreu perda de diversidade, medida através da riqueza. Ocorreu, ainda, aumento do número de espécies exóticas, que

passaram de quatro para onze no período e incremento de espécies das etapas mais avançadas da sucessão.

Estrutura

Na área analisada de 2,33ha, foram inventariados 1.539 indivíduos, valor que corresponde à densidade por área de 660,5 árvores/ha (tabela 3), ou seja, 16% menor do que a obtida anteriormente por Matthes *et al.* (1988), que era de 782,8 árvores/ha. As famílias que apresentaram maior número de indivíduos foram Meliaceae (454), Fabaceae (212), Myrtaceae (132), Euphorbiaceae (76), Lauraceae (70) e Rutaceae (69). Juntas, estas seis famílias representaram 55% do total de indivíduos amostrados. As maiores densidades relativas foram apresentadas por *Trichilia clausenii* (23,9%), árvores mortas (8,9%), *Eugenia acutata* (3,9%), *Centrolobium tomentosum* (3,7%) e *Machaerium nictitans* (2,2%). *Trichilia clausenii* representou 81,05% dos indivíduos da família Meliaceae. Embora a população desta espécie tenha decrescido (-86 indivíduos), continua sendo a espécie mais abundante na área nativa do Bosque.

Considerando as espécies que apresentaram um acréscimo em relação à densidade, destacaram-se as árvores mortas, com um acréscimo de 6,77%, *Eugenia acutata* (1,78%), *Sebastiania klotzschiana* (1,49%), *Caryota urens* (1,30%), espécie exótica não amostrada anteriormente, *Eugenia beaurepaereana* (0,79%), espécie nativa também não amostrada anteriormente, e *Guarea guidonia* (0,73%). Dentre as espécies que diminuíram sua densidade destacaram-se: *Trichilia clausenii* (-5,64%), *Machaerium nictitans* (-1,01%), *Zanthoxylum minutiflorum* (-0,88%), *Nectandra megapotamica* (-0,86%) e *Cabralea canjerana* (-0,84%).

A área basal total encontrada foi de 55,382 m²/ha, cerca de 15% maior que a anterior, ou seja, um acréscimo de 7,252 m²/ha. Isto significa que os indivíduos que permaneceram no estrato arbóreo tiveram incremento em diâmetro, maior do que a perda representada pela eliminação dos outros indivíduos, no período estudado.

As maiores dominâncias absolutas encontradas foram apresentadas por *Trichilia clausenii* (6,18 m²/ha), seguida por árvores mortas (5,16m²/ha), *Ficus glabra* (4,87 m²/ha), *Centrolobium tomentosum* (3,05 m²/ha) e *Machaerium nictitans* (1,90 m²/ha).

Dentre as espécies, incluindo árvores mortas, que aumentaram sua dominância destacaram-se: árvores mortas, com um acréscimo de 4,42 m²/ha, *Ficus glabra* (4,35 m²/ha), *Centrolobium tomentosum* (1,06 m²/ha), *Ceiba speciosa* (0,82 m²/ha), *Cariniana legalis* (0,70 m²/ha), *Caryota urens* (0,55 m²/ha), *Holocalyx balansae* (0,46 m²/ha), *Gallesia integrifolia* (0,43 m²/ha), *Myroxylon peruiferum* (0,43 m²/ha) e *Cedrela fissilis* (0,37 m²/ha).

Dentre as espécies que diminuíram sua dominância destacaram-se *Trichilia clausenii* (-1,31 m²/ha), *Machaerium nictitans* (-0,63 m²/ha), *Schizolobium parahyba* (-0,51 m²/ha), *Piptadenia gonoacantha* (-0,50 m²/ha), *Cariniana estrellensis* (-0,46 m²/ha), *Seguiera langsdorfii* (-0,43 m²/ha), *Guazuma ulmifolia* (-0,39 m²/ha), *Cabrlea canjerana* (-0,36 m²/ha) e *Croton floribundus* (-0,33 m²/ha).

