



unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu



PG Botânica

CARACTERIZAÇÃO DE UMA COMUNIDADE DE ÁRVORES E SUA INFESTAÇÃO POR LIANAS EM UMA FLORESTA DECÍDUA

ALIANE MARIA DE OLIVEIRA

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biotecnologia, Campus de Botucatu,
UNESP, para obtenção do título de
Mestre no Programa de Pós-Graduação
em Ciências Biológicas, (Botânica)
Botânica, Área de concentração
Morfologia e Diversidade Vegetal.

Botucatu – SP

- 2011 -

Instituto de Biotecnologia – Seção de Pós-Graduação
Distrito de Rubião Júnior s/n CEP 18618-000 Botucatu-SP Brasil
Tel (14) 3811-6148 fax (14) 3815-3744 posgraduacao@ibb.unesp.br



unesp

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu



PG Botânica

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"Júlio de Mesquita Filho"

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU

CARACTERIZAÇÃO DE UMA COMUNIDADE DE ÁRVORES E
SUA INFESTAÇÃO POR LIANAS EM UMA FLORESTA
DECÍDUA

ALIANE MARIA DE OLIVEIRA

PROF^a. DR^a. ANDRÉIA ALVES REZENDE

ORIENTADORA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências, Campus de Botucatu, UNESP, para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, (Botânica) Botânica, Área de concentração Morfologia e Diversidade Vegetal.

Botucatu – SP

- 2011 -

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. E TRAT. DA INFORMAÇÃO
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE*

Oliveira, Aliane Maria de.

Caracterização de uma comunidade de árvores e sua infestação por lianas em uma floresta decídua / Aliane Maria de Oliveira. - Botucatu, 2011

Dissertação (mestrado) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2011

Orientador: Andréia Alves Rezende

Capes: 20300000

1. Botânica. 2. Trepadeira. 3. Florestas – Conservação.

Palavras-chave: Conservação; Diversidade vegetal; Noroeste paulista; Riqueza de espécies; Trepadeiras.

Aos meus pais, João e Maria do
Carmo e à minha irmã, Aniele, por todo
apoio, carinho e amor.

Ao meu eterno companheiro, Victor,
por toda paciência, amizade e amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, pela vida e pelas formas mais variadas e maravilhosas de aprendizagem.

Agradeço, principalmente, aos meus pais, João e Maria do Carmo, exemplos inspiradores e grandes apoiadores. Obrigada por tudo. Sem vocês, nada disso teria se tornado realidade. Amo muito vocês!

À minha irmã Aniele, pelos conselhos e por todo apoio durante toda a minha vida, principalmente nesse período, e ao meu cunhado, Rodrigo, por toda ajuda.

Em especial, ao meu grande companheiro, Victor, total responsável por essa etapa concluída. Agradeço por toda a ajuda, tanto física quanto psicológica. Por todas as horas dedicadas para me ajudar com as planilhas, com o texto e com a adorada matemática. Obrigada pelos conselhos, pela compreensão nas horas de ausência, pelo apoio e carinho. Enfim, obrigada por tudo! Saiba que sem você, isso não seria possível!

Aos meus familiares em geral, por todo incentivo, apoio e conselhos, principalmente aos meus tios, Maria e Valdomiro, por terem me acompanhado na minha primeira viagem, ensinando a como dirigir pelas estradas, rumo à Botucatu, aos meus tios Célia e Zequinha e à Sandra, por todo apoio e incentivo.

À minha primeira e única orientadora, Prof^{ra}. Andréia Alves Rezende. Muito obrigada, primeiramente, pela oportunidade, desde o começo da faculdade e por ter me apresentado às lianas. Obrigada também por todo o ensinamento, por todo conhecimento e por toda experiência que nunca esquecerei e levarei por toda minha vida.

À Prof^a Neusa Taroda Ranga, por toda a ajuda na identificação, pelos conselhos, ensinamentos e apoio. Muito obrigada!

À Clélia, ao Sr. Paulinho, ao Alberto e a todos os colegas que facilitaram a amostragem e as coletas de dados.

Ao Roque Cielo Filho e ao Crasso Paulo Bosco Breviglieri, pela ajuda essencial com a estatística. Agradeço muito.

A todos os componentes das bancas de qualificação e de defesa pelas importantes dicas e por aceitarem participar dessa importante etapa. Muito obrigada!

À minha grande amiga Angélica. Agradeço muito pelas conversas, pelos desabafos, por me deixar feliz e menos estressada nas piores horas, por me incentivar, pelos conselhos, por fazer com que as viagens de campo se tornassem tão boas e divertidas, por me ajudar tão prontamente com todas as minhas dúvidas! Muito obrigada por tudo, principalmente pela amizade!

Ao Héber, grande companheiro de campo. Sem você as viagens e histórias de campo não seriam inesquecíveis. Obrigada pelos conselhos, pelas boas conversas, pelas danças e cantorias de campo e, principalmente, pela amizade. Sou extremamente grata!

À minha “companheirona” de mestrado, Marianna. Flor, você foi essencial nessa etapa. Sem você as disciplinas e as viagens teriam sido muito menos interessantes. Obrigada pelos conselhos, pelas conversas, por me agüentar, por sempre estar disposta a ajudar em tudo! Você foi muito importante nessa caminhada!

À Vívian, pelo companheirismo, pela ajuda, pelos conselhos, pelas conversas, pela força com a questão estatística! As viagens, as disciplinas e os vários problemas foram melhores com você!

Aos amigos do herbário e da vida, Nina, Gabi, Dione, Mario José, por todos os conselhos, ensinamentos, por toda a ajuda e por toda a amizade. Muito obrigada.

À Isadora, amiga desde a faculdade que continuou, mesmo de longe, participando nessa etapa. Obrigada pelas conversas, conselhos e ajuda!

Aos meus amigos da época da faculdade, que acompanharam e incentivaram todo o processo desde o início, Natália, Juliana, Maria Lúcia, Francine e Luis. Nat, obrigada pelos ouvidos, nas horas de desabafo e pelos conselhos. Juh, obrigada pela ajuda na estatística, no texto e por todos os conselhos. Mary, obrigada pelo grande incentivo numa hora fundamental. A amizade de vocês vale muito! Agradeço muito por tudo, sempre! Saber que posso contar com vocês, em tudo, é essencial.

Aos meus eternos amigos, Ane, Helen e Paulo, por todo apoio, força e todos os conselhos durante toda vida, inclusive nessa etapa. Obrigada por tudo!

Aos novos amigos de Botucatu, Rita, Juliana e João. Obrigada pelos toques, pelas explicações ecológicas e estatísticas e por todo apoio.

À Luciene da seção de pós-graduação, por me ajudar e me instruir com tanta atenção e paciência. Muito obrigada!

Ao programa de Pós-graduação, por tornar as coisas possíveis e pela oportunidade de aprendizagem.

Ao Biota/Fapesp e à Capes, pelo financiamento do projeto e bolsa de auxílio financeiro, possibilitando a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Resumo.....	1
1. Introdução.....	3
2. Revisão bibliográfica.....	8
2.1.Caracterização da vegetação.....	8
2.2. Infestação por lianas.....	12
2.3.Sucessão ecológica.....	17
3. Capítulo 1. Caracterização, diversidade, estrutura e estágio sucessional da comunidade de árvores de uma Floresta Estacional Decidual no Sudeste do Brasil.....	22
3.1. Abstract.....	23
3.2. Resumo.....	24
3.3. Introdução.....	25
3.4. Material e métodos.....	27
3.4.1. Área de estudo.....	27
3.4.2.Procedimento amostral.....	28
3.4.3.Descrição e análise de dados.....	29
3.4.4.Descrição da estrutura da comunidade arbórea.....	30
3.5.Resultados.....	31
3.6.Discussão.....	34

3.7.Referências bibliográficas.....	39
3.8.Tabelas.....	46
3.9.Figuras.....	55
4.Capítulo 2. Abundância de lianas e sua associação com as árvores em uma Floresta Estacional Decidual no sudeste do Brasil.....	60
4.1 Abstract.....	61
4.2. Resumo.....	62
4.3.Introdução.....	63
4.4.Material e métodos.....	65
4.4.1.Área de estudo.....	65
4.4.2.Infestação de árvores por lianas.....	63
4.5.Resultados.....	68
4.6.Discussão.....	68
4.7.Referências bibliográficas.....	72
4.9.Figuras.....	80
5. Considerações finais.....	84
6.Referências bibliográficas.....	86

OLIVEIRA, A.M. **CARACTERIZAÇÃO DE UMA COMUNIDADE DE ÁRVORES E SUA INFESTAÇÃO POR LIANAS EM UMA FLORESTA DECÍDUA**. 2011. 99P. DISSERTAÇÃO (MESTRADO) - INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, UNESP - UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, BOTUCATU.

Resumo - Este estudo teve como objetivo caracterizar a comunidade de árvores e verificar sua infestação por lianas. Para isso, analisou-se a composição florística, a estrutura e a diversidade da comunidade arbórea, além de caracterizar o fragmento quanto ao seu estágio sucessional e verificar a abundância de lianas e sua associação com a comunidade arbórea. O estudo foi realizado em um fragmento florestal localizado no município de Votuporanga, no noroeste do Estado de São Paulo, com cerca de 112 ha, onde o clima é considerado Aw, possuindo uma estação quente e úmida e outra seca e a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual. Foram amostrados, em 1 ha, todos os indivíduos arbóreos com DAS ≥ 5 cm (diâmetro à altura do solo) e todos os indivíduos de lianas com DAP ≥ 1 cm (diâmetro à altura do peito). Levantou-se 1635 indivíduos arbóreos e as famílias mais ricas foram Fabaceae (17 espécies), Myrtaceae (8), Rubiaceae (8) e Bignoniaceae (5). *Casearia gossypiosperma* Briq. foi a espécie com o maior IVI. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi 2,87 nats/indivíduo e a equabilidade (J) foi 0,66. Observou-se que 93% dos indivíduos arbóreos apresentaram diâmetros entre 1 e 20 cm. As árvores pioneiras compõem 55% dos indivíduos amostrados. A proporção de infestação foi de 24%. Árvores com diâmetros maiores foram mais infestadas ($R^2=0,07$, $p=0,001$), as lianas com diâmetros maiores estavam associadas às árvores grandes ($R^2=0,084$, $p=0,001$) e árvores decíduas foram significativamente mais infestadas ($p=0,02$). Árvores decíduas representam 79% dos indivíduos, o que possibilitou classificar o fragmento estudado como Floresta Estacional Decidual. A infestação por lianas no fragmento foi baixa, o que pode ser explicado pela baixa disponibilidade de treliças, que é considerado uma das principais limitações para a escalada

das lianas e também pela arquitetura do dossel, que se apresenta descontínuo, dificultando o acesso das lianas às árvores através das copas das árvores vizinhas. Árvores maiores são mais infestadas, possivelmente por estarem a mais tempo sujeitas à infestação e ainda por suportarem lianas maiores, que são usadas por lianas menores, como suporte. Árvores decíduas também apresentaram uma maior infestação, provavelmente pelo fato de que recrutam um maior número de lianas no período que permanecem despidas. Considerando que as Florestas Estacionais Deciduais ocorrem em tantas regiões do Brasil, possuindo assim peculiaridades regionais, os dados apresentados nesse trabalho são valiosos, pois complementam o pouco conhecimento existente sobre a flora, a estrutura florestal e o comportamento ecológico de Florestas Estacionais Deciduais, principalmente no Estado de São Paulo.

Palavras-chave: Conservação; Diversidade vegetal; Noroeste paulista; Riqueza de espécies; Trepadeiras.

INTRODUÇÃO

O Brasil é, reconhecidamente, um dos países com a maior diversidade biológica, abrigando cerca de 15 a 20% do número total de espécies do planeta e apresenta uma expressiva diversidade de ecossistemas florestais, devido à grande área física e à diversidade de climas e solos existentes em seu território (Leitão-Filho 1987, Myers *et al.* 2000). Entretanto, as Florestas Tropicais, de uma forma geral, permanecem pouco conhecidas florística e ecologicamente e a dimensão exata dessa riqueza, devido à fragmentação de habitat, à exploração excessiva dos recursos naturais e à contaminação do solo, das águas e da atmosfera, provavelmente, jamais será conhecida (Joly *et al.* 2008).

A Floresta Atlântica, localizada principalmente na costa leste do Brasil, compõe o segundo maior bloco de florestas tropicais da América do Sul (São Paulo 1997) e boa parte dos remanescentes mais expressivos e extensos da Floresta Atlântica está situada no Estado de São Paulo (Ziparro *et al.* 2005). Originalmente, essa floresta correspondia a cerca de 80% da área total do território paulista e, atualmente, estão restritas a 6%, segundo um inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo realizado pela Secretaria de Meio Ambiente (Kronka 2005).

Dentre as formações vegetais existentes no Estado de São Paulo, a Floresta Estacional Semidecidual ocupava a maior área, seguida da Floresta Ombrófila Densa, Cerrado, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual, Campos, Restinga e Mangue, sendo que cada uma dessas formações tem suas espécies características e, também, peculiaridades regionais. (Durigan *et al.* 2008).

A Floresta Estacional Semidecidual, devido ao seu porte robusto e riqueza, foi fortemente explorada e reduzida a fragmentos que se encontram isolados e empobrecidos.

(Nalon *et al.* 2008). Com dupla estacionalidade climática, tropical com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada, a Floresta Estacional Semidecidual apresenta entre 20 e 50% de árvores caducifólias (IBGE 1992). Já a Floresta Estacional Decidual, que conta com duas estações climáticas bem demarcadas, uma chuvosa e outra que apresenta um longo período biologicamente seco, possui mais de 50% dos indivíduos despidos de folhagem no período desfavorável (IBGE 1992).

No Brasil, as Florestas Estacionais Deciduais distribuem-se tanto pelas formações savânicas de Cerrado e Caatinga, das regiões Centro-Oeste e Nordeste, quanto pelas formações florestais sempre verdes da Floresta Amazônica, na região Norte, e da Atlântica, na região Sul do país, estando assim associadas a diferentes tipos fitofisionômicos e regimes de estacionalidade em volume de precipitação e temperatura, topografia e características físicas e químicas dos solos (Scariot & Sevilha 2005).

No Estado de São Paulo, os fragmentos de Florestas Estacionais Deciduais ocorrem em pequenas áreas, são pouco estudados e ainda, são raros em Unidades de Conservação (Durigan *et al.* 2008). Como ocorrem sempre associados a manchas de solos litólicos e cascalhentos, apresenta ocorrência naturalmente fragmentada e, como este tipo de solo não apresenta aptidão agrícola, ainda alguns remanescentes desta formação podem ser encontrados em alguns municípios do estado, tais como Piracicaba, Laranjal Paulista, Tietê, Brotas e outros (Ivanauskas & Rodrigues 2000).

O noroeste do Estado de São Paulo está entre as regiões prioritárias para inventários da biodiversidade e criação de Unidades de Conservação de proteção integral (Rodrigues & Bononi 2008), uma vez que se encontra altamente fragmentada. Os poucos estudos que foram realizados visaram o levantamento da flora (Stranghetti & Ranga 1998, Rezende & Ranga 2005, Rezende *et al.* 2007) e não a caracterização da vegetação. Segundo o IBGE (1992), o

noroeste do estado é constituído por Florestas Estacionais Semidecíduais, Cerrados e regiões de transição entre a Floresta Estacional e o Cerrado, sendo a última a classificação do local do presente estudo.

Recentemente, o Projeto Temático “Fauna e Flora dos remanescentes florestais do noroeste paulista: bases para estudos de conservação da biodiversidade” (processo nº 2004/04820-3), vinculado ao programa Biota/Fapesp e sediado no Departamento de Zoologia e Botânica da Unesp de São José do Rio Preto, foi realizado com o objetivo de preencher a lacuna de conhecimento da fauna e da flora da região noroeste do Estado de São Paulo. Por meio das atividades deste projeto, foram amostrados 18 fragmentos de vegetação nativa. Os resultados preliminares apontaram que na região noroeste do estado, além de ocorrerem fragmentos de Cerradão e Floresta Estacional Semidecidual, ocorrem também fragmentos de Floresta Estacional Decidual (Ranga *et al.*, no prelo).

A fragmentação introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Essas mudanças afetam de forma diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies e, portanto, a estrutura e dinâmica de ecossistemas. Os principais fatores que afetam a dinâmica de fragmentos florestais são: tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações (Viana *et al.* 1992). Esses fatores apresentam relações com fenômenos biológicos que afetam a natalidade e a mortalidade de plantas como, por exemplo, o efeito de borda (Viana & Pinheiro 1998).

Algumas espécies podem responder de forma diferenciada aos efeitos da fragmentação (Henle *et al.* 2004). Vários trabalhos têm mostrado, por exemplo, que árvores tolerantes à sombra, emergentes e com grandes sementes, ditas sensíveis à borda diminuem em abundância localmente (Tabarelli *et al.* 2004). Entretanto, as árvores pioneiras e as lianas

umentam sua abundância em ambientes fragmentados (Tabarelli *et al.* 1999, Schnitzer & Bongers 2002, Oliveira *et al.* 2004).

Lianas são plantas trepadeiras lenhosas que dependem de outras plantas como suporte e são, em sua maioria, espécies heliófilas, ou seja, espécies que prosperam onde há luz abundante, condição característica de habitats que sofreram perturbações naturais ou antrópicas (Putz 1984, Peñalosa 1985). Apesar de sua importância ecológica, a ideia de que sua presença é prejudicial à regeneração natural da floresta e ao prosseguimento da sucessão secundária, tem sido difundida (Engel *et al.* 1998). Isso se deve ao fato de que as lianas interferem nas interações competitivas das comunidades, não apenas por competirem diretamente com as árvores, mas também por afetarem diferencialmente cada forófito, mudando assim a forma como as árvores competem entre si (Schnitzer & Bongers 2002).

A interação entre lianas (trepadeiras lenhosas) e forófitos (árvores hospedeiras) é caracterizada como antagônica, uma vez que as lianas diminuem a produção e a taxa de crescimento de árvores, aumentando a sua taxa de mortalidade (Putz 1984, Schnitzer & Bongers 2002). Diversos estudos (Janzen 1973, Putz 1984, Clark & Clark 1990, Buron *et al.* 1998, Chittibabu & Parthasarathy 2001, Nabe-Nielsen 2001, Perez-Salicrup *et al.* 2001, Carsten *et al.* 2002, Rezende & Ranga 2005, Malizia & Grau 2006, Reddy & Parthasarathy 2006, Campanello *et al.* 2007, Nesheim & Økland 2007) foram realizados para verificar a existência de relações entre a ocupação e distribuição das lianas e as características das árvores que são utilizadas como suporte.

Assim, considerando a falta de estudos sobre Florestas Estacionais Deciduais no Estado de São Paulo e a necessidade de um maior conhecimento sobre as associações existentes entre lianas e árvores, o objetivo geral desse trabalho foi caracterizar a comunidade

de árvores e verificar sua infestação por lianas. Analisou-se a composição florística, a estrutura e a diversidade, visando à caracterização do fragmento, uma vez que esse se encontra em uma região de transição. Além disso, caracterizou-se o fragmento quanto seu estágio sucessional e verificou as associações entre a infestação de lianas e a comunidade arbórea em um fragmento de vegetação remanescente no noroeste paulista.

