



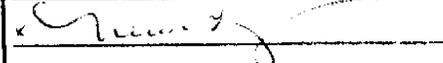
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

ANDRÉIA ALVES REZENDE

COMUNIDADE DE LIANAS E SUA ASSOCIAÇÃO COM ÁRVORES EM UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

Este exemplar corresponde à redação
da tese defendida pelo(a) candidato(a) ...

ANDRÉIA ALVES REZENDE


e aprovada pela Comissão Julgadora

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da
Universidade Estadual de Campinas para a
obtenção do título de Doutor em Biologia
Vegetal.

ORIENTADORA: PROFA. DRA. NEUSA TARODA RANGA

CAMPINAS -SP

2005

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

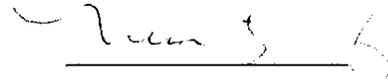
- R339c** **Rezende, Andréia Alves**
Comunidade de lianas e sua associação com árvores em uma floresta
estacional semidecidual / Andréia Alves Rezende. -- Campinas, SP: [s.n.],
2005.
- Orientadora: Neusa Taroda Ranga
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas .
Instituto de Biologia.
1. Comunidade. 2. Liana. 3. Diversidade biológica.
4. Estações ecológicas. I. Ranga, Neusa Taroda.
II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Tese de Doutorado
Universidade Estadual de Campinas
Instituto de Biologia

Data da defesa: 16 de fevereiro de 2005

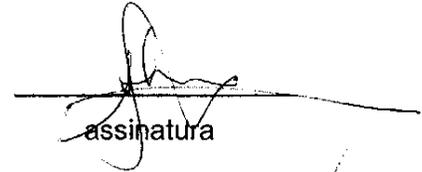
Banca examinadora:

Profa. Dra. Neusa Taroda Ranga (Orientadora)



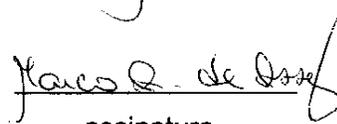
Assinatura

Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita



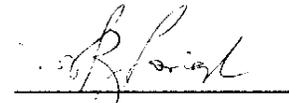
assinatura

Prof. Dr. Marco Antônio de Assis



assinatura

Profa. Dra. Maria Teresa Zugliani Toniato



assinatura

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues



assinatura

Profa. Dra. Dionete Santin



assinatura

Prof. Dr. Rodrigo A. Santinelo Pereira



assinatura

*Aos meus pais
Antonio e Divanir
Por sempre apoiarem minhas escolhas.*

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Neusa Taroda Ranga, pela orientação, pela confiança no trabalho e pela amizade em todos esses anos;

Ao Prof. Dr. Rodrigo A. Santinelo Pereira, pelo auxílio na análise, interpretação e discussão dos resultados deste trabalho e também pela disponibilidade e grande amizade;

Ao Prof. Dr. Fernando Roberto Martins, pela ajuda na elaboração do projeto de doutorado;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutoramento;

À Direção do Instituto Florestal pela autorização concedida para realização deste estudo e aos funcionários, Aparecido, Josimar, Valdecir, Dirceu e Aduino;

Aos especialistas que gentilmente identificaram muitas das espécies amostradas neste trabalho;

Ao Prof. Dr. Marco Antonio de Assis, à Profa. Dra. Maria Teresa Z. Toniato e ao Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pelas sugestões durante a pré-banca e por aceitarem participar como membros da banca desta tese;

À Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita pelas sugestões no projeto apresentado para o exame de qualificação e por participar da banca de doutoramento.

À Profa. Dra. Dionete Santin e ao Prof. Dr. Rodrigo A. Santinelo Pereira, por aceitarem participar como membros da banca de doutoramento;

À Profa. Dra. Ana Maria A. Tozzi e Profa. Dra. Sandra M. Carmello Guerreiro, pelas sugestões apresentadas durante o exame de qualificação;

À Simone, pela intensa amizade, pela leitura do trabalho, pelo exemplo de disciplina e conduta e por me acolher em sua casa sempre;

Ao Fabrício, pela companhia e ajuda no trabalho de campo e, também, pela amizade;

Aos docentes e funcionários do Departamento de Botânica da Unicamp e do Departamento de Zoologia e Botânica da Unesp, campus de São José do Rio Preto;

Aos colegas do Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal;

Aos meus grandes amigos Gilberto, Keca, Cibele, Matê, Fernandinha, Célia, Nenê, Valéria, Lac's, Geisa, Lú, Bel, Lê, pelo afeto e companheirismo;

À minha família e, em especial, aos meus pais, à Alessandra, minha irmã, Joniel, seu companheiro e ao meu sobrinho Luiz Guilherme, por existirem em minha vida;

À todos vocês meus sinceros agradecimentos.