Os maiores valores de cobertura (VC) foram apresentados por *Trichilia clausenii*, árvores mortas, *Centrolobium tomentosum*, *Ficus glabra*, *Machaerium nictitans*, *Eugenia acutata* e *Cabrlea canjerana*. Diferenças positivas foram apresentadas por árvores mortas (14,51), *Ficus glabra* (7,91), *Caryota urens* (2,29), *Eugenia acutata* (2,17), *Sebastiania klotzschiana* (1,93), *Centrolobium tomentosum* (1,81) e *Ceiba speciosa* (1,68) (figura 2). As diferenças negativas destacaram-se *Trichilia clausenii*, *Machaerium nictitans*, *Cabrlea canjerana*, *Piptadenia gonoacantha*, *Schizolobium parahyba*, *Cariniana estrellensis*

Os maiores valores de importância foram apresentados por *Trichilia clausenii* 50,79; Árvores mortas 26,57; *Centrolobium tomentosum* 13,27; *Ficus glabra* 9,53; *Eugenia acutata* 9,25; *Machaerium nictitans* 8,46; *Cabrlea canjerana* 7,21; *Aspidosperma polyneuron* 6,09.

As espécies exóticas *Archontophoenix alexandrae*, *Caryota urens*, *Hovenia dulcis*, *Joannesia princeps*, *Livistona chinensis*, *Michelia champaca*, *Garcinia gardneriana*, *Roystonea oleracea* e *Syzygium cumini*, haviam sido amostradas por Matthes *et al.* (1988) nas áreas não nativas do Bosque. A espécie mais abundante foi *C. urens*, com 20 indivíduos, seguida de *S. cumini* (7), *A. alexandrae* e *L. chinensis* (2) e as demais com uma planta cada. Já *Cycas revoluta*, *Dracena* sp. e *Euphorbia pulcherrima* também são espécies exóticas à formação nativa original e não haviam sido amostradas por Matthes *et al.* (1988) nas outras áreas do Bosque. Porém, poderiam estar presente como indivíduos menores que os amostrados no critério de inclusão.

Werneck *et al.* (2000), estudando uma floresta estacional decídua, em um período de 4 anos, não notaram diferença na diversidade de espécies. Em um intervalo de 4 anos, Nascimento *et al.* (1999) observaram o aumento no recrutamento e na densidade das espécies pioneiras, o que limita a sobrevivência de espécies tolerantes à sombra, em uma floresta estacional semidecídua. Em um período de 9 anos, Silva *et al.* (2004) constataram, além da redução no número de espécies pioneiras, redução no número de indivíduos destas espécies, favorecendo o estabelecimento de espécies secundárias em uma floresta estacional semidecídua. Por outro lado, em um período de nove anos, Bertani (2001) encontrou poucas mudanças na estrutura fitossociológica das espécies de maior valor de importância, em uma floresta ripária. Paula *et al.* (2002) encontraram um aumento de espécies secundárias iniciais e tardias, com alterações na composição florística, num período de 14 anos em mata estacional semidecídua sub-montana.

Deve-se destacar que houve aumento das espécies representadas apenas por um indivíduo, de 25% para 27%, o que contribui para o aumento no índice de diversidade, apesar da perda de espécies que se observou. O incremento da diversidade pode ser explicado pelo fato do índice de Sannon ser influenciado não apenas pela riqueza, mas também pela

proporcionalidade da abundancia entre as espécies. O índice de diversidade H' de Shannon & Weaver foi de 3,79 nats/indivíduo, um aumento em relação ao índice anterior, que era de 3,71 nats/indivíduo.

.Na distribuição das classes de diâmetro (figura 3) observou-se grande concentração de indivíduos nas classes menores, havendo cerca de 69,85% dos indivíduos nas classes entre 10 a 30cm de diâmetro a 1,30m do solo. Anteriormente esta porcentagem era de 75% das espécies.