Para isso, as seguintes perguntas foram utilizadas como guia: 1) Em qual tipo de formação vegetal o fragmento estudado se enquadra, qual o seu grau de conservação e qual a proporção de infestação de árvores por lianas? 2) Características arbóreas possuem associação com a maior infestação por lianas?

Esses temas foram desenvolvidos em dois capítulos: o primeiro que descreve as características da comunidade arbórea e o segundo discute a proporção de infestação das árvores por lianas, que, para efeito de formatação, foram redigidos conforme as normas da Revista Brasileira de Botânica.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Caracterização da vegetação

São Paulo, o estado mais industrializado do País e atualmente coberto por imensos canaviais, ainda conta com fragmentos florestais significativos de sua flora original, que somam 3.457.301ha, correspondendo a 13,94% de sua superfície. Apesar do histórico intenso de degradação, estes fragmentos ainda abrigam uma flora e fauna muito diversas. No entanto, apenas cerca de 25% desta área total está protegida em forma de Unidades de Conservação, administradas pelo poder público, estando o restante sob domínio do setor privado paulista, com grande destaque para o setor agrícola (Rodrigues & Bononi.2008).

Enquanto apenas a preservação de grandes áreas da Floresta Tropical pode garantir a completa biota, pesquisas mostram que há um grande número de espécies florestais que podem persistir durante décadas em fragmentos florestais. (Turner & Corlett 1996).

Embora se tenha menosprezado a importância das pequenas reservas, que em muitos casos representam a maior parte dos remanescentes de florestas naturais, são os fragmentos florestais, predominantemente pequenos, localizados em propriedades particulares, abandonados e sujeitos a toda sorte de perturbações, que se tornarão o último refúgio de muitas espécies da Floresta Tropical que estão à beira da extinção (Viana *et al.* 1992).

A importância relativa dos fragmentos florestais na composição da cobertura florestal das paisagens intensamente cultivadas e a biodiversidade residente nestes permitem defini-los

como elementos chave para a recuperação qualitativa destas paisagens visando à sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida (Viana & Pinheiro 1998).

Os fragmentos florestais, mesmo após um determinado tempo de isolamento são, ainda, capazes de abrigar uma grande diversidade de organismos e, por esta razão, são importantes para a conservação da fauna e flora regionais (Gaston 1994), daí a importância de serem preservados.

As Florestas Tropicais correspondem a apenas 7% da superfície emersa da Terra, porém contêm mais da metade das espécies de sua biota total (Wilson 1988). Apesar disto, o desmatamento nos trópicos está ocorrendo em ritmo acelerado e alarmante (Turner & Corlett 1996, Wilson 1988).

A Mata Atlântica, que se insere nessa expressiva diversidade de ecossistemas florestais, possui sua distribuição extremamente degradada e encontra-se reduzida a manchas disjuntas, com a maioria de seus fragmentos cobrindo áreas menores do que 50 ha (Leitão-Filho 1987, Ribeiro *et al.* 2009).. Devido sua riqueza biológica e níveis de ameaça, a Mata Atlântica, ao lado de outras 33 regiões localizadas em diferentes partes do planeta, foi considerada como um dos 25 hotspots mundiais, sendo uma das prioridades para a conservação de biodiversidade de todo mundo (Myers *et al.* 2000).

Coutinho (2006) considerou que o domínio atlântico é constituído pelos biomas Mata Atlântica, também chamada de “Mata de Encosta”, Floresta de restinga inundável, Floresta de restinga não inundável, Manguezais, Campos de altitude, geralmente acima de dois mil metros sobre o nível do mar e as Formações Rupestres sobre afloramentos rochosos dos picos das serras. Porém, São Paulo (1997) considera que o complexo Mata Atlântica abrange diferentes tipos florestais e formações associadas, como a Floresta Ombrófila Densa

Atlântica, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Estacional Semidecidual, a Floresta Estacional Decidual, Manguezais, Restingas, Campos de altitude, Florestas Úmidas serranas e encaves florestais no Nordeste (São Paulo 1997).

No Estado de São Paulo, a Floresta Estacional Semidecidual (Mata atlântica do interior, Mata mesófila ou Mata de planalto) ocupava a maior área, seguida da Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica da Serra do Mar/Paranapiacaba), Cerrado, Floresta Ombrófila Mista (Mata de Araucária), Floresta Estacional Decidual, Campos, Restinga e Mangue, sendo que cada uma dessas formações tem suas espécies características e também peculiaridades regionais. (Durigan *et al.* 2008).

Devido ao seu porte robusto e riqueza, a Floresta Estacional Semidecidual foi fortemente explorada e reduzida a fragmentos que se encontram isolados e empobrecidos. Suas “jóias”, como a cabreúva (*Myroxylon balsamum*), o pau-marfim (*Balfourodendron riedelianum*) e a peroba (*Aspidosperma polyneuron*), estão ameaçadas. (Nalon *et al.* 2008).

Possuindo dupla estacionalidade climática, uma tropical com época de intensas chuvas de verão, seguida por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica (IBGE 1992), a Floresta Estacional Semidecidual apresenta entre 20 e 50% de árvores caducifólias, ou seja, árvores que perdem suas folhas em um período desfavorável (IBGE 1992).

A Floresta Estacional Decidual, com duas estações climáticas bem demarcadas, uma chuvosa seguida por outra que apresenta um longo período biologicamente seco, possui mais de 50% dos indivíduos despídos de folhagem no período desfavorável. (IBGE 1992).

Dos tipos de vegetação existentes antes da colonização, a Floresta Estacional e o Cerrado foram os mais devastados, ambos, hoje, exibindo menos de 10% da cobertura

previamente existente, além de estarem relativamente pouco representados em Unidades de Conservação (Durigan *et al.* 2008).

Nas Florestas Estacionais Deciduais é comum a ocorrência de espécies encontradas nas caatingas nordestinas ou nos chacos argentinos, como *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*, *Myracrodruon urundeuva* e *Platypodium elegans*. A conformação fragmentada e, na maioria das vezes, disjunta, é considerada como um vestígio de uma distribuição contínua e muito mais ampla no passado, quando o clima mais frio e seco causou a retração das Florestas Úmidas para zonas fluviais e, conseqüentemente, as Florestas Estacionais predominaram (Prado & Gibbs 1993).

Para a região Sudeste e, em especial, para o Estado de São Paulo, foram poucos os trabalhos que registraram a ocorrência da Floresta Estacional Decidual (Ivanauskas & Rodrigues 2000). No Mato Grosso e no Mato Grosso do Sul, essa formação foi citada nos trabalhos de Ratter *et al.* (1988) e de Prado (1991). Em Minas Gerais, Ivizi & Araujo (1997) e Oliveira Filho *et al.* (1998) estudaram essa formação.

Devido à falta de aptidão agrícola em suas terras e, assim, possuir um baixo valor econômico, grande parte da Floresta Estacional Decidual foi removida para implementação de fazendas de gado de corte (Scariot & Sevilha 2005). Entretanto, também pela baixa aptidão agrícola, alguns remanescentes desta formação ainda podem ser encontrados em Piracicaba e nos demais municípios do estado (Laranjal Paulista, Tietê, Brotas e outros). Mesmo assim, essas áreas merecem ações urgentes de preservação (Ivanauskas & Rodrigues 2000).

Infestação por lianas

Lianas são plantas trepadeiras lenhosas que dependem de outras plantas como suporte e são, em sua maioria, espécies heliófilas, ou seja, espécies que prosperam onde há luz abundante, condição característica de habitats que sofreram perturbações naturais ou antrópicas (Peñalosa 1985, Putz 1984).

As lianas são componentes comuns em florestas temperadas, mas são nas florestas tropicais que apresentam grande importância ecológica, contribuindo significativamente para a abundância, estrutura e diversidade das espécies tropicais (Emmons & Gentry 1983, Schnitzer & Bongers 2002).

De acordo com Gentry (1991), as lianas constituem aproximadamente 25% da diversidade de espécies em florestas tropicais podendo constituir, em algumas florestas, até 44% do total das espécies (Pérez-Salicrup *et al.* 2001).

Além de contribuírem para a diversidade, as lianas possuem um papel importante no funcionamento da floresta (Reddy & Parthasarathy 2006), influenciando uma série de importantes processos florestais. As lianas contribuem para a estabilidade do micro clima na estação fria e seca, quando grande parte das árvores do dossel perde as folhas (Morellato & Leitão Filho 1996, Schnitzer & Bongers 2002), para a melhoria nas condições de germinação e estabelecimento de plântulas (Parren & Bongers 2005), para a estabilidade arquitetural, possibilitando o aumento das conexões das copas (Putz 2005) e também para o fornecimento de alimento para diversos grupos de animais, inclusive em épocas de baixa disponibilidade,

devido ao comportamento fenológico complementar ao das árvores que várias espécies possuem (Morellato & Leitão Filho 1996, Parren & Bongers 2005).

Apesar de sua importância ecológica, a idéia de que sua presença é prejudicial à regeneração natural da floresta e ao prosseguimento da sucessão secundária, tem sido fortemente difundida (Engel *et al.* 1998). Isso se deve ao fato de que as lianas interferem nas interações competitivas das comunidades, não apenas por competirem diretamente com as árvores, mas também por afetarem diferencialmente cada forófito, mudando assim a forma como as árvores competem entre si (Schnitzer & Bongers 2002).

As lianas, mesmo em abundância relativamente baixa, diminuem o crescimento, a fecundidade e a sobrevivência de árvores, seja em florestas conservadas, em áreas de clareira ou áreas manejadas (Putz 1984, Schnitzer & Bongers 2002). Competem com as árvores por luz e espaço (Richards 1952), podem causar injúrias mecânicas devido ao seu peso sobre a árvore hospedeira (Putz 1984) e também quebra de galhos e aborto de gemas devido à ação de suas gavinhas (Stevens 1987).

Em florestas tropicais, a competição acima do solo é comumente aceita como mecanismo que estrutura tais comunidades, tendo a luz como um dos recursos mais limitantes dessas florestas (Schnitzer 2005). Sendo assim, a competição acima do solo é vista, por alguns autores, como a ação predominante das lianas sobre as árvores, estando muito aparente, especialmente, em florestas degradadas (Schnitzer & Bongers 2002).

Entretanto, a competição abaixo do solo, onde competem por água e nutrientes (Clark & Clark 1990), principalmente nitrogênio, desempenha um papel determinante na relação das lianas com as árvores.

Em florestas onde há sazonalidade de chuvas, a competição por água se torna mais intensa (Schnitzer & Bongers 2002). Nestas áreas, a abundância de lianas possui um padrão

oposto ao da maioria dos outros grupos vegetais, apresentando correlação negativa com a precipitação média anual e positiva com a sazonalidade (Schnitzer 2005).

Pragas, do ponto de vista do manejo florestal (Engel *et al.* 1998) e parasitas estruturais de seus forófitos (Stevens 1987), têm sido algumas das denominações associadas com as lianas, pois essas exercem efeitos negativos sobre o componente arbóreo.

As árvores podem representar uma variedade de nichos para as lianas e as diferenças em suas características morfológicas e fisiológicas poderiam levar a associações entre lianas e árvores, seja em nível de espécie ou em formas de vida (Malizia & Grau 2006).

Considerando a relação que existe entre árvores e lianas, diversos estudos foram realizados para verificar a existência de relações entre a ocupação e distribuição das lianas e as características das árvores que são utilizadas como suporte (Janzen 1973, Putz 1984, Clark & Clark 1990, Buron *et al.* 1998, Chittibabu & Parthasarathy 2001, Nabe-Nielsen 2001, Pérez-Salicrup *et al.* 2001, Carsten *et al.* 2002, Rezende 2005, Malizia & Grau 2006, Reddy & Parthasarathy 2006, Campanello *et al.* 2007, Nesheim & Økland 2007).

Campanello *et al.* (2007), verificaram que espécies de árvores com baixa infestação de lianas tendem a ter caules longos e casca lisa. Por outro lado, as espécies com maior frequência de lianas eram relativamente pequenas com caules curtos, casca áspera e lenta taxa de crescimento.

Carsten *et al.* (2002), encontraram evidências de que o diâmetro da árvore, a rugosidade da casca, o tipo de escalada de lianas e o tipo de fruto de acolhimento contribuíram para uma maior infestação de lianas.

Muitos estudos relacionam também a maior proporção de infestação por lianas com o maior diâmetro arbóreo (Clark & Clark 1990, Buron *et al.* 1998, Chittibabu & Parthasarathy

2001, Nabe-Nielsen 2001, Perez-Salicrup *et al.* 2001, Carsten *et al.* 2002, Malizia & Grau 2003, Rezende 2005, Reddy & Parthasarathy 2006, Nesheim & Økland 2007). Alguns autores sugerem que essa relação é explicada pelo simples fato de que a probabilidade de colonização das lianas é constante ao longo do tempo, isso porque árvores com grandes diâmetros tendem a ser mais velhas, o que aumenta o tempo de exposição às lianas, conseqüentemente aumentando o acúmulo de lianas. (Alvira *et al.* 2004; Nesheim & Økland 2007). Outra possível explicação é que árvores com grandes diâmetros tendem a ter grandes copas, que estão expostas às lianas ao longo de um perímetro maior do que árvores com pequenas copas, com isso a probabilidade de infestação por lianas aumenta à medida que as árvores crescem (Alvira *et al.* 2004).

A altura do fuste é freqüentemente relacionada com a maior infestação por lianas (Buron *et al.* 1998, Campanello *et al.* 2007, Chittibabu & Parthasarathy 2001, Dias 2009), assim como a deciduidade (Dias 2009). A altura do fuste representa um local de ancoragem para a escalada das lianas, por isso árvores com elevada altura do fuste são menos infestadas por lianas. Já a perda estacional de folhas e a maior entrada de luz sob a copa dos indivíduos decíduos seriam fatores importantes para o recrutamento de indivíduos jovens de lianas abaixo da copa desses indivíduos. Assim, ao longo do tempo, árvores decíduas passariam a ter uma maior chance de serem infestadas por lianas (Dias 2009).

Por outro lado, características de árvores hospedeiras como crescimento rápido, troncos longos e flexíveis, folhas grandes, interação com insetos e espinhos são consideradas determinantes para uma baixa infestação (Janzen 1973, Putz 1984).

A presença de treliças (plantas hospedeiras jovens com ramos de pequenos diâmetros) também é um importante fator que limita o acesso de lianas para a copa e, tem sido sugerido,

que a sua disponibilidade influencia a distribuição das lianas dentro da floresta (Putz 1984). Árvores pequenas (treliças) estão positivamente relacionadas com uma maior infestação (Nabe-Nielsen 2001). A maior e a menor altura da treliça deverá promover e prevenir, respectivamente, a infestação do hospedeiro por lianas (Chittibabu & Parthasarathy 2001). Em locais em que há falta de um indivíduo arbóreo maior, tais lianas se instalam em árvores menores e permanecem por longo tempo até que esses indivíduos cresçam e possibilitam que elas alcancem o dossel de árvores maiores (Nabe-Nielsen 2001).

No entanto, mesmo sendo verificadas, em vários estudos, associações entre a infestação de árvores por lianas e as características arbóreas, alguns estudos não encontraram evidências dessas associações (Carse *et al.* 2000, Perez-Salicrup *et al.* 2001, Rezende 2005).

Segundo Hora (2004), a ocupação e distribuição das lianas, especialmente sobre os suportes, ocorrem sob uma variedade de fatores, mas sempre determinado por melhores condições de crescimento que garantam a busca de luz.

Considerando que as lianas, em sua maioria, são espécies heliófilas, a fragmentação florestal, condição marcante da Floresta Tropical, e o surgimento de clareiras, alteram muitos aspectos da estrutura da comunidade de lianas, favorecendo o aumento de sua diversidade e abundância (Laurance *et al.* 2001, Schnitzer & Bongers 2002). Com isso, sua abundância em florestas fragmentadas pode tornar-se extremamente elevada, afetando seriamente a estrutura e o funcionamento da floresta (Laurance *et al.* 2001).

Sucessão ecológica

A sucessão vegetal pode ser definida como um processo que envolve a substituição ordenada no decurso do tempo de uma comunidade vegetal por outra. As diferentes comunidades que sucedem uma a outra formam um estágio serial de sucessão (Budowski 1963). Esses estágios sucessionais podem ser chamados de pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax (Budowsky 1965). Essa substituição, de uma comunidade por outra, normalmente, implica mudanças na composição florística, na fisionomia e na estrutura das comunidades. Há dois tipos de sucessão, uma quando a área exposta não havia sido previamente influenciada por comunidades, onde a seqüência de espécies é denominada sucessão primária e outra, quando a vegetação de uma área foi parcial ou completamente removida, mas permanecem solos bem-desenvolvidos, com sementes e esporos, onde a seqüência de espécies que se sucede é chamada de sucessão secundária (BEGON 2007).

O produto final desse processo de sucessão, chamado clímax, é atingido quando a comunidade permanece relativamente estável, embora não estática e mudanças dificilmente ocorrem (Budowski 1963).

Algumas teorias foram formuladas para tentar explicar os processos que regem as comunidades alcançarem o clímax. Clements (1916 *apud* Begon 2007) defende a visão monoclímax, onde um clímax único irá predominar em uma dada região climática, sendo o ponto final de toda sucessão. Tansley (1939 *apud* Begon), não concordando que as plantas apresentavam um comportamento individualista e que sua distribuição seria fortuita resultando em formações vegetais não ordenadas, desenvolveu a teoria do policlímax, onde

vários clímax existiam em uma mesma região onde o clímax local poderia ser determinado por um fator ou combinação de fatores como clima, condições de solo, topografia e fogo.

Posteriormente, Whittaker (1953 *apud* Begon 2007), propôs sua hipótese de padrões de clímax, que consistia em uma continuidade de tipos de clímax, variando gradualmente ao longo de gradientes ambientais e não necessariamente separáveis em unidades discretas de clímaxes.

Uma floresta que parece ter atingido uma estrutura de comunidade estável quando estudada em uma escala de hectares, sempre será um mosaico de sucessões em miniatura (Begon 2007). Podemos reconhecer as florestas tropicais como mosaicos formados por retalhos de diferentes idades, tamanhos e composição de espécies, contendo pontos em diferentes estágios sucessionais, que mudam ao longo do tempo como resultado dos processos dinâmicos. (Kageyama 1987, Whitmore 1989).

Segundo Whitmore (1989), o dossel de uma floresta muda à medida que as árvores crescem e morrem e outras as substituem. Esse equilíbrio dinâmico pode ser subdividido em três fases de crescimento/desenvolvimento florestal: a fase de clareira, a fase de construção e a fase madura (Whitmore 1989, Gandolfi 2000).

No processo de regeneração essas manchas que compõem o mosaico florestal se substituíram dentro de uma seqüência pré-determinada, que começaria numa mancha de fase madura, onde a queda ou quebra de uma árvore do dossel, levaria ao surgimento de uma clareira (mancha de fase de clareira) (Gandolfi 2000). Com o passar do tempo, a clareira assim formada, seria preenchida por espécies arbustivo-arbóreas exigentes em luz, e na medida em que o seu interior fosse sendo sombreado, na fase de construção, pelo crescimento dessas árvores, haveria uma gradual substituição dessas espécies mais dependentes em luz,

por outras, mais tolerantes à sombra, chegando assim à fase madura (Gandolfi 2000, Whitmore 1989).