ÍNDICE GERAL

Resumo.....	x
Abstract	xi
Introdução geral	1
Área de estudo.....	2
Referências	7
 Capítulo I: Comunidade de lianas de um fragmento de floresta	
Estacional Semidecidual, Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.....	9
Resumo	9
Introdução	10
Material e métodos	12
Resultados	14
Discussão	23
Referências	28
 Capítulo II: Associação de árvores e lianas em um fragmento de	
floresta Estacional Semidecidual, Paulo de Faria, São Paulo, Brasil	39
Resumo.....	39
Introdução	40
Material e métodos	43
Resultados	48
Discussão	55
Referências	59
 Considerações finais	64

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Espécies de lianas amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	14
Tabela 2. Descritores da comunidade de lianas e de árvores em 1 ha de floresta estacional semidecidual	17
Tabela 3. Descritores fitossociológicos das espécies de lianas amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	18
Tabela 4. Número de espécies de lianas por famílias em 1 ha de floresta estacional semidecidual	20
Tabela 5. Porcentagem de indivíduos com DAP < 2,5 cm nas 10 espécies mais abundantes de lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	21
Anexo 1. Espécies de árvores amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	34
Anexo 2. Descritores fitossociológicos das espécies de árvores amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	37

Capítulo 2

Tabela 1. Índices de correlação de Pearson entre as características das árvores estudadas	46
Tabela 2. Proporção de árvores infestadas por lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	50
Tabela 3. Modelo linear generalizado do número de árvores ocupadas por liana vs. DAP da liana e mecanismo de escalada	53
Tabela 4. Modelo linear generalizado do número de lianas por árvore vs. DAP da árvore	54
Tabela 5. Modelo linear de densidade de lianas por parcela vs. características da vizinhança	55

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Diagrama climático para a Estação Ecológica de Paulo de Faria	3
Figura 2. Localização geográfica do Município de Paulo de Faria, localização da Estação Ecológica de Paulo de Faria e fotografia aérea do fragmento estudado	6
Figura 3. Riqueza de espécies e abundância de indivíduos por família de lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	16
Figura 4. Curva do coletor e taxa de incremento de espécies de árvores e lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	19
Figura 5. Número de indivíduos por famílias de lianas em duas classes de tamanho em 1 ha de floresta estacional semidecidual	21
Figura 6. Distribuição do número de indivíduos de lianas em classes de diâmetro em 1 ha de floresta estacional semidecidual	22

Capítulo 2

Figura 1. Distribuição do número de lianas em árvores em 1 ha de floresta estacional semidecidual	48
Figura 2. Distribuição de classes de tamanho de árvores com ou sem lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual	49
Figura 3. Proporção de infestação vs. diversidade de liana em 25 espécies de árvores	52
Figura 4. Proporção de infestação vs. número de espécies de liana em 25 espécies de árvores	52
Figura 5. Número observado e esperado de indivíduos de lianas em cada tipo de casca de árvore e a relação com os mecanismos de escalada	54