O ocorreu um aumento das árvores mortas, que antes representavam 39 indivíduos e hoje somam 138, dos quais 58 ainda tinham a placa de alumínio com a numeração do trabalho anterior. Um dos fatores que deve estar contribuindo para o aumento de indivíduos mortos é a infestação por endoparasitas vasculares como os fungos *Lasyodiplodia* sp. e *Cephalosporium* sp., cujo vetor é o besouro *Platypus* sp. (T.B. Conforti com. pessoal). Durante os trabalhos de campo, observamos indivíduos adultos de *Cariniana legalis*, *C. estrellensis* e de *Holocalyx balansae* altamente contaminados. Estes endoparasitas provocam o entupimento dos vasos condutores, impedindo o fluxo de água e nutrientes (referência?), levando as árvores à morte e atingindo indivíduos de diferentes tamanhos.

Alguns estudos em florestas tropicais indicam que, em áreas não atingidas por distúrbios severos, ocorrem poucas mudanças na densidade e composição de espécies, sugerindo uma aparente estabilidade (Swaine *et al.* 1987).

A retirada indiscriminada de madeira, no entanto, modifica o ambiente das comunidades arbóreas, limitando a sobrevivência de espécies tolerantes à sombra, consideradas tardias na escala sucessional (Swaine & Whitmore 1988), favorecendo condições para o desenvolvimento de espécies pioneiras, como observado por Werneck *et al.* (2000) e Nascimento *et al.* (1999). Igualmente, a fragmentação das florestas tropicais, associada às perturbações antrópicas, leva à perda de diversidade ao longo do tempo e

favorece a invasão de espécies exóticas. Os resultados do presente estudo reforçam estas hipóteses, pois observamos na área nativa do Bosque dos Jequitibás perda de diversidade de espécies no estrato arbóreo, aumento do número de árvores mortas e das espécies exóticas.

Agradecimentos: ao CNPq e à FAPESP pelas bolsas concedidas; ao Departamento de Parques e Jardins da Prefeitura Municipal de Campinas pelas facilidades e apoio oferecidos; ao André dos Santos Zecchin e Joel Pena Filho pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Referências bibliográficas

- APG (The Angiosperm Phylogeny Group) 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. *Botanical Journal of the Linnean Society* 141:399-436.
- BERTRANI, D.F.; RODRIGUES, R.R.; BATISTA, J.L.F.& SHEPHERD, G.J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica* 24(1):11-23.
- BRUMMITT, R.K.& POWELL, C.E. 1992. *Authors of plant names*. Kew: Royal Botanic Gardens.
- CIELO FILHO, R. & SANTIN, D.A. 2002. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25(3): 291-301.
- DEAN, W. 1995. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras. 484p.
- DIAMOND, J.M. & MAY, R.M. 1976. Island biogeography and the design of natural reserves. In R.M. May (ed.), *Theoretical ecology: principles and applications*. Philadelphia: Saunders, pp. 163-186.
- DIDHAN, R.K. & LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determinates the magnitude of changes of microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17-30.
- FIDALGO, O. & BONINI, V.L.R. 1984. *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico (Manual nº 4)*. São Paulo: Instituto de Botânica.

- HARRIS, L.D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago.
- HOWE, H. F & SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- IPNI. International Plant Name Index. Disponível em <http://www.ipni.org>. (último acesso em dezembro de 2005).
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L. & GANADE, G. 1989. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia. In W.F. Laurance & R.O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of forest communities*. Chicago: University of Chicago.
- KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A. & MATSUKUMA, C.K. 2005. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, Imprensa Oficial.
- LAURANCE, W.F. 2001. Projeto de dinâmica biológica de fragmentos florestais. In B.P. Richard & R. Rodrigues, *Biologia da Conservação*. Londrina: Editora Midiograf, pp. 96-97.
- LAURANCE, W.F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P.M.; D'ANGELO, S.; JEROLINSKI, A.; POHL, L. & LOVEJOY, T.E. 2001. Rain Forest fragmentation and structure of amazonian liana communities. *Ecology* 82: 105-116.
- LIMA, S.B. 2000. Os jardins de Campinas, o surgimento de uma nova cidade. Tese de Mestrado. Campinas: FAU-PUCCamp.
- MARTINS, F.R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Campinas: UNICAMP.
- MARTINS, J.P.S. 1997. Campinas do Matto Grosso - da febre amarela à cólera dos rios. Campinas: Apoio Cultural Texaco.
- MARTIUS, C.F.P.; EICHLER, A.G. & URBAN, I. 1840 (eds.). *Flora Brasiliensis*. Lipsiae: Frid. Fleischer (diversos volumes).
- MATTHES, L.A.F., LEITÃO FILHO, H.F. & MARTINS, F.R. ~~1998~~ 1988. Bosque dos Jequitibás. (Campinas, SP): composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo. In *Anais do V Congresso da SBSP* (J.D. Rodrigues, ed.). SBSP, São Paulo, p. 55-76.
- MATLACK, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66:185-194.