Como se pode perceber, esse processo de auto-perpetuação da comunidade florestal, se baseia na existência de diferentes ambientes dentro da floresta, nos quais estão presentes distintos regimes de luz que são explorados por grupos distintos de espécies que apresentam uma capacidade diferencial de sobreviver, e de se desenvolver nesses locais (Gandolfi 2000).

Nesse contexto, as espécies pioneiras e não-pioneiras apresentam dois grupos distintos de espécies ou categorias sucessionais dentro das florestas. As espécies pioneiras, cujas sementes podem germinar em clareiras abertas em plena luz solar incidente, crescem mais rapidamente, introduzindo assim o primeiro do dossel. Posteriormente, essas espécies são progressivamente substituídas por espécies não-pioneiras, que crescem mais lentamente e cujas sementes podem germinar sob um dossel de mata (embora, em alguns casos, também ao ar livre), e cujas plântulas são capazes de se estabelecerem na sombra da floresta. (Whitmore 1989).

A classificação das espécies em categorias sucessionais é ferramenta essencial para a compreensão da sucessão ecológica. Outra ferramenta utilizada para a compreensão da sucessão é a distribuição diamétrica. Uma população é classificada como clímax quando apresenta um domínio permanente do hábitat, possuindo uma série completa de indivíduos distribuídos em cada classe de diâmetro ou idade, para cada espécie. Entretanto, quando as classes de diâmetros apresentam interrupções, a espécie não pode ser considerada clímax no hábitat, pois seu ciclo de vida não está se completando (Daubenmire 1968).

A fim de auxiliar na compreensão e na identificação dos estágios sucessionais existentes em uma sucessão secundária, Budowski (1963, 1965, 1970) reuniu características representativas de cada estágio sucessional.

Os estágios iniciais de sucessão (pioneiro e secundário inicial) podem ser caracterizados, por exemplo, pela pequena variação de espécies, pela ausência de caules com grandes diâmetros, por apresentarem copas uniformes, pela falta de espécies dominantes, por possuírem indivíduos com rápido crescimento de diâmetro e altura e pelas sementes pequenas e dispersas pelo vento (Budowski 1963, 1965, 1970). Já os estágios avançados de sucessão (secundário tardio e clímax) são caracterizados por apresentarem, por exemplo, estratos densos e de difícil distinção, presença de espécies dominantes e frutas e sementes grandes dispersas por animais ou pela gravidade.

Entretanto, há uma grande dificuldade para distinguir comunidades no estágio secundário tardio e clímax de sucessão. Três características são citadas por Budowski (1970) para sanar essa deficiência. Uma das características é a deciduidade da maioria das árvores dominantes no estágio secundário tardio, mesmo em áreas com alta precipitação. As epífitas são consideradas como uma segunda característica importante, pois, em comunidades clímax elas possuem uma maior variação no tamanho, na forma e também possuem uma maior especialização na ocupação vertical da floresta. E, uma última característica para diferenciar comunidades em estágio secundário tardio ou clímax, são as lianas. Grandes lianas são encontradas em comunidades em estágio mais avançado de sucessão, porém, as lianas com diâmetros maiores do que 20 cm são, normalmente, restritas a florestas não perturbadas (clímax).

O Conama, através da Resolução n.10 de 1993, considera uma classificação distinta de Budowski (1963, 1965, 1970). Nela, os estágios secundários de sucessão são divididos em estágio inicial, médio e avançado de sucessão.

A vegetação com estágio inicial de sucessão possui a fisionomia herbácea/arbustiva de porte baixo, espécies lenhosas com distribuição diamétrica de pequena amplitude; diversidade

biológica variável com poucas espécies arbóreas ou arborescentes, podendo apresentar plântulas de espécies características de outros estágios; espécies pioneiras abundantes e ausência de subosque (Conama 1993). No entanto, a vegetação em estágio médio de sucessão possui a fisionomia arbórea e/ou arbustiva, predominando sobre a herbácea, cobertura arbórea, variando de aberta a fechada, com a ocorrência eventual de indivíduos emergentes e distribuição diamétrica apresentando amplitude moderada, com predomínio de pequenos diâmetros (Conama 1993).

Já quando a fisionomia arbórea, dominante sobre as demais, forma um dossel fechado e relativamente uniforme no porte, podendo apresentar árvores emergentes, apresentando também uma distribuição diamétrica de grande amplitude, uma diversidade biológica muito grande devido à complexidade estrutural e uma fisionomia semelhante à vegetação primária, com a presença de espécies dominantes, a vegetação pode ser considerada como uma vegetação em estágio avançado de sucessão (Conama 1993).

Contudo, vale ressaltar que a caracterização sucessional de fragmentos florestais é altamente recomendável, pois assim é possível obter um maior conhecimento sobre a dinâmica florestal e, com isso, disponibilizar importantes ferramentas para manejo e/ou conservação desses fragmentos.

CAPÍTULO 1

Caracterização, diversidade, estrutura e estágio sucessional da comunidade de árvores de uma Floresta Estacional Decidual no Sudeste do Brasil

ALIANE MARIA DE OLIVEIRA¹ e ANDRÉIA ALVES REZENDE²

¹ Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor, curso de Ciências Biológicas, Botânica. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Campus de Botucatu, Distrito de Rubião Júnior, s/n, 18.618-970 Botucatu, SP, Brasil. aliane_oliveira@hotmail.com.

² Universidade Estadual Paulista – Unesp, Departamento de Zoologia de Botânica, Rua Cristóvão Colombo, 2265, 15054-000 São José do Rio Preto, SP, Brasil.

ABSTRACT

Characterization, diversity, structure and successional stage of the tree community of a Seasonal Deciduous Forest in southeastern Brazil. Floristic composition, structure, diversity, and successional stage of a fragment forest have been analyzed in this study. The work was carried out Votuporanga, where the climate is considered Aw. Plot method was used (1 ha), sampling all trees ≥ 5 cm from HSD. We calculated the values of frequency, density and dominance (absolute and relative), index of importance value (IVI), the Shannon-Wiener diversity (H') and the equability (J'). The horizontal structure, the successional stage and the vegetation formation were analyzed. We sampled 1635 individuals and the richest families were Fabaceae (17), Myrtaceae (eight), Rubiaceae (eight) and Bignoniaceae (five). *Casearia gossypiosperma* Briq. was the species with the highest IVI. The Shannon-Wiener diversity (H') was $2.87 \text{ nats.individual}^{-1}$ and the equability (J') was 0.66. It was observed that 93% of the trees individuals had diameters between 1 and 20 cm. Pioneers trees represent 55% of samples. The prevalence of individuals with deciduous leaf phenology (79%) determined the classification of the fragment as a Deciduous Seasonal Forest. Thus, this work enabled the identification an area of deciduous seasonal forest in the northwest of the state and offered essential knowledge about the flora, the forest structure and the ecology of deciduous forests in the State of São Paulo.

Key words: Conservation; Northwest of São Paulo; Plant diversity; Species richness.

RESUMO

Caracterização, diversidade, estrutura e estágio sucessional da comunidade de árvores de uma Floresta Estacional Decidual no Sudeste do Brasil. A composição florística, a estrutura, a diversidade e o estágio sucessional de um fragmento de floresta foram analisados nesse estudo. O trabalho foi desenvolvido no município de Votuporanga, onde o clima é considerado Aw. Foi utilizado o método de parcelas (1 ha), amostrando todos os indivíduos arbóreos com $DAS \geq 5$ cm. Foram calculados os valores de frequência, densidade e dominância (absolutos e relativos), índice de valor de importância (IVI) e os índices de Shannon-Wiener (H') e Equabilidade (J'). A estrutura horizontal, o estágio sucessional e a formação vegetacional foram analisados. Foram amostrados 1635 indivíduos e as famílias mais ricas foram Fabaceae (17), Myrtaceae (oito), Rubiaceae (oito) e Bignoniaceae (cinco). *Casearia gossypiosperma* Briq. foi a espécie com o maior IVI. O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') foi $2,87 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$ e a equabilidade (J') foi 0,66. Observou-se que 93% dos indivíduos arbóreos apresentaram diâmetros entre 1 e 20 cm. Árvores pioneiras compõem 55% dos indivíduos amostrados. A predominância de indivíduos com fenologia foliar decídua (79%) determinou a classificação do fragmento como Floresta Estacional Decidual. Assim, com este trabalho foi possível identificar uma área de Floresta Estacional Decidual no noroeste do estado e oferecer conhecimento, que são essenciais, sobre a flora, a estrutura florestal e o comportamento ecológico de Florestas Estacionais Deciduais no Estado de São Paulo.

Palavras-chave: Conservação; Diversidade vegetal; Noroeste paulista; Riqueza de espécies.

INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta a maior diversidade biológica, abrigando entre 15 e 20% do número total de espécies do planeta, e uma expressiva diversidade de ecossistemas florestais (Joly *et al.* 2008). No entanto, a dimensão exata dessa riqueza provavelmente jamais será conhecida, principalmente em função da fragmentação de *habitat* (Joly *et al.* 2008), considerando o ritmo acelerado e alarmante em que o desmatamento nos trópicos está ocorrendo (Turner & Corlett 1996, Wilson 1988).

A Mata Atlântica, que se insere nessa expressiva diversidade de ecossistemas florestais, possui sua distribuição extremamente degradada e encontra-se reduzida a manchas disjuntas, com a maioria de seus fragmentos cobrindo áreas menores do que 50 ha (Leitão-Filho 1987, Ribeiro *et al.* 2009). Devido à sua riqueza biológica e níveis de ameaça, foi considerada como um dos 25 “hotspots” mundiais, sendo uma das prioridades para a conservação de biodiversidade de todo mundo (Myers *et al.* 2000).

No noroeste do Estado de São Paulo é possível encontrar fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais, de Cerrado e também fragmentos que se localizam em regiões de transição entre a Floresta Estacional e o Cerrado, como o fragmento do presente estudo (IBGE 1992).

Segundo IBGE (1992), a Floresta Estacional Semidecidual possui dupla estacionalidade climática, com época de intensas chuvas no verão, seguida por estiagem acentuada no inverno e apresenta entre 20 e 50% de suas árvores caducifólias. Já a Floresta Estacional Decidual, com duas estações climáticas bem demarcadas, uma chuvosa seguida por

um longo período biologicamente seco, possui mais de 50% dos indivíduos despídos de folhagem no período seco. (IBGE 1992).

No Brasil, ocorrências localizadas de Florestas Estacionais Deciduais pontuam tanto em formações savânicas de Cerrado e Caatinga, das regiões Centro-Oeste e Nordeste, quanto em formações florestais sempre verdes da Floresta Amazônica, na região Norte, e da Atlântica, na região Sul do país, estando assim associadas a tipos fitofisionômicos variáveis em regime de estacionalidade, volume de precipitação, temperatura, topografia e características físicas e químicas dos solos (Scariot & Sevilha 2005).

No Estado de São Paulo, as informações sobre Florestas Estacionais Deciduais são restritas, tendo sido realizado apenas o de Ivanauskas & Rodrigues (2000), que apresentou a estrutura e a composição florística de dois remanescentes de Floresta Estacional Decidual no município de Piracicaba. Alguns estudos nessas florestas também foram realizados em Minas Gerais, por Ivizi & Araujo (1997) e Oliveira Filho *et al.* (1998), no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, por Ratter *et al.* (1988) e Prado (1991).

No noroeste do Estado de São Paulo, região do presente estudo, não há estudos sobre a diversidade e estrutura dos remanescentes florestais da região. Foram realizados estudos por Stranghetti & Ranga (1998), onde foram levantadas as espécies vasculares da Estação Ecológica de Paulo de Faria e por Rezende (2005), Rezende & Ranga (2005) e Rezende *et al.* (2007), onde foram estudadas as espécies de lianas.

Embora se tenha menosprezado a importância das pequenas reservas, que em muitos casos representam a maior parte dos remanescentes de florestas naturais, são os fragmentos florestais, predominantemente pequenos, localizados em propriedades particulares, abandonados e sujeitos a toda sorte de perturbações, que se tornarão o último refúgio de muitas espécies da Floresta Tropical que estão à beira da extinção (Viana *et al.* 1992).

A importância relativa dos fragmentos florestais na composição da cobertura florestal das paisagens intensamente cultivadas e a biodiversidade residente nestes permitem defini-los como elementos chave para a recuperação qualitativa destas paisagens visando à sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida (Viana & Pinheiro 1998).

Com isso e dada a falta de conhecimento sobre a flora da região noroeste do Estado de São Paulo e a importância dos remanescentes florestais para a manutenção da biodiversidade, esse trabalho levantou a riqueza de espécies arbóreas, avaliou a estrutura e o estágio sucessional de um remanescente florestal no noroeste paulista com o objetivo de caracterizar sua formação florestal, uma vez que o fragmento estudado encontra-se em uma região de transição (IBGE 1992).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo - Este estudo é parte do projeto temático “Fauna e Flora de fragmentos florestais remanescentes no Noroeste Paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (processo nº 2004/04820-3, Biota/Fapesp), cujo objetivo foi inventariar a fauna e flora do noroeste paulista. A área selecionada para o presente estudo é uma das 18 amostradas pelo projeto ao qual esse trabalho está vinculado.

O trabalho foi desenvolvido no município de Votuporanga, no noroeste paulista, em um fragmento remanescente de floresta localizado na Fazenda Primavera (20°30’52’’S 50°05’12’’W), com cerca de 112 ha. A vegetação da região é caracterizada pela grande

quantidade de pequenos fragmentos isolados (SMA/IF 2005), sendo classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE 1992).

O clima da região noroeste paulista é sazonal, considerado Aw de acordo com a classificação de Köppen (1948), apresentando uma estação quente e úmida, entre outubro e março, que recebe 85% da precipitação pluviométrica anual e uma pronunciada estação seca, que recebe apenas 15% da precipitação total anual. O tipo de solo predominante enquadra-se na categoria argissolo vermelho-amarelo (EMBRAPA 1999) (FIGURA 1).

A equipe do projeto temático supracitado, analisando dados de foto-interpretação, através da utilização de parâmetros fotográficos como cor, textura ou granulidade, estrutura e aspectos relacionados, passíveis de serem obtidos a partir de interpretação visual em tela de computador, definiu que 55% da cobertura vegetal do fragmento estudado encontra-se em estágio médio de sucessão (Necchi Júnior. no prelo) (FIGURA 2).

Durante a coleta de dados foi possível observar indícios de perturbação dentro do fragmento como extração de madeira (FIGURA 3), penetração de gado e queimadas. Atualmente, o fragmento é circundado por cultura de cana-de-açúcar e, anterior a essa cultura era rodeado por pastagens.

Procedimento amostral – Para a amostragem dos indivíduos de árvores foi utilizado o método de parcelas (Müller-Dombois & Ellenberg 1974). Os dados foram coletados em 100 parcelas de 10 x 10 m, totalizando uma área amostral de 1 ha. As parcelas foram distribuídas, de forma sistemática, ao longo de cinco transecções equidistantes 100 m entre si, em 5 blocos de 20 x 20 m, subdivididos em 4 sub-parcelas, em cada transecto (FIGURA 4).

Foram incluídos na amostragem todos os indivíduos arbóreos com DAS (diâmetro à altura do solo) ≥ 5 cm, sendo medida sua circunferência à 1,30 m do solo. Os indivíduos que possuíam fuste ramificado tiveram a medida obtida de cada ramo, onde a área basal desses indivíduos foi observada pela soma das áreas basais de cada ramo. A altura dos espécimes foi estimada com auxílio de uma vara de 6 m de comprimento e o perímetro dos indivíduos foi medido com fita métrica.

Descrição e análise de dados – Os indivíduos arbóreos amostrados nas parcelas foram coletados em fase reprodutiva e/ou vegetativa e a identificação do material botânico foi realizada em campo e/ou conferida por comparações com materiais depositados no Herbário SJRP do Departamento de Zoologia e Botânica do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da UNESP de São José do Rio Preto, São Paulo, pela consulta à bibliografia especializada e, quando necessário, os materiais foram enviados a especialistas. O material botânico foi depositado no herbário SJRP e as duplicatas serão doadas para o herbário BOTU do Instituto de Biociências de Botucatu da UNESP de Botucatu, São Paulo.

A composição florística das espécies arbóreas foi definida com base na identificação das espécies amostradas em cada parcela. Para a listagem de famílias foi adotado o sistema de classificação APG II (2003). A verificação das sinonímias botânicas e a autoria das espécies foram feitas por meio de consultas aos bancos de dados W3 Tropicos do Missouri Botanical Garden (<http://www.tropicos.org/>) e da Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza *et al* 2010).

Descrição da estrutura da comunidade arbórea - Foram calculados os parâmetros fitossociológicos de frequência absoluta e relativa, densidade absoluta e relativa, dominância e índice de valor de importância (IVI) segundo Müeller-Dombois & Ellenberg (1974). Também foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice de equabilidade de Pielou ($J = H'/\ln S$) segundo Magurran (1988).

Para a análise da estrutura horizontal da floresta elaborou-se a distribuição de frequência de classes de diâmetro, em intervalos de 5 cm, que foram analisadas a partir da construção de um histograma de frequência (Spiegel 1977). Essa análise foi realizada para todos os indivíduos amostrados e, separadamente, para as 10 espécies que apresentaram maior IVI.

Para analisar a estrutura vertical, elaborou-se a distribuição de frequência das classes de altura, com intervalo de 1 cm, que foram analisadas a partir da construção de um histograma de frequência. Para esta análise foram consideradas as alturas totais dos indivíduos amostrados e para a determinação do número mínimo de classes, bem como sua amplitude, utilizou-se a fórmula proposta por Spiegel (1977), apresentada a seguir:

$$NC = 1 + 3,3 \log(n); IC = \frac{A}{NC}, \text{ sendo que}$$

NC = número de classes;

n = número de indivíduos;

IC = intervalo de classe; e

A = amplitude de classe (altura máxima – altura mínima)

Para verificar o estágio sucessional da comunidade amostrada, as espécies de árvores foram classificadas como pioneiras e não pioneiras (Swaine & Whitmore 1988), com base nas

observações de campo e através de consultas às bibliografias especializadas, considerando, os artigos com levantamento de espécies e sua classificação sucessional como, Gandolfi (1991, 2000), Gandolfi *et al.* (1995) e Lorenzi (1992, 1998, 2009).

As árvores foram caracterizadas quanto sua fenologia foliar a partir de observações de campo e consultas bibliográficas, de acordo com o proposto por Morellato *et al.* (1989), que consideram espécies decíduas aquelas cuja queda das folhas se concentra em uma determinada época do ano, ficando durante um período variável sem folhas; espécies semidecíduas aquelas que possuem um período de maior intensidade de queda das folhas, porém nunca ficando totalmente sem folhas e espécies perenes aquelas que não apresentam queda de folhas concentrada em uma determinada época do ano, ficando sempre verdes.