RESUMO

Lianas são plantas que germinam no solo, mantêm-se enraizadas durante toda a vida e necessitam de suporte físico para alcançarem o dossel. Elas são membros característicos das florestas tropicais, onde contribuem com cerca de 25% da diversidade vegetal. Às vezes, dominam a vegetação, principalmente em áreas perturbadas. Lianas competem com árvores por nutrientes e luz, e influenciam a taxa de crescimento e a mortalidade de sua árvore hospedeira. Embora as lianas iniciem sua escalada a partir do chão, muitas colonizam árvores vizinhas pelo dossel da floresta, “amarrando-se” às outras, podendo ocasionar a queda de várias árvores quando uma delas cai. Devido a sua abundância e o seu impacto sobre as árvores, é de grande importância conhecer os fatores que governam a distribuição e dinâmica das lianas na floresta tropical e, assim, desenvolver estratégias de uso sustentável. Assim, os objetivos desta tese foram: (1) avaliar a riqueza e abundância das lianas e (2) a relação das lianas com as características do hospedeiro e com a estrutura da floresta. O trabalho foi realizado em um fragmento de floresta estacional semidecidual, com cerca de 435,73 ha, na Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP. Foram amostradas 100 parcelas de 10 x 10 m (1 ha). As lianas com diâmetro ≥ 1 cm e as árvores ≥ 3 cm enraizadas nas parcelas foram medidas no DAP (diâmetro à altura do peito - 1,30m) e identificadas. Amostrou-se 1427 indivíduos de 45 espécies de lianas, pertencentes a 14 famílias, sendo as mais ricas: Bignoniaceae (14 espécies), Sapindaceae (nove) e Malpighiaceae (seis), e as mais abundantes Bignoniaceae, Sapindaceae e Apocynaceae. A riqueza de lianas foi aproximadamente igual à metade (razão 0,51) da riqueza de árvores (87 espécies). A densidade média de lianas e árvores foi semelhante, cerca de 1400 indivíduos/ha. *Melloa quadrivalvis* (Bignoniaceae) foi a espécie mais comum na área estudada. Do total de indivíduos de lianas amostrados, 57,6% apresentaram diâmetros entre 1 - 2,5 cm, correspondendo a 95% da riqueza total amostrada. Das 1419 árvores amostradas, 53% carregavam pelo menos uma liana. As espécies menos infestadas que a média geral foram *Inga marginata*, *Piper amalago*, *Trichia catigua* e *T. clausenii*, e somente uma, *Machaerium paraguayense*, foi mais infestada que a média, considerando todas as espécies. Os resultados, de modo geral, não apoiaram a hipótese de especificidade entre espécies de lianas e espécies de árvores, pois a riqueza e a diversidade de espécies de lianas aumentaram com a proporção de infestação. Se houvesse especificidade, esperar-se-ia que uma espécie de árvore fosse mais infestada por uma determinada espécie de liana. O mecanismo de escalada das lianas não influenciou o número de árvores que cada liana escalou, embora tenha ocorrido associação positiva entre árvores com casca rugosa e lianas com gavinhas. Considerando-se as características individuais do hospedeiro, as árvores com diâmetros maiores apresentaram maior densidade de lianas. Com relação às características da vizinhança, as diferenças encontradas provavelmente se devem as condições de luminosidade do ambiente. As parcelas com maior proporção de árvores com DAP > 30 cm apresentaram relação negativa significativa com a densidade de lianas. A relação foi positiva em parcelas com maior proporção de árvores com copas ≤ 3 m de altura. Assim, as evidências deste estudo sugerem que a distribuição das lianas foi mais influenciada por características da comunidade do que pelas características das espécies de árvores presentes.

ABSTRACT

Lianas are soil-germinating plants, perennially rooted and which need support to reach the canopy. They are characteristic from the rain forests, where they contribute with near 25% of vegetal diversity. Lianas compete with trees for nutrients and light, influencing growth and mortality rates of its host tree. Although lianas begin their life on the ground, many of them colonize vicinity trees through the forest canopy, “tying” themselves to the others, and may cause the fall of many trees. Due to their abundance and impact over other trees, it is important to know the factors governing distribution and dynamics of the lianas in order to better understand the rain forest and to develop sustainable strategies. Thus, the aims of this study were: (1) to assess the richness and abundance of lianas, and (2) to establish the relation of lianas with the characteristics of the hosts and the structure of the forest. The research was carried out in a fragment of a Semideciduous Stational Forest with 435.73 ha, at the Paulo de Faria Ecological Station. The sampling consisted of 100 plots of 10 x 10 m (1 ha), allotted in an area of 4 ha. Lianas with a diameter ≥ 1 cm and trees ≥ 3 cm rooted in the plots were measured in DBH (diameter at breast height –1.30m) e identified. In the study area, 1427 individuals were sampled from 45 species of lianas, belonging to 14 families, the richest ones being Bignoniaceae (14 species), Sapindaceae (nine) e Malpighiaceae (six), and the more abundant Bignoniaceae, Sapindaceae e Apocynaceae, adding up to 80% of the sampled individuals. The liana richness was approximately equal to half (ratio 0.51) the tree richness (87 species). Average density of lianas and trees was similar, around 1400 individuals/ha. *Melloa quadrivalvis* (Bignoniaceae) was the most common species in the study area. From the total number of the sampled liana individuals, 57.6% presented diameters between 1- 2.5 cm, corresponding to 95% of the total sampled richness. Only 26 individuals presented diameter higher than 10 cm. From the 1419 trees with diameter ≥ 3 cm, 53% carried at least one liana, with the higher rate of infestation (79%) occurred in the individuals with diameters > 10 cm. Species less infested than the expectation were *Inga marginata*, *Piper amalago*, *Trichia catigua* e *T. clausenii*. One species, *Machaerium paraguariense*, was more infested than the expectation. In general, results did not support the hypothesis of species-specificity between lianas and trees, since the richness and diversity of liana species increased with the infestation rate. Climbing mechanism did not influence the number of trees climbed by each liana, although we have found positive association between wrinkled bark and tendrils. Considering the individual characteristics of the host, trees with larger diameters showed higher density of lianas. In relation to the vicinity characteristics, the plots with higher rate of big trees (DBH > 30 cm) showed significant negative relation with the density of lianas. The relation was positive in plots with higher rate of trees with small crown (≤ 3 m). Thus, our study showed the association between tree and vicinity characteristics with infestation and density of lianas.