- MELLO, M.H.A. de A., PEDRO JÚNIOR, M.J., ORTOLANI, A.A., ALFONSI, R.R. 1994. Chuva e temperaturas: cem anos de observações em Campinas. Boletim Técnico: Instituto Agrônomo de Campinas .
- NASCIMENTO, H.E.M.; DIAS, A. da S.; TABANES, A.A.J. & VIANA, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional na região de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2):329-342.
- ORGANIZATION for FLORA NEOTROPICA. 1968. *Flora Neotropica*. New York: New York Botanic Gardens. (diversas monografias).
- PAULA, A.; SILVA, A.F.; SOUSA, A.L. & SANTOS, F.A.M. 2002. Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. *Revista Árvore* 26(6):743-749.
- REITZ R. (ed.). 1965. *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. (diversos fascículos).
- RICHARD, B.P. & RODRIGUES, R. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina: Editora Midiograf.
- SCARIOT, A.; FREITAS, R.; MARIANO NETO, E.; NASCIMENTO, M.T.; OLIVEIRA, L.C.; SANIOTTI, T.; SEVILHA, A.C. & VILLELA, D.M. 2003. Vegetação e flora. *In* D.M. Rambaldi & D.A.S. Oliveira (orgs.), *Fragmentação de Ecossistemas - causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.
- SHEPHERD, G.J. 1995. *Fitopac 1 - Manual do usuário*. Campinas: Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, UNICAMP.
- SILVA, C. T; REIS, G.G.; REIS, M. G. F.; SILVA, E.; CHAVES, R. A. 2004. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. 28 (3) 429-441
- STRASBERG, D., FALOYA, V. & LEPART, J. 1995. Patterns of tree mortality in an island tropical rainforest subjected to recurrent windstorms. *Acta Oecologica* 16:237-248.
- SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio* 75:81-86.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D. & PUTZ, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forests: a review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. & PERES, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119-127.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forest. *Biotropica* 24:283-292.

- VELOSO, P.H.; RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Ministério da Economia e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE.
- VIANA 1995.
- W³Tropicos. Disponível em:<http://mobot.mobot.org/W³T> . (último acesso em dezembro de 2005).
- WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J. & GIULIETTI, A.M. (coords.). 2002. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. São Paulo: FAPESP & HUCITEC. vol 2.
- WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M. & MELHEM, T.S. (coords.) 2003 Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. São Paulo: FAPESP & RIMA. vol 3.
- WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI, A.M. & MELHEM, T.S. (coords.) 2003 Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. São Paulo: FAPESP & RIMA. vol 4.
- WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. & TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante o período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. Revista Brasileira de Botânica 23(4):399-411.

Considerações finais

O Bosque dos Jequitibás é uma área de grande visibilidade para a comunidade de Campinas. Recebe a visitação intensiva de escolas e do público em geral todos os dias, e esta visitação aumenta significativamente nos finais de semana o que, em si, já representa uma série de impactos para a vegetação nativa remanescente. Por ser um fragmento isolado na matriz densamente urbanizada do centro da cidade, está sujeito a outros fatores de impacto negativo. Assim, espera-se que os resultados apresentados nesse trabalho sejam utilizados para melhorar o manejo que até agora vem sendo realizado pelo poder público na área de vegetação nativa e no entorno do Bosque. Neste sentido, espera-se que a arborização urbana no seu entorno também seja planejada considerando-se não apenas os aspectos estéticos, mas também a conservação das espécies nativas e dos fragmentos ainda existentes.