RESULTADOS

No fragmento florestal estudado, considerando todos os indivíduos com DAS ≥ 5 cm, foram registradas 75 espécies, 56 gêneros e 28 famílias (Tabela 1). Somente 0,7% indivíduos estão identificados em nível de gênero. As famílias que apresentaram maior riqueza de espécies foram Fabaceae (17), Myrtaceae (oito), Rubiaceae (oito) e Bignoniaceae (cinco), representando 51% das espécies amostradas. Já as que apresentaram o maior número de indivíduos foram Salicaceae (573), Bignoniaceae (197) e Fabaceae (195). Os gêneros que apresentaram o maior número de espécie foram *Eugenia* (quatro), *Anadenanthera* (três), *Aspidosperma* (três), *Bauhinia* (três) e *Erythroxylum* (três), sendo os demais gêneros representados por uma ou duas espécies. Cinco espécies, *Casearia gossypiosperma* Briq. (570), *Terminalia glabrescens* Mart. (153), *Handroanthus impetiginosus* Mattos (100),

Myracrodruon urundeuva Allemão (89) e *Alibertia edulis* (Rich.) A. Rich. ex DC. (79), contribuíram com 61% do total de indivíduos amostrados, enquanto 15 espécies foram representadas somente por um indivíduo (Tabela 1).

Quanto a deciduidade das espécies, 60% são decíduas, 27% são semidecíduas e 13% são perenifólias. Quando se considera o número de indivíduos, 79% apresentam a fenologia foliar decídua, 11% a semidecídua e 10% a perenifólia. Quanto à caracterização sucessional, 35% das espécies são pioneiras e 65% não pioneiras. Considerando os indivíduos 55% são de espécies pioneiras e 45% de não pioneiras. .

A densidade total de indivíduos foi de 1635 indivíduos.ha⁻¹ e a área basal foi de 20,91 m² ha⁻¹. O diâmetro e a altura média dos indivíduos foram iguais a 10,6 cm e 8 m, respectivamente. O índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') foi de 2,87 nats.indivíduo⁻¹ e a equabilidade (J) foi de 0,66.

A espécie que apresentou o maior índice de valor de importância (IVI) foi *Casearia gossypiosperma* (66,47), acompanhada por *Terminalia glabrescens* (26,5), *Handroanthus impetiginosus* (25,27), *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul (22,06) e *Myracrodruon urundeuva* (21,9), representando juntas 54% do IVI total. *Casearia gossypiosperma* apresentou a maior densidade (35%) e dominância (21%), devido ao grande número de indivíduos (570). *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* não apresentou alta densidade, com 46 indivíduos, mas se destacou pelo elevado valor da área basal, possuindo 15% da área basal total. Algumas espécies, tais como *Tabebuia roseoalba* (Ridl.) Sandwith e *Alibertia edulis* estão entre as espécies com maior valor de importância devido aos altos valores de frequência (Tabela 2).

A distribuição dos indivíduos no espaço vertical (FIGURA 5) indicou que a maior concentração de indivíduos (81%) possui altura menor a 10 m. Cerca de 50% dos indivíduos apresentaram altura menor do que 7m. Os indivíduos acima dos 10 m contribuíram apenas com, aproximadamente, 19% dos indivíduos amostrados, não constituindo um dossel fechado. Apenas cerca de 1% dos indivíduos amostrados são considerados emergentes, apresentando altura maior do que 20m.

Considerando a área basal, os indivíduos com altura entre 6 e 13 m correspondem a 63% da ABT (Área basal total) e os indivíduos acima dos 20 m contribuem apenas com cerca de 8% da ABT (FIGURA 6).

A distribuição diamétrica dos indivíduos amostrados apresentou uma diminuição de frequência das menores para as maiores classes, apresentando assim um padrão de J invertido (FIGURA 7). A menor classe diamétrica (1 a 5 cm) apresentou apenas 19% dos indivíduos, representados por 46 espécies.

Observou-se que 93% dos indivíduos arbóreos amostrados apresentaram diâmetros entre 1 e 20 cm (FIGURA 7) e foram representados principalmente pelas espécies *Casearia gossypiosperma* (37%), *Terminalia glabrescens* (9%), *Alibertia edulis* (5%) e *Handroanthus impetiginosus* (5%). Desses, mais da metade do total de indivíduos (52%) apresentam diâmetros entre 6 e 10 cm onde, nessa classe diamétrica, a espécie mais abundante é *Casearia gossypiosperma*, com 39% dos indivíduos.

Apenas 18 indivíduos apresentaram diâmetro maior que 41 cm (FIGURA 7), representados pelas espécies *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (nove), *Myracrodruon urundeuva* (três), *Handroanthus impetiginosus* (dois) *Hymenaea stigonocarpa* (dois), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (um), *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. &

Hook. f. ex S. Moore (um). Desses indivíduos, apenas três, representados pelas espécies *Handroanthus impetiginosus*, *Anadenanthera colubrina* e *Hymenaea stigonocarpa*, possuíam altura maior de que 20 m e 10 indivíduos (56%) possuem altura maior de que 15 m, sendo representados pelas espécies *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (três), *Handroanthus impetiginosus* (dois), *Hymenaea stigonocarpa* (dois), *Myracrodruon urundeuva* (dois) e *Anadenanthera colubrina* (um).

Analisando a distribuição diamétrica das cinco espécies com maior valor de importância verificou-se que quatro espécies seguem o mesmo padrão de J invertido encontrado no fragmento (FIGURA 8), tendo apenas *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* com uma distribuição desbalanceada nas classes diamétricas. *Casearia gossypiosperma* não apresenta indivíduos com diâmetros maiores do que 26cm e a espécie *Terminalia glabrescens* não possui indivíduos com diâmetros maiores do que 41cm. Já *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* possui 43% dos indivíduos nas classes de diâmetros entre 16 e 30 cm e 20% dos indivíduos possui diâmetros maiores do que 41cm. As espécies *Handroanthus impetiginosus* e *Myracrodruon urundeuva* possuem indivíduos em todas as classes de diâmetro, porém com uma diminuição de indivíduos nas classes de diâmetros maiores (FIGURA 8).

DISCUSSÃO

O fragmento estudado foi classificado como Floresta Estacional Decidual, pois, de acordo com a classificação da vegetação proposta pelo IBGE (1992), esse tipo de floresta apresenta mais de 50% dos indivíduos com fenologia foliar decídua e se encontra distribuída

em regiões com solo eutrófico. A diferença fisionômica desta formação em relação à dominante na região (Floresta Estacional Semidecidual) é evidente, já que as espécies e os indivíduos com fenologia foliar decídua representaram 60% das espécies e 79% do total dos indivíduos amostrados.

A riqueza de espécies amostrada (77) está de acordo com o esperado para as Florestas Decíduas. Gentry (1995) menciona que as Florestas Deciduais são pobres em espécies, com cerca de 50-70 espécies, quando comparadas às Florestas Úmidas sempre-verdes (100-150 espécies) e as Florestas Pluviais (200-250 espécies).

Almeida & Machado (2007), com a finalidade de se obter uma relação das espécies que melhor representam as diferentes formações de Floresta Estacional Decidual no Brasil, analisaram 21 áreas e as separaram em quatro grandes áreas. O primeiro grupo foi formado por sete áreas localizados na região Nordeste, nos estados de PB, PE e RN, o segundo grupo, também por sete áreas na região Centro-Leste, abrangendo os estados de MG, GO e SP, o terceiro grupo foi formado por três áreas no RS e o quarto grupo foi formado por quatro áreas no MS, na região de Corumbá. Na região Centro-Leste, entre as espécies consideradas como indicadoras encontravam-se *Tabebuia roseo-alba* (Ridl) Sandwith, *Eugenia florida* DC., *Rhamnidium elaeocarpum* Reissek, *Simira sampaiona* (Standl.) Steyrm., *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Sweetia fruticosa* Spreng., *Trichilia catigua* A.Juss. e *Tabebuia roseo-alba* (Ridl) Sandwith, espécies essas relacionadas também nesse estudo.

As famílias Fabaceae, Myrtaceae, Rubiaceae e Bignoniaceae foram as mais ricas em espécies, sendo inclusas também em estudos realizados em Florestas Estacionais Deciduais como, em Corumbá, no MS (Lima 2006) e em Piracicaba, em SP (Ivanauskas & Rodrigues 2000). Entretanto, essas famílias também são bem representadas em Florestas Estacionais Semidecíduais.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener ($H' = 2,87 \text{ nats.indivíduos}^{-1}$) e a equabilidade ($J = 0,6$) encontrados nesse estudo foram similares aos encontrados em Florestas Estacionais Deciduais no triângulo mineiro ($H' = 2,76 \text{ nats.indivíduos}^{-1}$ e $2,59 \text{ nats.indivíduos}^{-1}$, $J = 0,66$ – Siqueira 2007), em Floresta Estacional Decidual em Piracicaba ($H' = 3,0 \text{ nats.indivíduos}^{-1}$, $J = 0,7$ - Ivanauskas & Rodrigues 2000) e em uma Floresta Estacional Semidecidual em Paulo de Faria ($H' = 2,98 \text{ nats.indivíduos}^{-1}$, $J = 0,78$ – Rezende *et al.* 2007).

Neste fragmento, pode-se considerar que a diversidade foi mediana, já que o intervalo de equabilidade (J) varia de 0 a 1 e, quanto mais próximo de 1, maior a diversidade do fragmento. A alta abundância de algumas espécies faz com que a diversidade seja menor e, na área estudada, *Casseearia gossypiosperma* foi a espécie com maior IVI e a mais abundante, com 35% dos indivíduos amostrados. Segundo Brower & Zar (1977), uma comunidade tem alta diversidade se muitas espécies igualmente abundantes estiverem presentes. Por outro lado, se a comunidade é composta por poucas espécies, ou se apenas poucas espécies são abundantes, a diversidade é baixa. Alta diversidade indica uma comunidade complexa, pois uma variedade de espécies permite uma maior variedade de interações.

O fragmento estudado encontra-se em uma região altamente fragmentada e, além disso, sofreu distúrbios antrópicos como extração seletiva de madeira, queimadas e caça. Este fato é corroborado pela distribuição das espécies e seus indivíduos em grupos ecológicos. Apesar dos resultados indicarem uma maior riqueza das espécies não pioneiras (65% do total de espécies), observou-se uma predominância dos indivíduos das espécies pioneiras, que somaram, aproximadamente, 55% do total de indivíduos. Esta elevada densidade de espécies de grupos sucessionais iniciais vem sendo apontada como uma característica de matas perturbadas, visto que em florestas tropicais maduras estes grupos tendem a ocorrer em baixas densidades (Hubbel *et al.* 1999). O alto número de espécies pioneiras pode indicar que o

fragmento sofreu perturbação, isso porque espécies pioneiras necessitam de luz para que suas sementes germinem e, essa luz, é mais freqüente em clareiras ou em bordas da floresta.

Entretanto, a grande quantidade de indivíduos pioneiros pode ser uma característica do fragmento e não um indício de perturbação. De acordo com Gandolfi (2000), as árvores do dossel funcionariam como “filtros de biodiversidade” determinando, devido condições abióticas, a composição e a estrutura da comunidade de plantas que se desenvolveriam sobre a projeção das suas copas. A área abaixo da copa de árvores decíduas é sombreada durante a maior parte do ano e, durante um período menor, quando as árvores perdem suas folhas, essa área, outrora sombreada, assemelha-se a uma situação de clareira (Gandolfi 2000). Assim, devido à deciduidade das copas, o aumento de luz estacional no sub-bosque poderia estar promovendo o maior recrutamento de determinadas espécies.

Os resultados das distribuições nas classes de altura indicam uma possível estratificação, com um estrato intermediário, mais fechado em termos de cobertura de copas, constituído por indivíduos com altura menor do que 10 m e outro superior, com indivíduos maiores do que 10 m de altura, mais aberto em relação à cobertura de copas. Tais resultados confirmam a impressão visual de um dossel aberto e um sub-dossel denso e fechado. Além disso, os resultados mostraram que a floresta é baixa, com grande proporção de indivíduos nas classes de alturas menores, com raros indivíduos emergentes e com uma menor área basal na classe dos indivíduos mais altos. Isso pode indicar que houve grandes aberturas no dossel, propiciando assim maior incidência de luz no solo, o que possibilita um ambiente favorável para indivíduos pioneiros.

A freqüência das árvores nas classes de diâmetro apresentou a forma esperada de J invertido. Segundo Martins (1993), populações em equilíbrio apresentam histogramas de freqüência de classes de diâmetro como uma série geométrica decrescente. No entanto, há um

excesso de classes baixas em detrimento das médias, o que pode indicar que a maioria dos indivíduos estão em crescimento. Entretanto, as interrupções nas classes de diâmetro mais elevadas indicam que o crescimento não é contínuo, o que pode indicar um abate seletivo de indivíduos grandes. (Martins 1993).

Dentre as cinco espécies com maior IVI, *Casearia gossypiosperma*, *Terminalia glabrescens*, *Handroanthus impetiginosus* e *Myracrodouon urundeuva*, apresentam o mesmo padrão encontrado no fragmento, com a maioria dos indivíduos na menor classe de diâmetro e também com interrupções nas classes de diâmetros maiores, indicando que, possivelmente, a maioria dos indivíduos são jovens e estão em crescimento. Já a espécie *Anadenanthera colubrina* var. *cebil*, apresentando uma distribuição acentuadamente desbalanceada pode estar encontrando dificuldades para se estabelecer no fragmento ou, por apresentar uma baixa de indivíduos nas classes médias, seguidas de um aumento nas classes diamétricas maiores, pode indicar um abate seletivo dos indivíduos.

Assim, com esse estudo, foi possível aumentar o pouco conhecimento existente sobre Florestas Estacionais Deciduais no Estado de São Paulo, fornecendo assim conhecimento sobre a flora, a estrutura e a diversidade dessas formações. Além disso, foi possível observar a necessidade de estudos mais detalhados sobre o estágio sucessional dos fragmentos florestais, principalmente em Florestas Estacionais Deciduais, onde a porcentagem de indivíduos pioneiros pode ser uma consequência da grande quantidade de indivíduos decíduos.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, H.S. & MACHADO, E.L.M. 2007. Espécies Indicadoras do Componente Arbóreo em Comunidades de Floresta Estacional Decídua Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, p. 654-656.

APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Botanical Journal of Linnean Society, v. 141, p. 399-436.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. 1977. Species diversity. *In* Field and laboratory manual of general ecology. W.C.B. Company Publishers, p. 136-142.

EMBRAPA – CNPS. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro.

FORZZA, R.C.; LEITMAN, P.M.; COSTA, A.F.; CARVALHO JR., A.A.; PEIXOTO, A.L.; WALTER, B.M.T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D.P.; LLERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H.C.; PRADO, J.; STEHMANN, J.R.; BAUMGRATZ, J.F.A.; PIRANI, J.R.; SYLVESTRE, L.; MAIA, L.C.; LOHMANN, L.G.; QUEIROZ, L.P.; SILVEIRA, M.; COELHO, M.N.; MAMEDE, M.C.; BASTOS, M.N.C.; MORIM, M.P.; BARBOSA, M.R.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T.B.; SOUZA, V.C. 2010.

Introdução. *In* Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/> (acesso em 15/12/2010).

GANDOLFI, S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma Floresta residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo. Município de Garulhos, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GANDOLFI, S., LEITÃO FILHO, H.F., BEZERRA, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista brasileira de biologia*, v.55, n.4, p. 753 - 767.

HUBBEL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WECHSLER, B.; WRIGHT, S.J., LAO, S.L. 1999. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, v.283, p 554-557.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IVANAUSKAS, N.M. & RODRIGUES, R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Botânica*, São Paulo, v.23, n.3, p.291-304.

IVIZI, L. & ARAUJO, G.M. 1997. Fenologia de 14 espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Decídua no município de Uberlândia, MG. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, v.40, p. 883-892.

JOLY, C.A.; CASATTI L.; BRITO, M.C.W.; MENEZES, N.A.; RODRIGUES, R.R.; BOLZANI, V.S. 2008. Histórico do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade. *In Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica, FAPESP, SEMA, p. 44-55.

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica. México.

LEITÃO FILHO, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas trópicas e subtropicais do Brasil. *IPEF*, n.45, p.41-46.

LIMA, M.S. 2006 Aspectos estruturais e fenológicos da comunidade arbórea em remanescentes de Floresta Decídua em Corumbá, MS, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande.

LORENZI, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivos de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa. São Paulo. Instituto Plantarum. 360p.

LORENZI, H. 2009. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa. São Paulo. Instituto Plantarum. 384p.

LORENZI, H. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa. São Paulo. Instituto Plantarum. 352p.

MAGURRAN, A. E. 1988. Ecology diversity and its measurement. Princeton, Princeton University Press, 179 p.

MARTINS, F.R. 1993. Estrutura de uma Floresta Mesófila. 246p.

MORELLATO, L.P.C., RODRIGUES, R.R., LEITÃO FILHO, H.F., JOLY, C.A. 1989. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japí, Jundiaí, São Paulo. Revista Brasileira de Botânica, v.12, p.85-98.

MÜLLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, John Wiley.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858.

NECCHI JUNIOR, O. No prelo. Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do Estado de São Paulo.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica*, v.30, p.362-375.

PRADO, D.E. 1991. A critical evolution of the floristic links between chaco and caatingas vegetation in South America. Thesis, University of St. Andrews, Scotland.

RATTER, J.A., POTT, A., POTT, V.J., CUNHA, C.N., ARIDASAN, M. 1988. Observations on woody vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil. *Notes from the Royal Botanical Garden Edinburgh*, v. 45, p. 503-525.

REZENDE, A.A. & RANGA, N.T. 2005. Lianas da estação ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, São Paulo, v.19, n.2.

REZENDE, A.A. 2005. Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

REZENDE, A.A., RANGA, N.T., PEREIRA, R.A.S. 2007. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo, Revista brasileira de Botânica, v.30, n.3.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p 1141–1153.

SCARIOT, A. & SEVILHA, A.C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. *In CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação* (SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J. C., FELFILI, J. M., orgs.). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.119-139.

SIQUEIRA, A.S. 2007. Florística, fitossociologia e caracteres edáficos de duas Florestas Estacionais Deciduais no Triângulo Mineiro. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia.

SMA/IF (Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal). 2005. Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 200 p.

SPIEGEL, M.R. 1977. Estatística. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 580p.

STRANGHETTI, V. & RANGA, N.T. 1998. Levantamento florístico das espécies vasculares de uma floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP. Revista Brasileira de Botânica, v. 21, n.3, p. 289-298.

SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Vegetatio, Dordrecht, v.75, p. 81-86.

TROPICOS.ORG. MISSOURI BOTANICAL GARDEN. <http://www.tropicos.org> (acesso em 15/12/2010)

TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragment of lowland tropical rain forest. Trends in Ecology & Evolution, v.11, p. 330-333.

WILSON, E.O. 1988. **Biodiversity**. Washington, D.C., National Academy Press. http://books.nap.edu/openbook.php?record_id=989&page=120 (acesso em 5/12/2010).

TABELAS

Tabela 1. Lista florística com a categoria sucessional e a fenologia foliar das espécies arbóreas de um fragmento de Floresta Estacional Decidual, localizado no município de Votuporanga, SP.