INTRODUÇÃO GERAL

A importância das lianas na floresta tropical foi inicialmente reconhecida por naturalistas, como Darwin (1867) e Schenck (1892, 1893 *apud* Putz & Mooney 1991) ainda no século XIX; desde então, estudos sobre a ecologia de lianas têm sido relativamente raros, especialmente quando comparados aos de árvores. Entretanto, nas duas últimas décadas, o interesse por estudos sobre a biologia e ecologia das lianas tem aumentado, principalmente a partir dos trabalhos de Putz (1984) e Putz & Mooney (1991) e devido ao reconhecimento de que as lianas são parte integral da comunidade florestal e que contribuem com muitos aspectos na dinâmica da floresta. Atualmente, Schnitzer (2002) apresentou uma revisão sobre a ecologia das lianas e seu papel nas florestas, ressaltando que os mecanismos responsáveis pela manutenção da diversidade de espécies de lianas seriam um campo novo para o entendimento de toda a diversidade de espécies. No início de 2004 foi publicado um volume apenas com artigos sobre ecologia e manejo de lianas na revista *Forest Ecology & Management*. Estes trabalhos foram apresentados no Simpósio organizado pela Associação de Biologia e Conservação Tropical no Panamá em 2002, e incluem pesquisas realizadas em vários lugares do mundo (Costa Rica, Panamá, Bolívia, Brasil, Equador, Porto Rico, África e regiões da Índia peninsular).

As lianas são comuns em florestas tropicais (Richards 1996). Apresentam grande importância ecológica (Peñalosa 1983), pois contribuem na diversidade florística (Gentry & Dodson 1987) e fornecem alimento e habitat para a fauna (Emmons & Gentry 1983). Por outro lado, competem com as árvores por recursos, diminuindo a taxa de crescimento e fecundidade de árvores adultas, o que retarda a regeneração de plântulas e árvores jovens e contribui para o aumento de clareiras (Pérez-Salicrup et al. 2004).

O conhecimento da riqueza e diversidade de lianas e o entendimento de sua ecologia e de sua associação com outras plantas e animais são cruciais, não somente para o

conhecimento da estrutura e a dinâmica das florestas tropicais, como também para a elaboração de planos de manejo destas florestas. Neste estudo, avaliou-se a composição de espécies e abundância das lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual (Capítulo 1), formação esta bastante fragmentada e pouco estudada no que diz respeito à comunidade de lianas. Além disso, a relação entre as lianas e as características do hospedeiro e a estrutura da floresta foram avaliadas (Capítulo 2), procurando testar as sugestões de Putz (1984), de que algumas espécies arbóreas são mais susceptíveis à infestação por lianas e que a estrutura da floresta determina o seu padrão de distribuição e sua abundância. Sendo assim, a segunda parte deste trabalho (Capítulo 2) analisa a ocorrência de susceptibilidade e/ou especificidade árvore-liana e a importância das características individuais das árvores ou, alternativamente, da estrutura da floresta, para a distribuição e abundância das lianas.

Considerando que as lianas representam um importante componente das formações vegetais, os dados provenientes deste trabalho poderão contribuir com informações para aumentar o conhecimento sobre a comunidade de lianas em florestas estacionais semidecíduais e auxiliar no estabelecimento de padrões florísticos e estruturais. Além disso, esses conhecimentos básicos poderão ser aplicados nas decisões referentes a planos de manejo em fragmentos florestais.

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na Estação Ecológica de Paulo de Faria (EEPF), localizada ao norte do Estado de São Paulo, Brasil (19°55' 19°58' S 49°31' 49°32' W), às margens do rio Grande, na divisa com o Estado de Minas Gerais. A área de floresta encontra-se em altitude que varia de 400 a 495 m e abrange cerca de 650 ha, sendo que 435,73 ha correspondem à EEPF. Na região, o clima é do tipo Aw, tropical quente e úmido, com chuvas no verão e

estiagem no inverno, segundo a classificação de Köppen (1948). As médias anuais de temperatura e precipitação foram 27°C e 1405 mm, respectivamente (dados fornecidos pela Diretoria Agrícola de Paulo de Faria, que dista cerca de 30 Km da área de estudo). Existem duas estações climáticas bem definidas: uma seca (junho a agosto) com precipitação de 55 mm e com temperatura média de 23°C, outra chuvosa (novembro a março) com precipitação de 1066 mm e com temperatura média de 30°C (Figura 1).

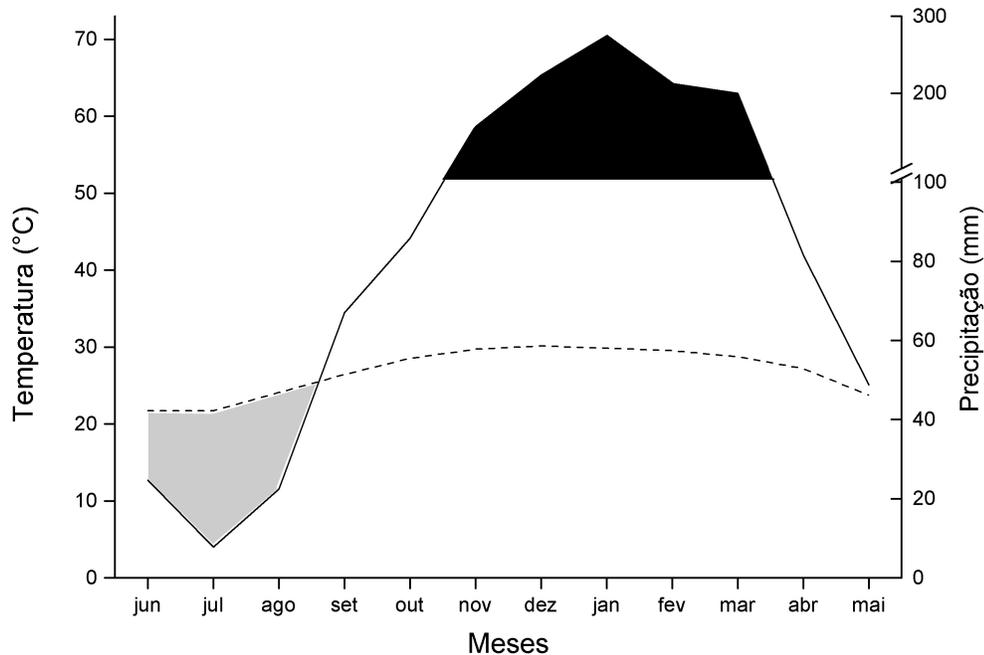


Figura 1. Diagrama climático para a Estação Ecológica de Paulo de Faria. Temperatura média mensal (- - -) referente ao período de 1989 a 1995 e precipitação mensal (—) referente ao período de 1989 a 2001. A área preenchida por preto representa os períodos de excesso de chuvas (≥ 100 mm) e a área cinza representa os períodos de seca.

Durante os meses secos algumas árvores perdem as folhas, o que classifica esta floresta como estacional semidecidual (Veloso 1991). O solo pertence à unidade taxonômica Latossolo Roxo (LR), conhecido como terra-roxa (Brasil, 1960).