Família	Espécie	Categoria sucessional	Fenologia foliar
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Não pioneira	Decídua
	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	Pioneira	Semidecídua
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Não pioneira	Decídua
Annonaceae	<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	Não pioneira	Semidecídua
Apocynaceae	<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F. Blake ex Pittier	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	Não pioneira	Decídua
	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Não pioneira	Decídua
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	Não pioneira	Decídua
	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Não pioneira	Decídua
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Pioneira	Decídua
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	Não pioneira	Decídua
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Não pioneira	Decídua
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Não pioneira	Perenifólia
Cannabaceae	<i>Celtis pubescens</i> Spreng.	Pioneira	Semidecídua
Celastraceae	<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	Não pioneira	Semidecídua
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Pioneira	Decídua
	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Pioneira	Decídua

(cont.)

Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Não pioneira	Decídua
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Pioneira	Decídua
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	Não pioneira	Decídua
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Não pioneira	Decídua
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Pioneira	Decídua
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Pioneira	Decídua
	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	Pioneira	Decídua
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pioneira	Decídua
	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Não pioneira	Decídua
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. Ex Hayne	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Pioneira	Semidecídua
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Pioneira	Decídua
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Pioneira	Semidecídua
	<i>Senegalia</i> Raf. sp	Pioneira	Semidecídua
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Pioneira	Decídua
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Não pioneira	Decídua

(cont.)

Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Não pioneira	Decídua
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Pioneira	Perenifólia
	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Pioneira	Decídua
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	Pioneira	Semidecídua
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	Não pioneira	Perenifólia
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Não pioneira	Perenifólia
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Não pioneira	Decídua
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	Não pioneira	Perenifólia
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Não pioneira	Decídua
	<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	Não pioneira	Perenifólia
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Pioneira	Decídua
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Não pioneira	Decídua
	<i>Myrtaceae</i> sp1	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	Não pioneira	Perenifólia
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	Não pioneira	Decídua
Phyllanthaceae	<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	Não pioneira	Decídua
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Pioneira	Decídua
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	Não pioneira	Decídua
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Não pioneira	Decídua
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	Não pioneira	Perenifólia

(cont.)

	<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.	Não pioneira	Perenifólia
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	Não pioneira	Semidecídua
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Não pioneira	Decídua
	<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Não pioneira	Perenifólia
	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerem.	Não pioneira	Decídua
Rutaceae	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Não pioneira	Decídua
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Pioneira	Decídua
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Pioneira	Decídua
Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Pioneira	Decídua
	<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Pioneira	Decídua
Sapotaceae	<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Não pioneira	Decídua
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Pioneira	Decídua
Vockysiaceae	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	Não pioneira	Decídua
	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Pioneira	Decídua

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas no fragmento de Floresta Estacional Decidual, localizado no município de Votuporanga, SP, onde: IVI (índice do valor de importância), DA (densidade absoluta), DR (densidade relativa), FA (frequência absoluta), FR (frequência relativa), DoA (dominância absoluta) e DoR (dominância relativa).

Espécie	IVI	DA (ind/ha)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m².ha⁻¹)	DoR (%)
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	66,473	570	34,862	82	10,904	4,331	20,706
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	26,504	153	9,358	56	7,447	2,029	9,700
<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	25,275	100	6,116	60	7,979	2,338	11,180
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	22,062	46	2,813	31	4,122	3,164	15,126
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	21,901	89	5,443	45	5,984	2,191	10,473
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	12,224	61	3,731	35	4,654	0,803	3,839
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	11,437	79	4,832	40	5,319	0,269	1,286
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	6,767	45	2,752	22	2,926	0,228	1,089
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	6,559	34	2,080	26	3,457	0,214	1,022
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. Ex Hayne	6,446	15	0,917	12	1,596	0,823	3,933
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	6,366	24	1,468	17	2,261	0,552	2,637
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	6,301	38	2,324	23	3,059	0,192	0,918
<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied.	4,612	21	1,284	17	2,261	0,223	1,067
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	4,195	19	1,162	18	2,394	0,134	0,639
<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	4,079	21	1,284	17	2,261	0,112	0,534

(cont.)

<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	3,739	22	1,346	15	1,995	0,083	0,399
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	3,490	16	0,979	12	1,596	0,192	0,916
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	3,260	6	0,367	6	0,798	0,438	2,095
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	3,174	12	0,734	10	1,330	0,232	1,110
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	2,787	14	0,856	12	1,596	0,070	0,335
<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	2,647	14	0,856	11	1,463	0,069	0,328
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F. Blake ex Pittier	2,266	11	0,673	9	1,197	0,083	0,397
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	2,168	9	0,550	9	1,197	0,088	0,421
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	2,120	10	0,612	7	0,931	0,121	0,578
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	2,119	18	1,101	5	0,665	0,074	0,353
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	2,111	11	0,673	7	0,931	0,106	0,507
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	1,878	10	0,612	6	0,798	0,098	0,469
<i>Senegalia</i> Raf. sp	1,850	8	0,489	8	1,064	0,062	0,297
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	1,825	8	0,489	5	0,665	0,140	0,671
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	1,814	6	0,367	5	0,665	0,164	0,782
<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	1,764	8	0,489	4	0,532	0,155	0,742
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	1,738	8	0,489	8	1,064	0,039	0,185
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	1,590	7	0,428	7	0,931	0,048	0,231
<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	1,590	10	0,612	5	0,665	0,066	0,313

(cont.)

<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	1,484	7	0,428	6	0,798	0,054	0,258
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore	1,454	1	0,061	1	0,133	0,264	1,260
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	1,447	8	0,489	6	0,798	0,033	0,160
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1,295	7	0,428	5	0,665	0,042	0,202
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	1,068	5	0,306	5	0,665	0,020	0,097
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	1,050	5	0,306	5	0,665	0,017	0,079
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	1,037	5	0,306	5	0,665	0,014	0,066
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	0,887	4	0,245	4	0,532	0,023	0,110
<i>Chomelia pohliana</i> Müll. Arg.	0,879	4	0,245	4	0,532	0,021	0,102
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll. Arg.	0,830	4	0,245	4	0,532	0,011	0,053
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0,828	3	0,183	3	0,399	0,051	0,246
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.- Hil.	0,824	4	0,245	4	0,532	0,010	0,047
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	0,768	4	0,245	3	0,399	0,026	0,125
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	0,655	3	0,183	3	0,399	0,015	0,072
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	0,624	3	0,183	3	0,399	0,009	0,041
Myrtaceae sp1	0,618	3	0,183	3	0,399	0,007	0,035
<i>Bauhinia forficata</i> Link	0,540	3	0,183	2	0,266	0,019	0,091
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,531	2	0,122	2	0,266	0,030	0,143
<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	0,524	3	0,183	2	0,266	0,016	0,075

(cont.)

<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0,521	3	0,183	2	0,266	0,015	0,071
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	0,512	3	0,183	2	0,266	0,013	0,062
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	0,507	2	0,122	2	0,266	0,025	0,119
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0,498	2	0,122	2	0,266	0,023	0,110
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	0,487	3	0,183	2	0,266	0,008	0,037
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	0,459	2	0,122	2	0,266	0,015	0,071
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	0,453	2	0,122	1	0,133	0,041	0,197
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	0,420	1	0,061	1	0,133	0,047	0,226
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	0,410	2	0,122	2	0,266	0,005	0,022
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	0,408	2	0,122	2	0,266	0,004	0,020
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	0,355	1	0,061	1	0,133	0,034	0,161
<i>Campomanesia</i> <i>guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	0,286	1	0,061	1	0,133	0,019	0,091
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	0,282	1	0,061	1	0,133	0,018	0,088
<i>Eugenia blastantha</i> (O. Berg) D. Legrand	0,229	1	0,061	1	0,133	0,007	0,035
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	0,228	1	0,061	1	0,133	0,007	0,034
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0,221	1	0,061	1	0,133	0,006	0,026
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	0,217	1	0,061	1	0,133	0,005	0,023
<i>Savia dictyocarpa</i> Müll. Arg.	0,211	1	0,061	1	0,133	0,004	0,017
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	0,211	1	0,061	1	0,133	0,004	0,017

(cont.)

<i>Celtis pubescens</i> Spreng.	0,209	1	0,061	1	0,133	0,003	0,015
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	0,209	1	0,061	1	0,133	0,003	0,014
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	0,197	1	0,061	1	0,133	0,001	0,002
Total	300	1635	100	752	100	20,917	100

FIGURAS

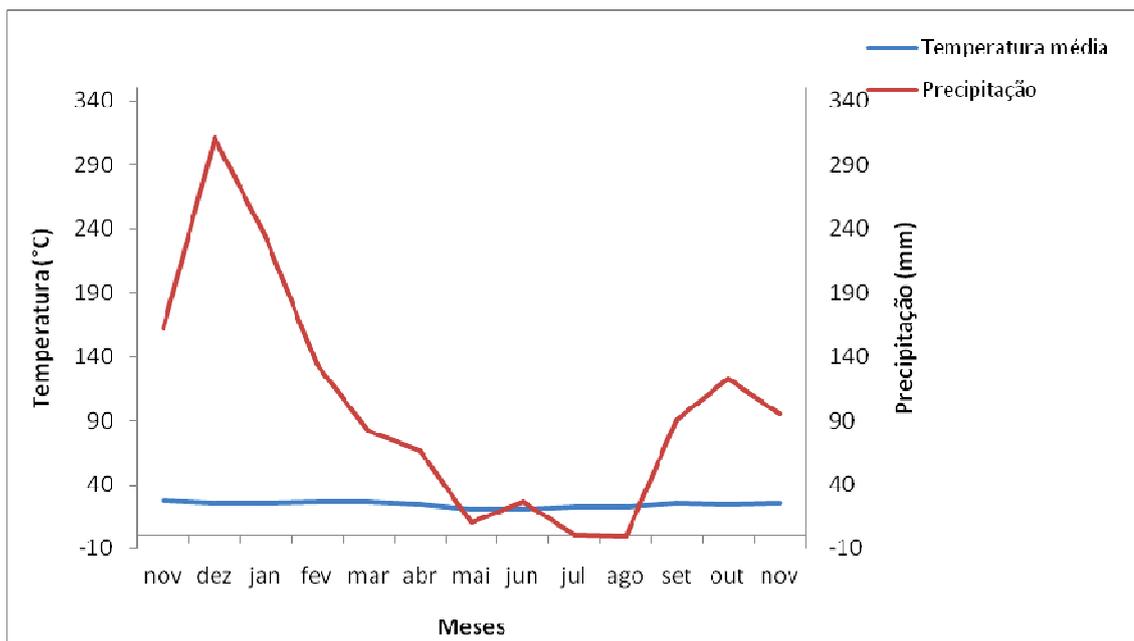


Figura 1. Diagrama climático demonstrando precipitação mensal e temperatura média do município de Votuporanga, São Paulo, Brasil. Dados referentes ao período de novembro de 2009 a novembro de 2010. (<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline>)

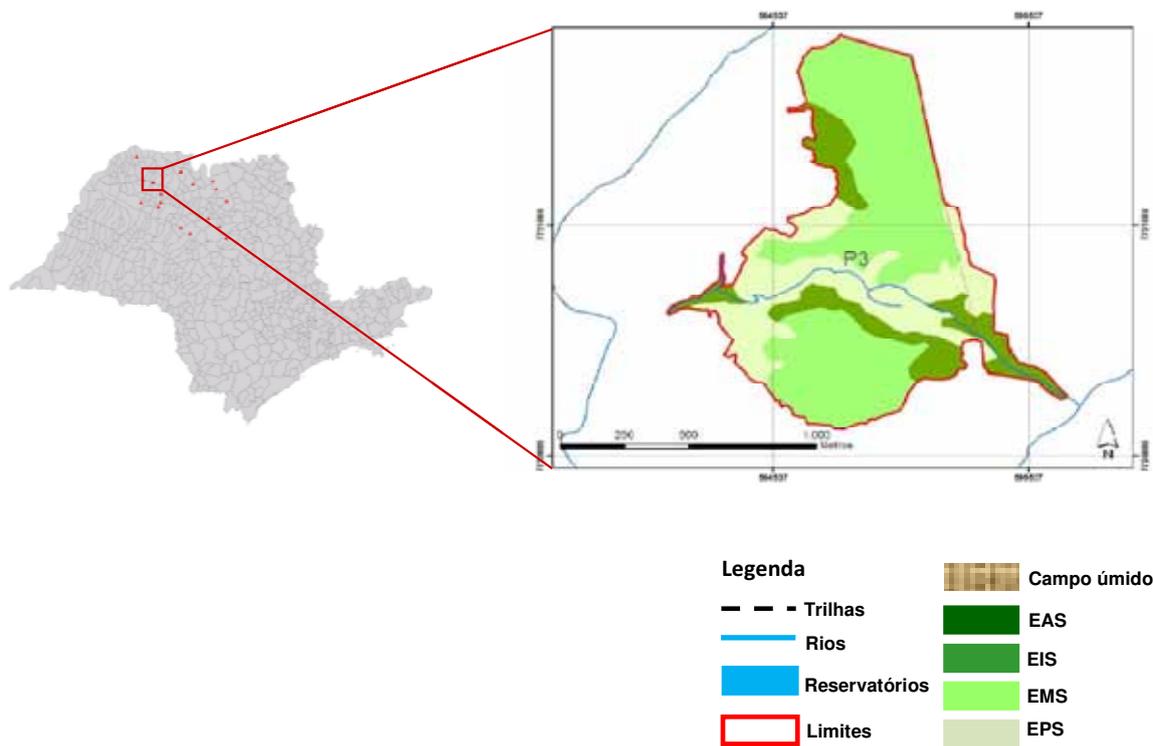


Figura 2. Localização geográfica do fragmento estudado no Estado de São Paulo e os diferentes estágios sucessionais. (EAS: estágio avançado de sucessão; EIS: estágio intermediário de sucessão; EMS: estágio médio de sucessão; EPS: estágio primário de sucessão).



Figura 3. Fotos dos troncos das árvores cortadas encontrados nas parcelas no interior do fragmento florestal estudado, localizado no município de Votuporanga, SP.

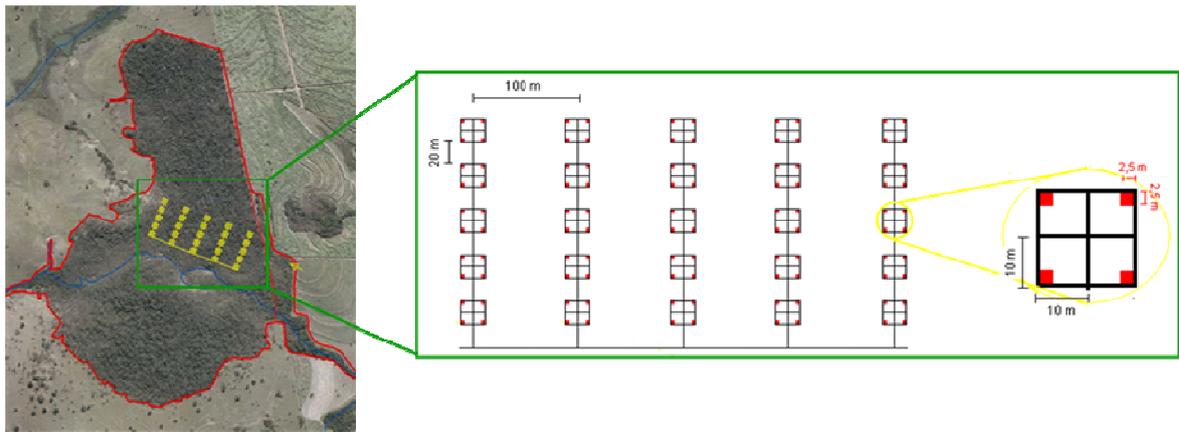


Figura 4. Fotografia aérea do fragmento estudado, localizado no município de Votuporanga, SP, com esquema da localização das parcelas e da área amostral, evidenciando as parcelas para coleta de árvores e lianas em branco com a delimitação em preto.

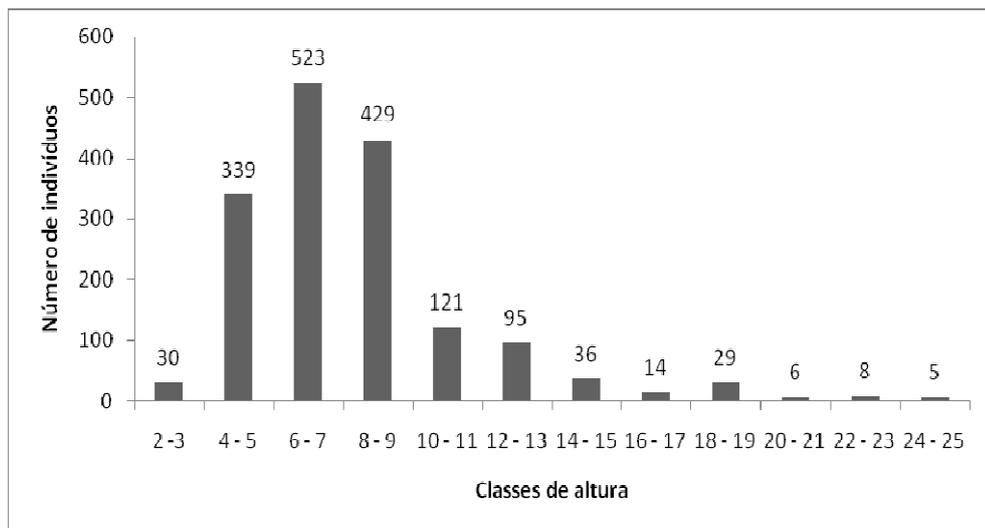


Figura 5. Distribuição em intervalos de altura (m) de todos os indivíduos amostrados no fragmento estudado, localizado no município de Votuporanga, SP.

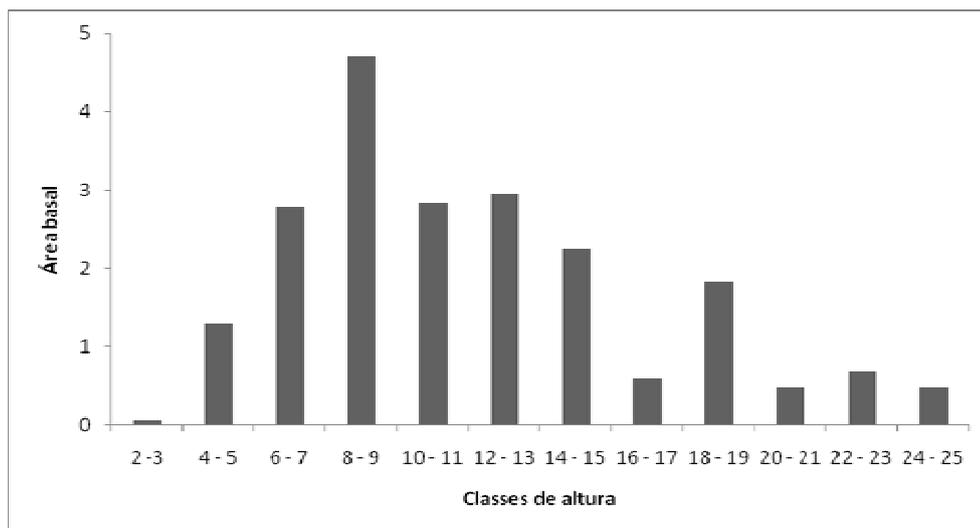


Figura 6. Soma da área basal de todos os indivíduos arbóreos (AB – m²/ha) em cada classe de altura (m) amostrados no fragmento estudado, localizado no município de Votuporanga, SP.

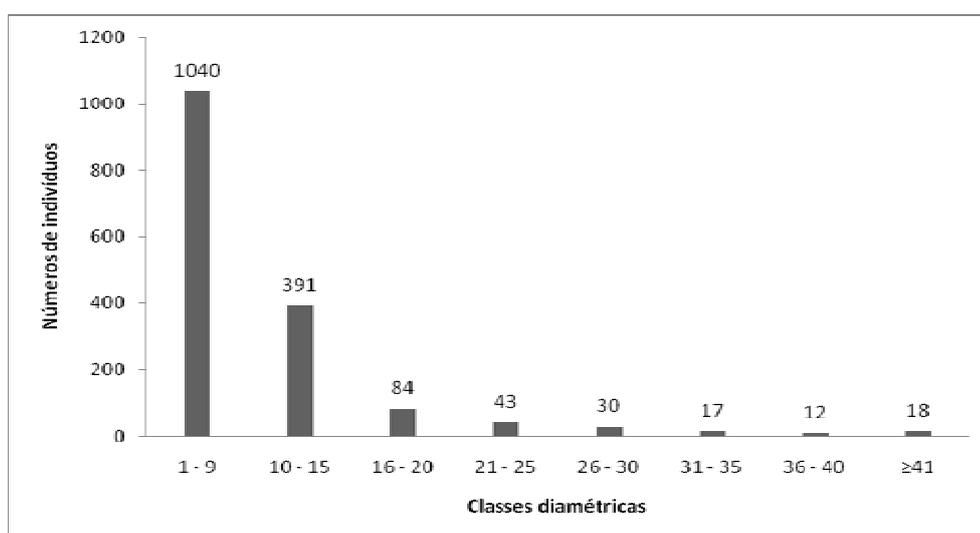


Figura 7. Distribuição em intervalos de diâmetro (cm) de todos os indivíduos amostrados no fragmento estudado, localizado no município de Votuporanga, SP.

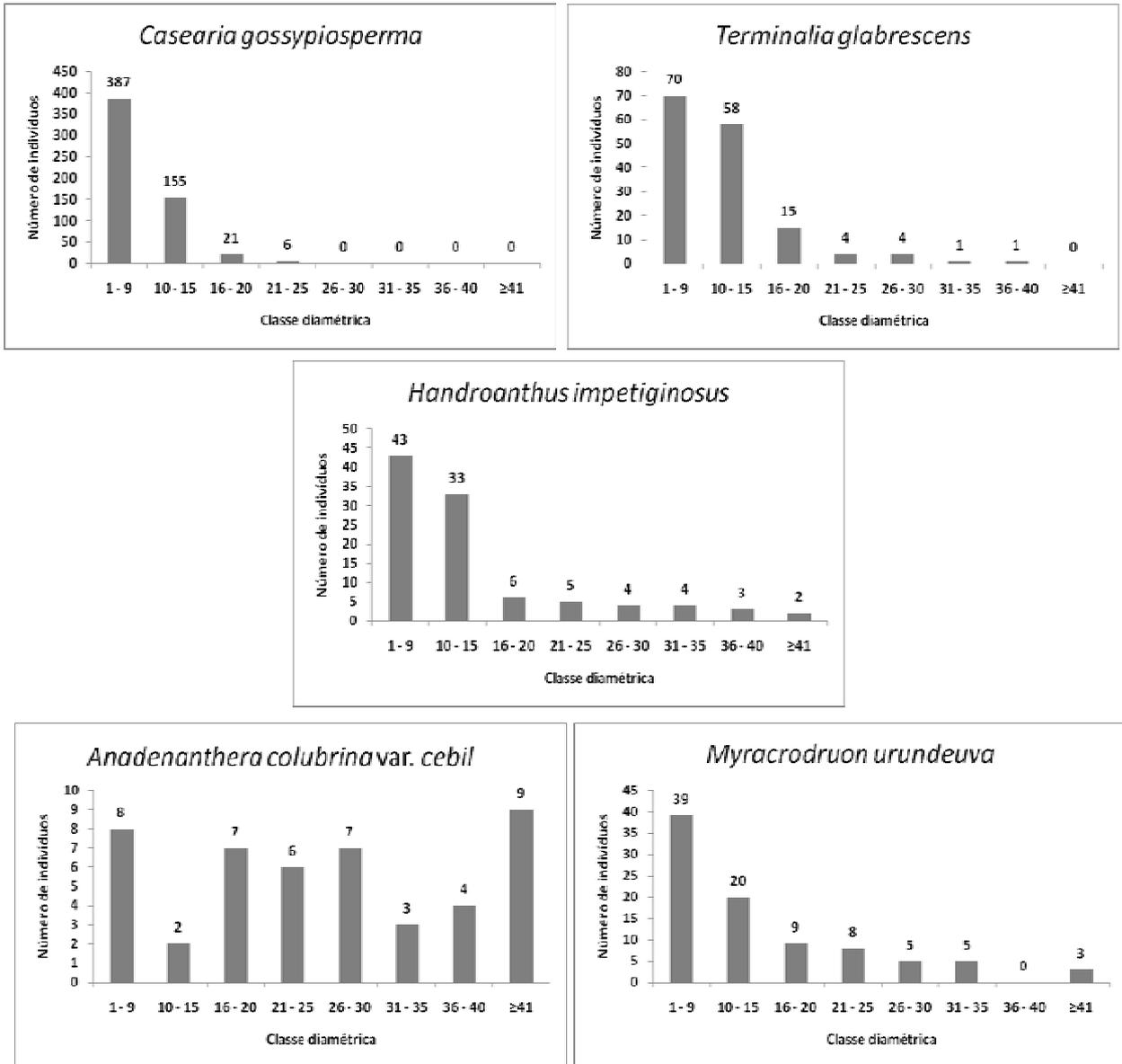


Figura 8. Distribuição diamétrica das cinco espécies com os maiores IVI do fragmento estudado, localizado no município de Votuporanga, SP. As ordenadas indicam o número de indivíduos e as abscissas são os intervalos de diâmetro (cm) de cada espécie.

CAPÍTULO 2

Abundância de lianas e sua associação com as árvores em uma Floresta Estacional Decidual no sudeste do Brasil

ALIANE MARIA DE OLIVEIRA¹ e ANDRÉIA ALVES REZENDE²

¹ Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor, curso de Ciências Biológicas, Botânica. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Campus de Botucatu, Distrito de Rubião Júnior, s/n, 18.618-970 Botucatu, SP, Brasil. aliane_oliveira@hotmail.com.

² Universidade Estadual Paulista – Unesp, Departamento de Zoologia de Botânica, Rua Cristóvão Colombo, 2265, 15054-000 São José do Rio Preto, SP, Brasil.

ABSTRACT

Abundance of lianas and their association with the trees in a Seasonal Deciduous Forest in southeastern Brazil. The proportion of infestation by lianas and tree characteristics that are associated with greater infestation by lianas was the purpose of this research study in a fragment Seasonal Deciduous Forest. The study was conducted in Votuporanga, where the climate is seasonal, considered Aw. We included all individuals of lianas with stems ≥ 1 cm DBH. The relationship between infestation and the tree diameter was assessed by analysis of Pearson linear correlation. The influence of the successional categories and/or leaf phenology was investigated by analysis of variance (ANOVA one way). The proportion of infestation was 24%, considered low. Larger trees were more infested ($R^2 = 0.07$, $p = 0,001$) so, areas with large trees would be more infested. Lianas with larger diameter ($R^2 = 0.084$, $p = 0.001$) were associated with large trees, thereby, trees that are infested with large lianas have a more severe infestation, besides being more subject to infestation time, also support climbers using smaller as the major support for climbing to the canopy. Deciduous trees were more infested ($p = 0.02$), possibly due to increased recruitment of individuals under the canopy at the time of deciduousness. To manage and/or conserve forest fragments, it is extremely important to know about relationships between individuals, emphasizing the need of more study in this aspect.

Key words: Climbers; Deciduousness; Infestation; Seasonal Deciduous Forest ;Tree diameter.

RESUMO

Abundância de lianas e sua associação com as árvores em uma Floresta Estacional Decidual no sudeste do Brasil. A proporção de infestação por lianas e características arbóreas que se associam com a maior infestação por lianas foi o objetivo de investigação deste estudo em um fragmento de Floresta Estacional Decidual. O trabalho foi desenvolvido no município de Votuporanga, onde o clima é sazonal, considerado Aw. Foram incluídos todos os indivíduos de lianas com caules ≥ 1 cm de DAP. A relação entre a infestação e o diâmetro das árvores foi verificada através da análise de correlação linear de Pearson. A influência das categorias sucessionais e/ou da fenologia foliar foi investigada através da análise de variância (ANOVA one way). A proporção de infestação foi de 24%, considerada baixa, podendo ser explicada pela baixa disponibilidade de treliças e a descontinuidade do dossel. Árvores maiores foram mais infestadas e lianas com diâmetros maiores estavam associadas às árvores grandes. Assim, árvores que são infestadas por grandes lianas são mais infestadas, pois além de estarem a mais tempo sujeitas a infestação, ainda suportam lianas menores que utilizam as maiores como suporte. Árvores decíduas também foram mais infestadas ($p=0,02$), possivelmente pelo maior recrutamento de indivíduos sob a copa na época de deciduidade. Esse estudo apresenta grande importância pois, através deste foi possível elucidar alguns aspectos sobre a relação existente entre a infestação de árvores por lianas em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, principalmente no Estado de São Paulo, onde esse conhecimento é extremamente escasso.

Palavras-chave: Deciduidade; Diâmetro arbóreo; Floresta Estacional Decidual; Infestação; Trepadeiras.

INTRODUÇÃO

Lianas são plantas trepadeiras lenhosas que dependem de outras plantas como suporte. São, em sua maioria, espécies heliófilas, ou seja, espécies que prosperam onde há luz abundante, condição característica de habitats que sofreram perturbações naturais ou antrópicas (Peñalosa 1985, Putz 1984).

As lianas são componentes comuns em florestas temperadas. No entanto, são nas florestas tropicais que apresentam grande importância ecológica, representando de 25 a 44% do total de espécies (Gentry 1991, Pérez-Salicrup *et al.*, 2001, Emmons & Gentry 1983, Schnitzer & Bongers 2002).

Além de contribuírem para a diversidade, as lianas possuem um papel importante no funcionamento da floresta (Reddy & Parthasarathy 2006), influenciando uma série de importantes processos florestais. Auxiliam na estabilidade do micro clima (Morellato & Leitão Filho 1996, Schnitzer & Bongers 2002), na melhoria das condições de germinação e estabelecimento de plântulas (Parren & Bongers 2005), na estabilidade arquitetural, aumentando as conexões das copas (Putz 2005) e no fornecimento de alimento para diversos grupos de animais, pois possuem comportamento fenológico complementar ao das árvores (Morellato & Leitão Filho 1996, Parren & Bongers 2005).

Apesar de sua importância ecológica, a idéia de que sua presença é prejudicial à regeneração natural da floresta e ao prosseguimento da sucessão secundária, tem sido fortemente difundida (Engel *et al.* 1998).

As lianas competem com as árvores por luz e espaço (Richards 1952), podem causar injúrias mecânicas devido ao seu peso sobre a árvore hospedeira (Putz 1984) e também quebra de galhos e aborto de gemas devido à ação de suas gavinhas (Stevens 1987).

Vale ressaltar que a fragmentação florestal, condição característica da floresta tropical, com o surgimento de clareiras, altera muitos aspectos da estrutura da comunidade de lianas, aumentando sua diversidade e abundância (Laurance *et al.* 2001, Schnitzer & Bongers 2002).

Considerando os efeitos das lianas sobre as árvores, principalmente quando a abundância das lianas é extremamente elevada, pois a estrutura e o funcionamento da floresta são seriamente afetados (Laurance *et al.* 2001), o conhecimento sobre as associações existentes entre árvores e lianas são extremamente importantes.

Com isso, muitos estudos foram realizados buscando verificar as associações existentes entre as características das árvores e a infestação por lianas (Janzen 1973, Putz 1984, Clark & Clark 1990, Buron *et al.* 1998, Chittibabu & Parthasarathy 2001, Nabe-Nielsen 2001, Pérez-Salicrup *et al.* 2001, Carsten *et al.* 2002, Malizia & Grau 2006, Reddy & Parthasarathy 2006, Campanello *et al.* 2007, Nesheim & Økland 2007).

No entanto, no noroeste paulista, região do presente estudo, apenas Rezende (2005) estudou essa associação. Entretanto, o estudo de Rezende (2005) verificou as associações entre árvores e lianas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Assim, as relações entre árvores e lianas em Florestas Estacionais Deciduais no noroeste paulista são desconhecidas.

Devido a falta de estudos realizados no noroeste do Estado de São Paulo e por diferentes formações florestais poderem apresentar diferentes tipos de associações entre

árvores e lianas, é evidente a necessidade de uma maior investigação sobre a comunidade de lianas e suas associações com as árvores,

Desta forma, o objetivo desse estudo foi analisar a infestação de árvores por lianas em um fragmento de Floresta Estacional Decidual, no noroeste do Estado de São Paulo. Com base no conhecimento disponível na literatura, as seguintes hipóteses foram testadas: a) árvores com diâmetro maior terão uma abundância maior de lianas; b) a abundância de lianas com diâmetros maiores será maior em árvores com diâmetros maiores; c) árvores decíduas, independente do diâmetro, serão mais infestadas por lianas; d) árvores de espécies pioneiras apresentarão menor abundância de lianas, devido ao seu crescimento ser mais rápido do que das árvores não pioneiras.

Para testar essas hipóteses, as seguintes questões foram formuladas: 1) Qual a proporção de infestação de árvores por lianas? 2) Determinadas características arbóreas propiciam uma maior infestação por lianas?

Material e métodos

Área de estudo - Este estudo é parte do projeto temático “Fauna e Flora de fragmentos florestais remanescentes no Noroeste Paulista: base para estudos de conservação da biodiversidade” (processo nº 2004/04820-3, Biota/Fapesp), cujo objetivo foi inventariar a fauna e flora do noroeste paulista. A área selecionada para o presente estudo é uma das 18 amostradas pelo projeto ao qual este trabalho está vinculado.

O trabalho foi desenvolvido no município de Votuporanga, no noroeste paulista, em um fragmento remanescente de floresta localizado na Fazenda Primavera (20°30'52''S

50°05'12''W), com cerca de 112 ha. A vegetação da região é caracterizada pela grande quantidade de pequenos fragmentos isolados (SMA/IF 2005), sendo classificada como Floresta Estacional Semidecidual (IBGE 1992).

O clima da região noroeste paulista é sazonal, considerado Aw de acordo com a classificação de Köppen (1948), apresentando uma estação quente e úmida, entre outubro e março, que recebe 85% da precipitação pluviométrica anual e uma pronunciada estação seca, que recebe apenas 15% da precipitação total anual (FIGURA 1). O tipo de solo predominante enquadra-se na categoria argissolo vermelho-amarelo (EMBRAPA 1999).

A equipe do projeto temático supracitado, analisando dados de foto-interpretação, através da utilização de parâmetros fotográficos como cor, textura ou granulosidade, estrutura e aspectos relacionados, passíveis de serem obtidos a partir de interpretação visual em tela de computador, definiu que 55% da cobertura vegetal do fragmento estudado encontra-se em estágio médio de sucessão (Necchi Jr. *et al.*, no prelo) (FIGURA 2).

Durante a coleta de dados foi possível observar indícios de perturbação dentro do fragmento como extração de madeira (FIGURA 3), penetração de gado e queimadas. Atualmente, o fragmento é circundado por cultura de cana-de-açúcar e, anterior a essa cultura, era rodeado por pastagens.

Procedimento amostral – Para a amostragem dos indivíduos de árvores e lianas foi utilizado o método de parcelas (Müller-Dombois & Ellenberg 1974). Os dados foram coletados em 100 parcelas de 10 x 10 m, totalizando uma área amostral de 1 ha. As parcelas foram distribuídas, de forma sistemática, ao longo de cinco transecções equidistantes 100 m entre si, em 5 blocos de 20 x 20 m, subdivididos em 4 sub-parcelas, em cada transecto (FIGURA 4).

Foram incluídos na amostragem todos os indivíduos arbóreos com DAS (diâmetro à altura do solo) ≥ 5 cm, sendo medida sua circunferência à 1,30 m do solo e todos os indivíduos de lianas com caules ≥ 1 cm de DAP (Diâmetro à altura do peito), seguindo o protocolo de amostragem proposto por Gerwing *et al.* (2006) e Schnitzer *et al.* (2008). Registrou-se o número de árvores utilizadas como suporte (forófitos) e o número de lianas em cada forófito, para verificar a proporção de infestação de árvores por lianas. Para os propósitos deste estudo, definiu-se como infestação o número de lianas por indivíduo arbóreo.

Infestação de árvores por lianas – Análises estatísticas – Para investigar se o número de lianas ou o diâmetro das lianas tem relação com o diâmetro das árvores, utilizamos a análise de correlação linear de Pearson (Sokal e Rohlf 1995). Para identificar se a categoria sucessional (espécies pioneiras e não pioneiras) e/ou a fenologia foliar das espécies arbóreas (espécies decíduas, semidecíduas e perenifólias) influenciam no número de lianas por árvores, foi utilizada a análise de variância (ANOVA um critério). Os dados foram transformados em $\log(x+1)$ para sua normalização e equalização das variâncias, porém foram apresentados sem transformação nos gráficos. Quando necessário, foi utilizado o teste *a posteriori* de Fisher (LSD) para comparações pareadas.

RESULTADOS

Foram amostradas 735 lianas. Das 1635 árvores amostradas, 397 (24%) estavam infestadas por pelo menos uma liana. Dessas, 249 indivíduos (63%) apresentaram uma liana, enquanto que os indivíduos mais infestados apresentaram entre cinco a nove lianas, representando apenas 3,5% dos indivíduos infestados.

Embora a maioria dos indivíduos arbóreos infestados (87%) apresentou diâmetro menor do que 20 cm, foi observado que quanto maior o diâmetro das árvores, maior é a probabilidade de infestação por lianas (FIGURAS 4 e 5). Pode-se observar também que árvores com maiores diâmetros tendem a apresentarem lianas com diâmetros maiores (FIGURA 6). No entanto, a proporção da variância explicada nos dois casos foi baixa (7 e 8% respectivamente).

Foi possível verificar que houve diferença de infestação entre as espécies decíduas, semidecíduas e perenifólias ($F_{(2,1632)} = 3.5479$, $P=0,02$) (FIGURA 7). As árvores decíduas foram as mais infestadas ($p=0,02$) segundo o teste de Fisher (LSD). Porém, entre as categorias sucessionais, árvores pioneiras e não-pioneiras não apresentaram diferenças significativas ($F_{(2,1633)} = 0,7750$, $p=0,438$).

DISCUSSÃO

Neste estudo verificou-se que árvores com fenologia foliar decídua são mais infestadas por lianas. Dias (2009) sugere que a perda estacional de folhas e a maior entrada de luz sob a

copa dos indivíduos decíduos seriam fatores importantes para o recrutamento de indivíduos jovens de lianas abaixo da copa desses indivíduos. Assim, ao longo do tempo, árvores decíduas passariam a ter maior chance de infestação por lianas. Com isso, a infestação por lianas em Florestas Estacionais Deciduais deve ser influenciada pela deciduidade de seus indivíduos. Entretanto, na área de estudo, considerada como um fragmento de Floresta Estacional Decidual, apresentando 79% de seus indivíduos decíduos (Capítulo 1), o percentual de infestação por lianas foi baixa (24%). Estudos realizados em florestas deciduais verificaram um percentual de infestação maior do que o encontrado neste estudo (Ladwig & Meiners 2010 - 64%; Buron *et al.* 1998 – 45%), demonstrando assim que a baixa infestação não é característica de Florestas Estacionais Deciduais e sim uma particularidade deste fragmento.