Segundo Tomasetto (2003), o histórico da Estação Ecológica de Paulo de Faria (ECPF) registra que nas décadas de 60 e 70, a área na qual ela se encontra era uma propriedade particular e um dos últimos grandes fragmentos da região, com uma extensão de aproximadamente 1000 ha. No final da década de 70, o fragmento sofreu uma drástica redução,

perdeu cerca de 300 ha, que foram utilizados para a agricultura e pastagens. No início da década de 80, autoridades da cidade de Paulo de Faria, conscientes da importância e do valor ambiental deste fragmento, iniciaram o processo de desapropriação da área. Nesse processo, a prefeitura do município conseguiu que a CESP (Centrais Elétricas do Estado de São Paulo), que naquela ocasião concluía as obras da barragem de Água Vermelha, adquirisse o fragmento. Com a construção da barragem e a conseqüente inundação causada pelo represamento do rio Grande, cerca de 50 ha do fragmento ficaram submersos, restando cerca de 650 ha. Em 23 de setembro de 1981, por meio do Decreto Estadual nº 17.724, foi criada a Estação Ecológica de Paulo de Faria, sob a administração do Instituto Florestal da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Desde então, não há registros de grandes distúrbios, tais como fogo e retirada de madeira. A mata da EEPF encontra-se atualmente circundada por extensas pastagens, sendo observados apenas alguns pequenos fragmentos (não maiores que 2 ha) nas redondezas.

Com base em características fisionômicas, Stranghetti & Ranga (1998) reconheceram três fitofisionomias na área de estudo, chamando-as de estações de coleta. Na estação de coleta próxima ao rio, o solo é raso, com menor capacidade de armazenamento hídrico, as árvores são adensadas e altas, predominando Angico (*Anadenanthera macrocarpa*, Leguminosae) e Aroeira (*Myracrodon urundeuva*, Anacardiaceae), que nos meses secos apresentam-se completamente sem folhas; nas outras estações de coleta, onde encontra-se a maior parte da mata da Estação Ecológica, o solo é profundo. Entretanto, no trecho da segunda estação de coleta, há uma predominância de clareiras e as árvores altas estão espaçadas, possivelmente em função de perturbações antrópicas no passado. Na estação de coleta 1, o ambiente é sombreado e aparentemente mais úmido e foi considerada pelas autoras como a mais preservada da Estação Ecológica, onde foi realizado o presente estudo. A área selecionada tem cerca de 100 ha, com contorno irregular e maior dimensão no sentido sudeste-noroeste (Figura 2).

Tomasetto (2003) descreve a vegetação do trecho estudado neste trabalho como densa, com dossel variado, de 15 a 20 m de altura, sendo comum a presença de indivíduos emergentes com mais de 25 m. O estrato herbáceo-arbustivo contém, além de ervas e arbustos, indivíduos jovens das espécies arbóreas. A ocorrência de lianas é freqüente em determinados trechos, formando densos emaranhados que dificultam a locomoção no interior da floresta. Em alguns casos estas lianas ocupam totalmente a copa das árvores.