A baixa infestação pode ser explicada pela baixa disponibilidade de suporte (treliças), com dimensões adequadas para alcançar o dossel, que é considerado uma das principais limitações para lianas, pois essas treliças influenciam a distribuição das lianas dentro da floresta (Hegarty & Caballé 1991, Putz 1984). Em florestas de menor estatura, como é o caso da floresta estudada que apresentou altura média de 8 m (Capítulo 1), as lianas acessam as árvores via escalada direta pelo fuste, verticalmente, ao passo que, em florestas similares de maior estatura, esse acesso seria dificultado, fazendo com que as lianas infestem horizontalmente, através das copas das hospedeiras (Baulfor & Bond 1993, Campbell & Newbery 1993). Segundo Hegarty & Caballé (1991), acima de um determinado limite de intensidade luminosa, a dinâmica da população de lianas não é mais determinada pelo acesso à luz, mas sim pela disponibilidade de suportes.

Outro possível fator para a baixa infestação seria a arquitetura do dossel do fragmento estudado, que se apresenta descontínuo (Capítulo 1). Muitas lianas só conseguem acessar uma árvore horizontalmente, ou seja, chegando diretamente na copa, através do dossel das árvores vizinhas, isso porque o diâmetro dos galhos da copa de uma árvore é menor do que o diâmetro do tronco principal (Baulfour & Bond 1993). Na área de estudo foi possível observar que o dossel apresenta copas distantes umas das outras, o que pode estar dificultando a infestação de lianas horizontalmente. A arquitetura das árvores, ao invés do nível de nutrientes do solo, a precipitação ou a perturbação, que leva a aberturas de clareiras, é o principal determinante da distribuição e abundância de lianas (Baulfour & Bond 1993).

Vale ressaltar ainda que os indícios de perturbação encontrados no fragmento estudado como o pisoteio do gado, o fogo e a extração seletiva de madeira podem estar relacionados com o baixo percentual de infestação. O fogo e o pisoteio do gado podem ter diminuído o número de lianas no fragmento e a extração de madeira, além de reduzir o número de lianas, pois estas podem ser carregadas junto com as árvores extraídas, pode ter reduzido significativamente a disponibilidade de suporte e a continuidade do dossel, importante fator para a infestação, discutido anteriormente.

Mesmo com a baixa proporção de infestação observada nesse estudo, o número de lianas por árvore foi positivamente correlacionado com o diâmetro das árvores, assim como em muitos outros estudos (Clark & Clark 1990, Buron *et al.* 1998, Chittibabu & Parthasarathy 2001, Nabe-Nielsen 2001, Perez-Salicrup *et al.* 2001, Carsten *et al.* 2002, Malizia & Grau 2003, Rezende 2005, Reddy & Parthasarathy 2006, Nesheim & Økland 2007), o que sugere que em florestas com árvores com diâmetros maiores a proporção de infestação seria maior. No fragmento estudado apenas 1% dos indivíduos apresentaram diâmetros maiores que 41 cm (capítulo 1). Assim, acredita-se que um dos fatores da baixa infestação de árvores por lianas

seja o baixo número de árvores frondosas, com diâmetros maiores, em relação ao número total de árvores na floresta.

Lianas com diâmetros maiores foram correlacionadas positivamente com árvores de diâmetros maiores. Segundo Campanello *et al.* (2007), as lianas menores utilizam outras maiores para a escalada até o dossel. Assim, árvores que são infestadas por grandes lianas possuem uma maior infestação, pois além de estarem há mais tempo sujeitas a infestação, ainda suportam lianas maiores que são utilizadas por lianas menores como suporte para a escalada até o dossel.

Contudo, vale ressaltar que os modelos estatísticos testados explicaram apenas parte da variação dos dados (7 a 8%), indicando que, certamente, existem variáveis não estudadas que poderiam estar relacionadas aos padrões de infestação observados.

Campanello *et al.* (2007), verificaram que espécies com baixa infestação de lianas tendem a ter caules longos, enquanto que aquelas com maior frequência de lianas eram árvores relativamente pequenas, com taxa de crescimento lenta. Janzen (1973) e Putz (1984), também observaram que características de árvores hospedeiras como, crescimento rápido, troncos longos e flexíveis são consideradas determinantes para uma baixa infestação. Entretanto, neste estudo, os indivíduos arbóreos de espécies pioneiras que se enquadram na categoria de árvores com caules longos e flexíveis, com crescimento rápido e árvores não pioneiras, que podem ser consideradas árvores com baixa taxa de crescimento, não apresentaram diferenças significativas quanto à infestação por lianas. Segundo Hora (2004), a infestação e distribuição das lianas, especialmente sobre os suportes, dependem de uma variedade de fatores relacionados à melhores condições de crescimento que garantam a busca de luz e não apenas de um fator.

Contudo, é importante ressaltar a importância de estudos realizados para investigar a infestação por lianas em fragmentos florestais e as associações existentes entre características arbóreas e a infestação por lianas. O conhecimento sobre a ecologia e a dinâmica das comunidades de lianas é de extrema importância, pois somente com esses conhecimentos será possível propor novas ferramentas e elucidar alguns aspectos necessários para a conservação e/ou manejo dos fragmentos florestais.

Além disso, este estudo merece ainda mais atenção, pois elucidar aspectos ocorrentes em Floresta Estacionais Deciduais no Estado de São Paulo, conhecimento este extremamente escasso. Entretanto, vale ressaltar a necessidade de mais estudos, principalmente em Florestas Estacionais Deciduais, por estas estarem associadas a diferentes tipos fitofisionômicos, possuindo assim peculiaridades regionais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BALFOUR, D.A. & BOND, W.J. 1993. Factors Limiting Climber Distribution and Abundance in a Southern African Forest. *Journal of Ecology*, v. 81, n. 1, p. 93-100.

BURON, J., LAVIGNE, D., GROTE, K., TAKIS, R., SHOLES, O. 1998. Association of vines and trees in second-growth forest. *Northeastern Naturalist*, v. 5, n. 4, p. 359-362.

CAMPANELLO, P.I., GARIBALDI, J.F., GATTI, M.G., GOLDSTEIN, G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management*, v.242, p.250–259.

CAMPBELL, E.J.F & NEWBERY, D.M. 1993. Ecological Relationships between Lianas and Trees in Lowland Rain Forest in Sabah, East Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, v.9, n.4, p. 469-490.

CARSTEN, L.D., JUOLA, F.A., MALE, T.D., CHERRY, S. 2002. Host Associations of Lianas in a South-East Queensland Rain Forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 18, n. 1, p. 107-120.

CHITTIBABU, C.V. & PARTHASARATHY, N. 2001. Liana diversity and host relationships in a tropical evergreen forest in the Indian Eastern Ghats. *Ecological Research*, v.16, p. 519–529

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. 1990. Distribution and Effects on Tree Growth of Lianas and Woody Hemiepiphytes in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 6, n. 3, p. 321-331.

DIAS, A.S. 2009. Arquitetura, historia de vida e infestação por lianas em especies arboreas de florestas semidecíduas no municipio de Campinas, SP. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

EMBRAPA – CNPS. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro.

EMMONS, L.H., GENTRY, A.H. 1983. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. *The American Naturalist*, v. 121, p. 513-524.

ENGEL, V.L., FONSECA, R.C.B., OLIVEIRA, R.E.1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. SÉRIE TÉCNICA IPEF, v. 12, n. 32, p. 43-64.

GENTRY, A.H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. *In* PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A.(eds). *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 3-49.

GERWING, J.J. *et al.* 2006. A standard protocol for liana censures. *Biotropica*, v. 38, n. 2, p. 256-261.

HEGARTY, E. E. & CABALLÉ, G. 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. *In* PUTZ, F. E.; MOONEY, H. A. (eds). *The biology of vines*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 313-335.

HORA, R.C. 2004. Composição, distribuição e organização espacial das lianas em uma Floresta Estacional Semidecidual em São Carlos – SP. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

JANZEN, D.H. 1973. Dissolution of mutualism between *Cecropia* and its Azteca ants. *Biotropica*, v.5, p.15-28.

KÖPPEN, W. 1948. *Climatologia*. Fundo de Cultura Econômica. México.

LADWIG, L.M. & MEINERS, S.J. 2010. Liana host preference and implications for deciduous forest regeneration. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, v. 137, n.1, p. 103-112.

LAURANCE, W.F., PÉREZ-SALICRUP, D., DELAMÔNICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, v. 82, p. 105-116.

MALIZIA, A. & GRAU, H.R. 2006. Liana–host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology*, v.22, p.331–339.

MORELLATO, L.P., LEITÃO FILHO, H.F. 1996. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. *Biotropica*, v. 28, p. 180-191.

NABE-NIELSEN, J. 2001. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuni National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, v.17, p.1-19.

NECCHI JUNIOR, O. No prelo. Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do Estado de São Paulo.

NESHEIM, I. & ØKLAND, R.H. 2007. Do vine species in neotropical forests see the forest or the trees? *Journal of Vegetation Science*, v.18,p 395-404.

PARREN, M.P.E., BONGERS, F. 2005. Management of climbers in the forests of West Africa. *In* BONGERS, F.; PARREN M.P.E.; TRAORÉ, D. (eds). *Forest Climbing Plants of West Africa: Diversity, Ecology and Management*. Wallingford: CABI Publishing, p. 217-229.

PEÑALOSA, J. 1985. Dinâmica de crescimento de Lianas. In GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, R.S. *Investigaciones sobre La regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México: Alhambra Mexicana, v. 2, p. 147-169.

PÉREZ-SALICRUP, D.R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology*, v.82, p.389-396.

PÉREZ-SALICRUP, D.R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology*, v.82, p.389-396.

PUTZ, F. E. 2005. Ecologia das Trepadeiras. *Ecology.Info* 24, p. 1-15.

PUTZ, F.E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, v. 65, p.1713-1724.

REDDY, M.S. & PARTHASARATHY, N. 2006. Liana diversity and distribution on host trees in four inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. *Tropical Ecology*, v. 47, n.1, p.109-123.

REDDY, M.S. & PARTHASARATHY, N. 2006. Liana diversity and distribution on host trees in four inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. *Tropical Ecology*, v. 47, n.1, p.109-123.

REZENDE, A.A. 2005. Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

RICHARDS, P.W. 1952. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge: Cambridge University Press.

SCHNITZER, S. A.; RUTISHAUSER, S.; AGUILAR, S. 2008. Supplemental protocol for liana censuses. *Forest Ecology and Management*, v. 255, p. 1044-1049.

SCHNITZER, S.A. & BONGERS, F.A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, p. 223-230.

SMA/IF (Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal). 2005. *Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo*. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 200 p.

SOKAL, R. R., & ROHLF, F. J. 1995. Biometry. *In* FREEMAN, W.H.(ed.). San Francisco, California.

STEVENS, G.C. 1987. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. *Ecology*, v.68, p. 77-81.

FIGURAS

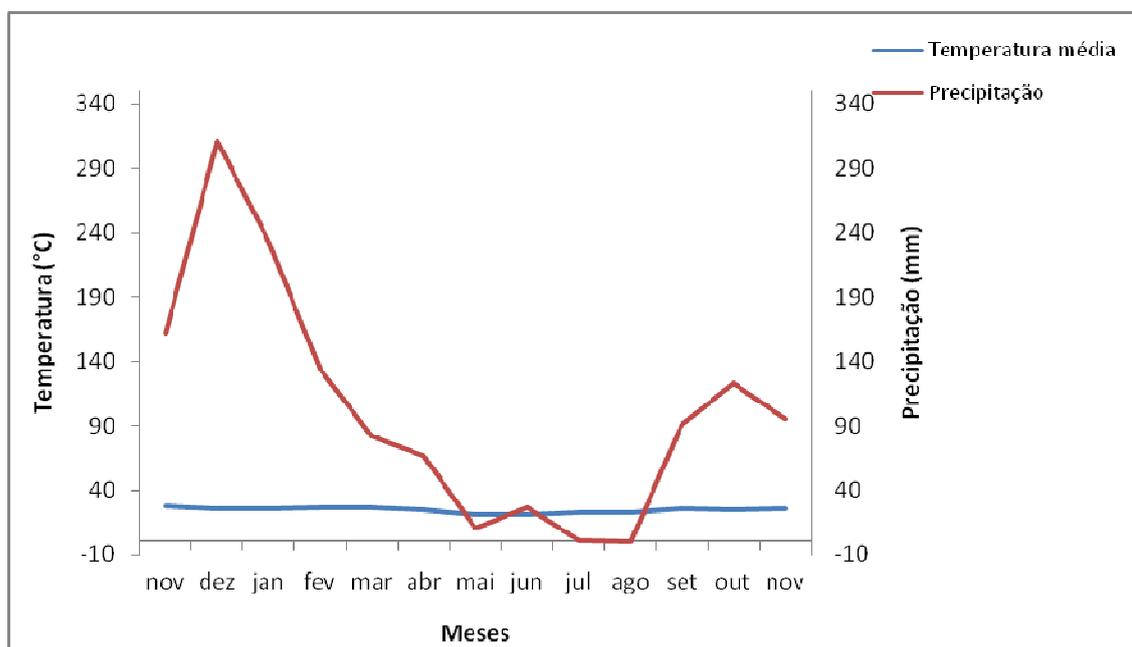


Figura 1. Diagrama climático demonstrando precipitação mensal e temperatura média do município de Votuporanga, São Paulo, Brasil. Dados referentes ao período de novembro de 2009 a novembro de 2010. (<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline>)

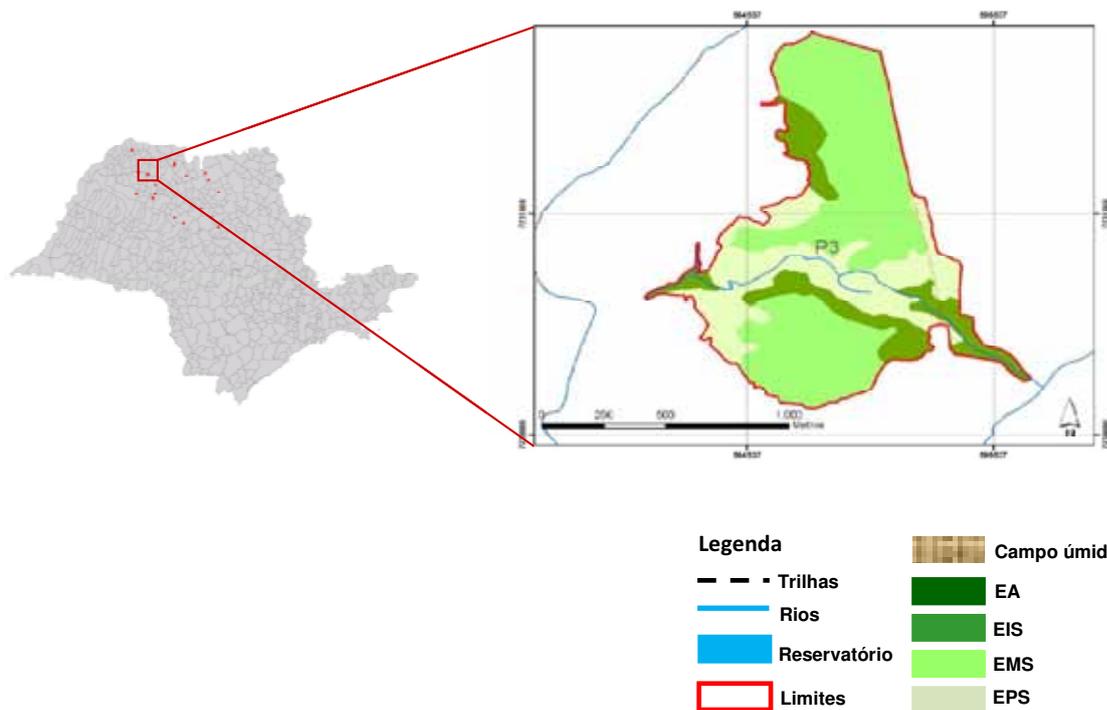


Figura 2. Localização geográfica do fragmento estudado no Estado de São Paulo e os diferentes estágios sucessionais. (ESA: estágio avançado de sucessão; ESI: estágio intermediário de sucessão; ESM: estágio médio de sucessão; ESP: estágio primário de sucessão).



Figura 3. Fotos dos troncos das árvores cortadas encontrados nas parcelas no interior do fragmento florestal estudado, localizado no município de Votuporanga, SP.

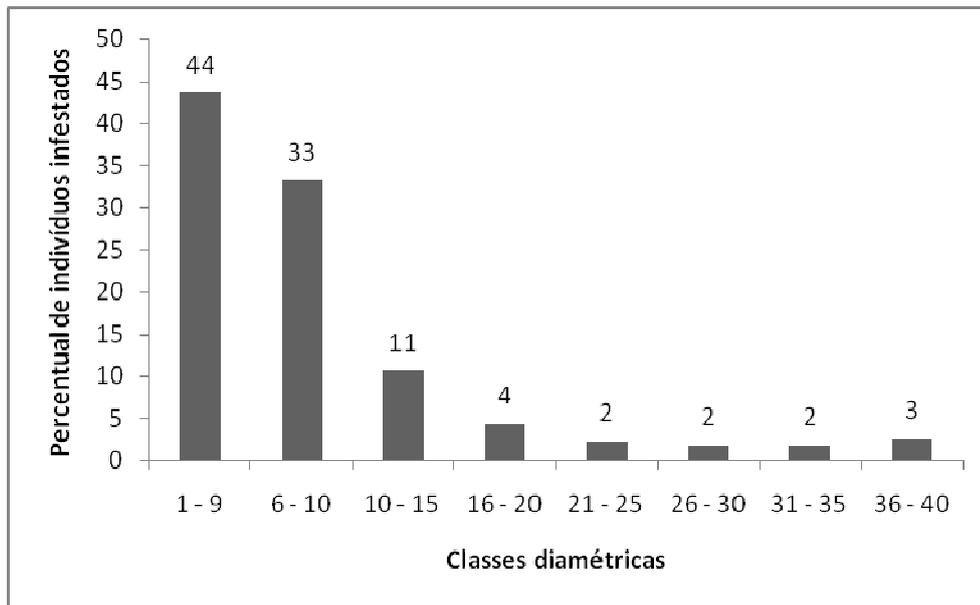


Figura 4. Percentual dos indivíduos arbóreos infestados em cada classe diamétrica (cm), em 1 ha de Floresta Estacional Decidual, no município de Votuporanga, São Paulo, Brasil.