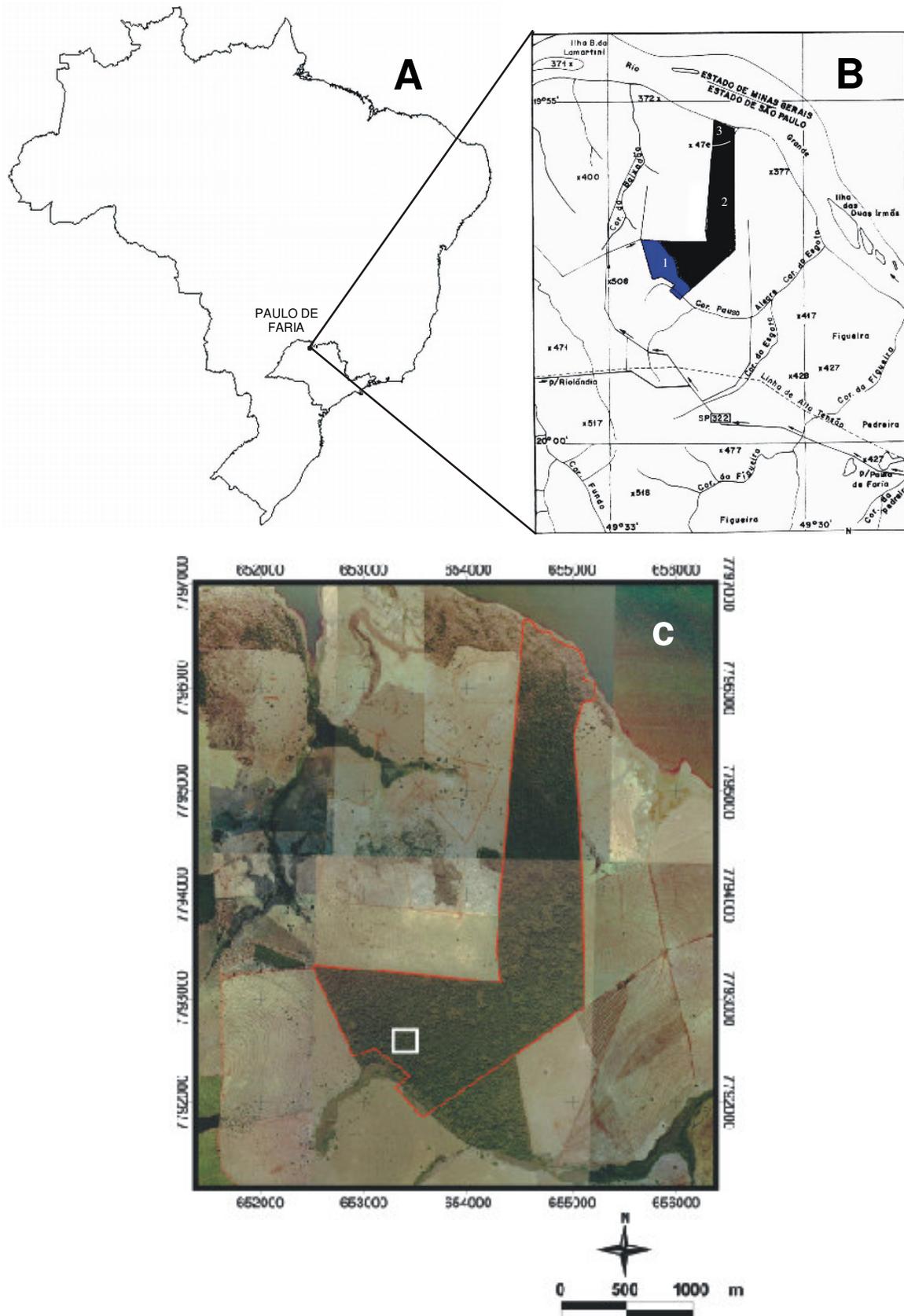


Figura 2. (A) Localização geográfica do Município de Paulo de Faria, região norte do Estado de São Paulo, Brasil. (B) Localização da Estação Ecológica de Paulo de Faria (EEPF). (C) Fotografia aérea do fragmento estudado. A linha vermelha indica os limites da EEPF. O quadrado branco indica a localização do trecho amostrado.

REFERÊNCIAS

- Brasil. 1960. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado de São Paulo**. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura, Boletim 12. 634 p.
- Darwin, C. 1867. On the movements and habits of climbing plants. **The Journal of the Linnean Society (Botany) 9**: 1-118.
- Emmons, L. H. & Gentry, A. H. 1983. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. **The American Naturalist 121**(4): 513-524.
- Gentry, A. H. & Dodson, C. 1987. Contribution of non-trees to species richness of tropical rain forest. **Biotropica 19**(2): 149-156.
- Köppen, W. 1948. **Climatologia**. México: Fundo de Cultura Econômica.
- Peñalosa, J. 1983. Shoot dynamics and adaptive morphology of *Ipomea phillomega* (Vell.) House (Convolvulaceae), a tropical rainforest liana. **Annals of Botany 52**: 737-754.
- Pérez-Salicrup, D. R.; Schnitzer, S. & Putz, F. E. 2004. Community ecology and management of lianas. **Forest ecology and management 190**: 1-2.
- Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds.) 1991. **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge. 526 p.
- Putz, F. E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology 65**(6): 1713-1724.
- Richards, P. W. 1996. **The tropical rain Forest: an ecological study**. Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 223-230.

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** 21(3): 289-298.

Tomasetto, F. 2003. **Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 133 p.

Veloso, H. P. 1991. **Manual técnico da vegetação brasileira.** IBGE, Rio de Janeiro. 92 p.