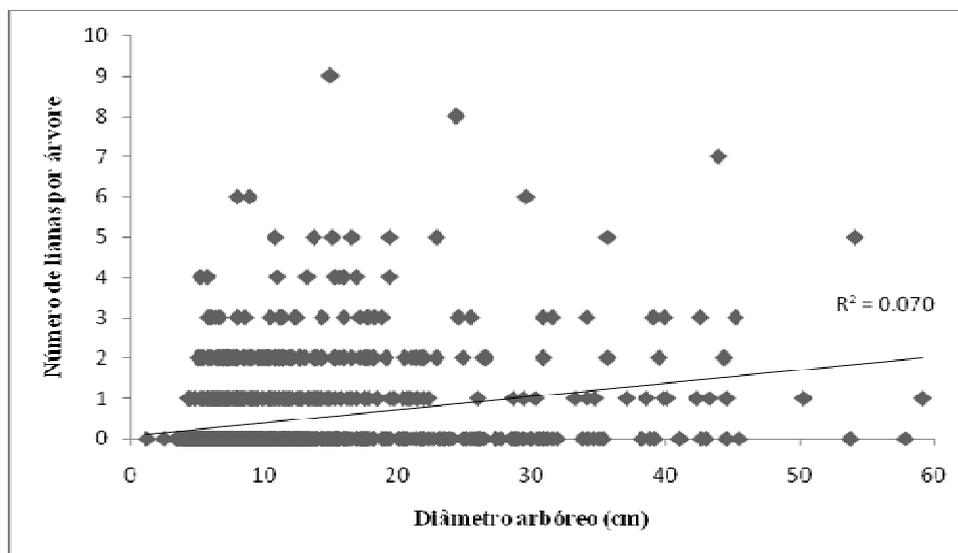


Figura 5. Relação entre o número de lianas por árvore e o diâmetro arbóreo (cada ponto representa o número de lianas por árvore em cada diâmetro arbóreo), em 1 ha de Floresta Estacional Decidual, no município de Votuporanga, São Paulo, Brasil. A linha é uma regressão linear ajustada aos dados ($R^2=0,07$, $p=0,001$).

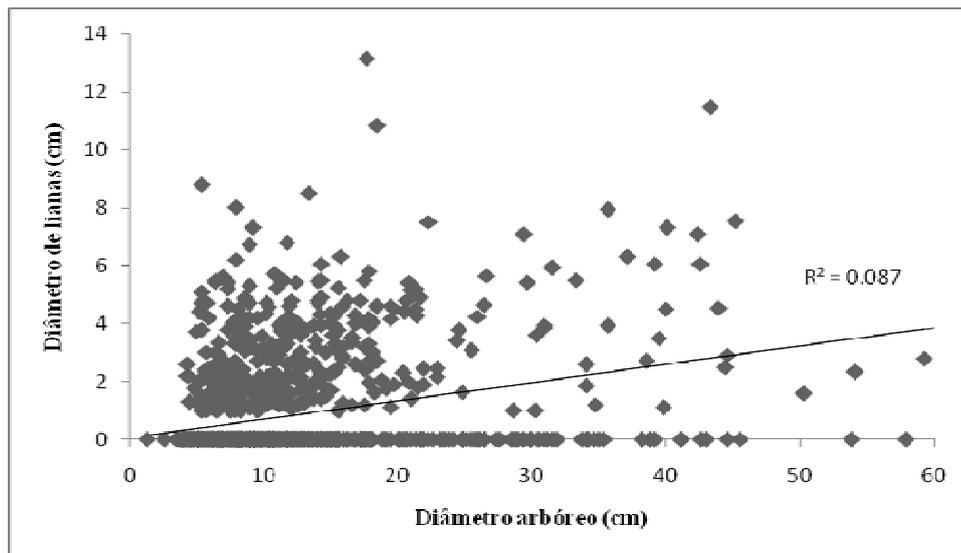


Figura 6. Relação entre o diâmetro de lianas e o diâmetro arbóreo (cada ponto representa um indivíduo de liana) em 1 ha de Floresta Estacional Decidual, no município de Votuporanga, São Paulo, Brasil. A linha é uma regressão linear ajustada aos dados ($R^2=0,08$, $p=0,001$).

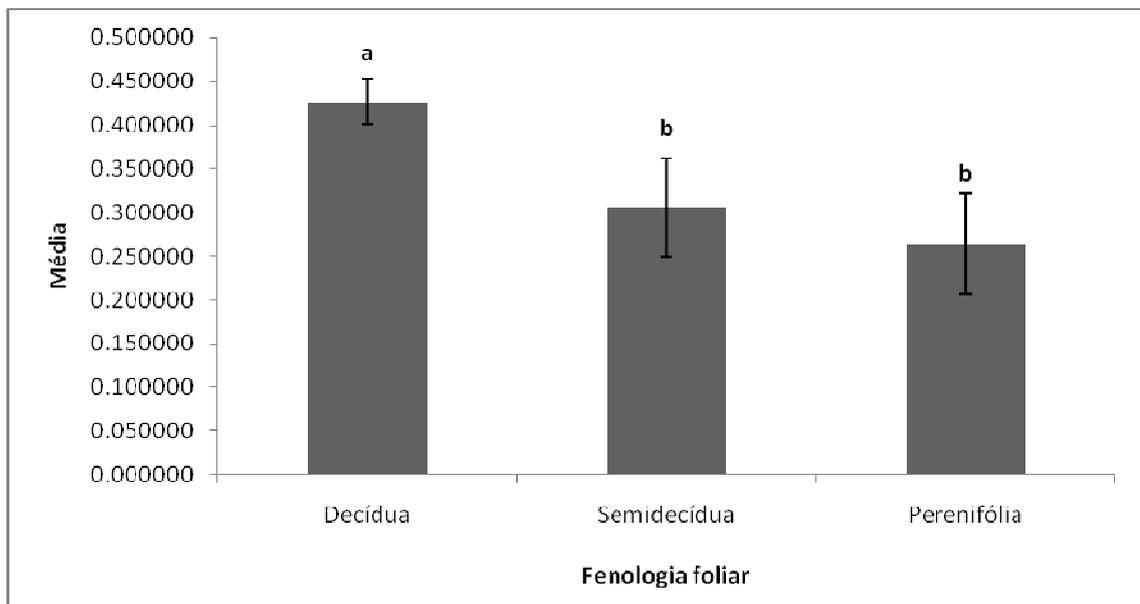


Figura 7. Diferenças na infestação de lianas entre as fenologias foliar. Médias e desvio-padrão das árvores decíduas, semidecíduas e perenifólias ($F_{(2,1632)}= 3,5479$, $P=0,02$), em 1 ha de Floresta Estacional Decidual, no município de Votuporanga, São Paulo, Brasil.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através deste estudo foi possível classificar um fragmento remanescente no noroeste paulista como um fragmento de Floresta Estacional Decidual. Além disso, foi possível verificar que o fragmento, como a maioria dos fragmentos remanescentes, sofreu perturbação, porém ainda possui uma distribuição decrescente no histograma de frequência, indicando assim um equilíbrio na estabilidade das espécies.

A necessidade de estudos mais detalhados para a classificação de fragmentos quanto seu estágio sucessional, além da classificação dos indivíduos quanto seu estágio sucessional, também foi abordada. Pois, como foi levantado nesse estudo, a grande quantidade de indivíduos pioneiros pode ser uma consequência de uma característica própria da formação florestal, por apresentar muitos indivíduos decíduos, que criam clareiras sazonais de deciduidade.

O percentual de infestação por lianas encontrado no fragmento foi baixo e a descontinuidade do dossel, a baixa disponibilidade de treliças ou as perturbações podem ser apontadas como causas dessa baixa infestação.

Portanto, pela escassez de estudos realizados em Florestas Estacionais Deciduais no Estado de São Paulo e também por essas florestas ocorrerem em tantas regiões do Brasil, possuindo assim peculiaridades regionais, a realização de mais trabalhos que visem complementar os dados sobre a flora, a estrutura florestal e o comportamento ecológico das espécies dos remanescentes de Florestas Deciduais, para que, aliado aos dados já existentes,

seja possível propor classificações concisas sobre o tipo de formação vegetal do fragmento estudado e das Florestas Estacionais Decíduas do Brasil, é imprescindível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVIRA, D, PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. 2004. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management*, v.190, p. 73–86.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R., HARPER, J.L. 2007. *Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas*. 4ªed, Artmed, Porto Alegre.

BRASIL. CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 10 de 01 de outubro de 1993. <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=135>, (acesso em 11/02/11).

BUDOWSKI, G. 1963. Forest succession in tropical lowlands. *Turrialba*, v.13, n.1.

BUDOWSKI, G. 1965. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, v.15, n.1.

BUDOWSKI, G. 1970. The distinction between old secondary and climax species in Tropical Central American lowland forests. *Tropical Ecology*, v.11, n.1.

BURON, J., LAVIGNE. D., GROTE, K., TAKIS, R., SHOLES, O. 1998. Association of Vines and Trees in Second-Growth Forest. *Northeastern Naturalist*, v. 5, n.4, p. 359-362.

CAMPANELLO, P.I., GARIBALDI, J.F., GATTI, M.G., GOLDSTEIN, G. 2007. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: Host preference and tree growth. *Forest Ecology and Management*, v.242, p.250–259.

CARSE, L.E., FREDERICKSEN, T.S, LICONA, J.C. 2000. Liana -Tree species associations in a Bolivian dry forest. *Tropical Ecology*, v. 41, n.1, p.1-10.

CARSTEN, L.D., JUOLA, F.A., MALE, T.D., CHERRY, S. 2002. Host Associations of Lianas in a South-East Queensland Rain Forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 18, n. 1, p. 107-120.

CHITTIBABU, C.V. & PARTHASARATHY, N. 2001. Liana diversity and host relationships in a tropical evergreen forest in the Indian Eastern Ghats. *Ecological Research*, v.16, p. 519–529.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. 1990. Distribution and Effects on Tree Growth of Lianas and Woody Hemiepiphytes in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 6, n. 3, p. 321-331.

COUTINHO, L.M.. 2006. O conceito de bioma. *Acta botânica brasílica*, v. 20, n.1, p. 13-23.

DAUBENMIRE, R. 1968. *Plant communities: A textbook of plant synecology*. Harper & Row, New York.

DIAS, A.S. 2009. Arquitetura, historia de vida e infestação por lianas em espécies arbóreas de florestas semidecíduas no município de Campinas, SP. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

DURIGAN, G., MAMEDE, M.C.H., IVANAUSKAS, N.M., SIQUEIRA, M.F., JOLY, C.A., MOURA, C., BARROS, F., SOUZA, F.M., VILELA, F.E.S.P., ARZOLLA, F.A.R.P., FRANCO, G.A.D.C., CORDEIRO, I., KOCH, I., BAITELLO, J., LOMBARDI, J.A., LIMA, L.R., LOHMANN, L.G., BERNACCI, L.C., ASSIS, M.A., AIDAR, M.P., WANDERLEY, M.G.L., TONIATO, M.T.Z., RIBEIRO, M., GROPPA, M., CAVASSAN, O., SANO, P.T., RODRIGUES, R.R., FISCH, S.T.V., MARTINS, S.E. 2008. Fanerógamas. *In Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica, FAPESP, SEMA, p. 104-109.

EMMONS, L.H., GENTRY, A.H. 1983. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. *The American Naturalist*, v. 121, p. 513-524.

ENGEL, V.L., FONSECA, R.C.B., OLIVEIRA, R.E.1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. SÉRIE TÉCNICA IPEF, v. 12, n. 32, p. 43-64.

GANDOLFI, S. 2000. História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GASTON, K.J. 1994. Rarity population and community biology. Londres: Chpman & Hall, 205p.

GENTRY, A.H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. *In* PUTZ, F.E.; MOONEY, H.A.(eds). The biology of vines. Cambridge: Cambridge University Press, p. 3-49.

GLEASON, H. A. 1926. The individualistic concept of the plant association. Bulletin of the Torrey Botanical Club, New York, v.53, p.7-26.

HENLE, K. DAVIES, K. F., KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. Biodiversity and Conservation, v. 13, p. 207-251.

HORA, R.C. 2004. Composição, distribuição e organização espacial das lianas em uma Floresta Estacional Semidecidual em São Carlos – SP. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro, 92p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IVANAUSKAS, N.M. & RODRIGUES, R.R. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. Revista brasileira de Botânica, São Paulo, v.23, n.3, p.291-304.

IVIZI, L. & ARAUJO, G.M. 1997. Fenologia de 14 espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Decídua no município de Uberlândia, MG. Arquivos de Biologia e Tecnologia, v.40, p. 883-892.

JANZEN, D.H. 1973. Dissolution of mutualism between Cecropia and its Azteca ants. Biotropica, v.5, p.15-28.

JOLY, C.A.; CASATTI L.; BRITO, M.C.W.; MENEZES, N.A.; RODRIGUES, R.R.; BOLZANI, V.S. 2008. Histórico do Programa BIOTA/FAPESP - O Instituto Virtual da Biodiversidade. *In* Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, FAPESP, SEMA, p. 44-55.

KAGEYAMA, P. 1987. CONSERVAÇÃO "IN SITU" DE RECURSOS GENÉTICOS DE PLANTAS. IPEF, n.35, p.7-37.

KRONKA, F. J. N.; MATSUCUMA, C. K.; NALON, M.A.; CALI, I. H. D.; ROSSI, M.; MATTOS,I.F.A.; SHIN-IKE, M. S.; PONTINHAS, A. A. S.,2005. Inventário florestal do estado de São Paulo. Instituto Florestal, SP.

LAURANCE, W.F., PÉREZ-SALICRUP, D., DELAMÔNICA, P., FEARNSIDE, P.M., D'ANGELO, S., JEROZOLINSKI, A., POHL, L. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, v. 82, p. 105-116.

LEITÃO FILHO, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas trópicas e subtropicais do Brasil. IPEF, n.45, p.41-46.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo*, v. 16, p. 197-206.

MALIZIA, A. & GRAU, H.R. 2006. Liana–host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology*, v.22, p.331–339.

MORELLATO, L.P., LEITÃO FILHO, H.F. 1996. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. *Biotropica*, v. 28, p. 180-191.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858.

NABE-NIELSEN, J. 2001. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuni National Park, Ecuador. *Journal of Tropical Ecology*, v.17, p.1-19.

NALON, M.A., MATTOS, I.F.A., FRANCO, G.A.D.C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. *In* Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, FAPESP, SEMA, p.14-21.

NESHEIM, I. & ØKLAND, R.H. 2007. Do vine species in neotropical forests see the forest or the trees? *Journal of Vegetation Science*, v.18,p 395-404.

OLIVEIRA R.J. 2006. Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. 2004. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx*, v.38, p. 389-394.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & FONTES, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v.32, n.4b, p.793-810.

OLIVEIRA-FILHO, A.T., CURI, N., VILELA, E.A., CARVALHO, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica*, v.30, p.362-375.

PARREN, M.P.E., BONGERS, F. 2005. Management of climbers in the forests of West Africa. *In* BONGERS, F.; PARREN M.P.E.; TRAORÉ, D. (eds). *Forest Climbing Plants of West Africa: Diversity, Ecology and Management*. Wallingford: CABI Publishing, p. 217-229.

PEÑALOSA, J. 1985. Dinâmica de crescimento de Lianas. *In* GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, R.S. *Investigaciones sobre La regeneración de selvas altas en Veracruz, México*. México: Alhambra Mexicana, v. 2, p. 147-169.

PÉREZ-SALICRUP, D.R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology*, v.82, p.389-396.

PRADO, D.E. & GIBBS, P.E. 1993. Patterns of species distributions in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v. 80, n. 4, p. 902-927.

PRADO, D.E. 1991. A critical evolution of the floristic links between chaco and caatingas vegetation in South America. Thesis, University of St. Andrews, Scotland.

PUTZ, F. E. 2005. Ecologia das Trepadeiras. *Ecology.Info* 24, p. 1-15.

PUTZ, F.E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, v. 65, p.1713-1724.

RANGA, N.T., REZENDE, A.A., CAVASSAN, O., TONIATO, M.T.Z., CIELO-FILHO, R., STRANGHETTI, V.. No prelo - Caracterização florística de remanescentes de vegetação nativa da região noroeste do estado de São Paulo. *In* NECCHI JUNIOR, O. (Org.). FAUNA E FLORA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS REMANESCENTES DA REGIÃO NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO.

RATTER, J.A., POTT, A., POTT, V.J., CUNHA, C.N., ARIDASAN, M. 1988. Observations on woody vegetation types in the Pantanal and at Corumbá, Brazil. *Notes from the Royal Botanical Garden Edinburgh*, v. 45, p. 503-525.

REDDY, M.S. & PARTHASARATHY, N. 2006. Liana diversity and distribution on host trees in four inland tropical dry evergreen forests of peninsular India. *Tropical Ecology*, v. 47, n.1, p.109-123.

REZENDE, A.A. & RANGA, N.T. 2005. Lianas da estação ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, São Paulo, v.19, n.2.

REZENDE, A.A. 2005. Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma Floresta Estacional Semidecidual. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

REZENDE, A.A., RANGA, N.T., PEREIRA, R.A.S. 2007. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo, *Revista brasileira de Botânica*, v.30, n.3.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J., HIROTA, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v.142, p 1141–1153.

RICHARDS, P.W. 1952. *The tropical rain forest: an ecological study*. Cambridge: Cambridge University Press.

RODRIGUES, R.R. & BONONI, V.L.R. (Orgs.). 2008. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo (inclui mapas).

RODRIGUES, R.R. 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. Circular Técnica IPEF, n. 189.

SALIS, S.M., SHEPHERD, G.J., JOLY, C.A. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. *Vegetatio*, v.119, p.155-164.

SÃO PAULO 1997. Decreto 759, Mata Atlântica, Regulamentação para o estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.]

SCARIOT, A. & SEVILHA, A.C. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. *In* SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J. C., FELFILI, J. M. (orgs) CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.119-139.

SCHNITZER, S.A. & BONGERS, F.A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, p. 223-230.

SCHNITZER, S.A. 2005. A mechanistic explanation for global pattern of liana abundance and distribution. *American Naturalist*, v.166, p. 262-276.

STEVENS, G.C. 1987. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. *Ecology*, v.68, p. 77-81.

STRANGHETTI, V. & RANGA, N.T. 1998. Levantamento florístico das espécies vasculares de uma floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 21, n.3, p. 289-298.

SWAINE, M.D. & WHITMORE, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, Dordrecht, v.75, p. 81-86.

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

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. 1999. A regeneração de uma Floresta Tropical de Montana após corte e queima, (São Paulo – Brasil). *Revista brasileira de biologia*, v. 59, p.239-250.

TORRES, R.B., MARTINS, F.R., KINOSHITA, L.S. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.20, p.41-49.

TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. 1996. The conservation value of small, isolated fragment of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution*, v.11, p. 330-333.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.F.V. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*, v.12, n.32, p.25-42.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. 1992. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *In CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS*, 2. São Paulo. Anais. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, p. 400-407.

WHITMORE, T.C. 1989. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*, v. 70, n. 3, p. 536-538.

WILSON, E.O. 1988. *Biodiversity*. Washington, D.C., National Academy Press. Disponível em : http://books.nap.edu/openbook.php?record_id=989&page=120.

ZIPPARRO, V.B., GUILHERME, F.A.G., Almeida-Scabbia, R.J., MORELLATO, L.P.C.
2005. Levantamento florístico de Floresta Atlântica no sul do Estado de São Paulo, Parque
Estadual Intervales, Base Saibadela. *Biota Neotropica*, v. 5, n.1.