Capítulo I

Comunidade de lianas de uma floresta Estacional Semidecidual, Município de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

RESUMO

As lianas são encontradas em qualquer tipo de formação vegetal onde existam árvores capazes de sustentá-las. Principalmente nas florestas tropicais, constituem uma forma de vida importante em virtude de sua diversidade, por fazerem parte da estrutura da floresta e, além disso, servirem de alimento para uma variedade de animais. Este trabalho teve como objetivo avaliar a composição de espécies, a diversidade e a estrutura da comunidade de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. Amostraram-se os indivíduos de lianas com DAP ≥ 1 cm em 100 parcelas de 10 x 10 m (1 ha), resultando em 1427 indivíduos de 45 espécies, o que representou uma diversidade (H') de 2,98 nats/indivíduo. As famílias mais ricas em espécies foram Bignoniaceae (14 espécies), Sapindaceae (nove), Malpighiaceae (seis) e Leguminosae (quatro), semelhante ao observado em outras florestas neotropicais. As famílias Bignoniaceae, Sapindaceae e Apocynaceae foram representadas por grande número de indivíduos, sendo *Melloa quadrivalvis* a espécie com maior valor de importância. A maioria dos indivíduos amostrados (57,6%) apresentou diâmetro $< 2,5$ cm, somente 26 indivíduos tiveram o diâmetro > 10 cm. Nossos dados sugerem que se o objetivo for estimar a abundância, todos os indivíduos com DAP > 1 cm devem ser amostrados.

INTRODUÇÃO

As lianas ocorrem praticamente em qualquer tipo de formação vegetal onde haja árvores capazes de sustentá-las (Richards 1996). A riqueza de espécies de lianas diminui com o aumento da latitude, ocorrendo em menor abundância e diversidade nas regiões temperadas (Putz 1984; Gentry 1991). Nos trópicos, são uma forma de vida conspícua e particular da floresta tropical úmida, com grande importância ecológica (Peñalosa 1984). São muito importantes floristicamente, contribuindo com cerca de 25% da densidade de indivíduos com caules lenhosos e da riqueza de espécies das florestas tropicais (Gentry 1991; Appanah et al. 1992; Schnitzer & Bongers 2002). Segundo Emmons & Gentry (1983) as lianas representam, em média, 21% das espécies de plantas utilizadas como alimento por uma ampla variedade de primatas tropicais. Embora muitas lianas tenham sementes e/ou frutos dispersos pelo vento, ainda assim são importantes para os animais da floresta, pois eles se alimentam de brotos e frutos jovens (Chiarello 1995) e ainda, produzem flores em abundância, o que as tornam um componente importante para a comunidade de polinizadores (Putz 2004). Estruturalmente, fornecem estabilidade arquitetural à floresta, porque constituem uma rede natural entre as árvores, proporcionando caminhos entre as copas para muitos animais que vivem no dossel da floresta (Putz 1984; Putz 2004). Mas, paradoxalmente, elas podem representar um forte prejuízo para as árvores hospedeiras, devido à competição por luz, água e nutrientes e por exercerem peso na copa das árvores (Putz 1984; Stevens 1987; Clark & Clark 1990; Dillenburg et al. 1993).

A maioria dos estudos sobre ecologia de lianas foi realizada em florestas tropicais úmidas (Hegarty & Caballé 1991), atribuindo-se grande importância aos aspectos de abundância, riqueza, diversidade e associação de espécies de árvores e lianas. Estudos mostram que sua abundância é maior em clareiras da floresta, nos vales, nos solos ricos em nutrientes, em florestas com estação seca bem marcada e em florestas de inundação temporal, onde a disponibilidade de suporte utilizada para a sua sustentação é maior (Putz 1984; Putz &

Chai 1987; Lott et al. 1987; Gentry 1991, Hegarty & Caballé 1991; Balfour & Bond 1993; Lieberman et al. 1996).

Apesar de sua reconhecida importância ecológica, a atenção dirigida ao estudo das espécies de lianas tem sido pequena e, além disso, embora apresente uma vasta distribuição, é, provavelmente, o grupo de plantas menos estudado, devido à dificuldade de coleta em florestas densas e ricas em espécies e à altura em que se encontram nas copas das árvores (Gentry 1991). Embora vários estudos tenham sido realizados recentemente em muitas florestas (por exemplo, De Walt et al. 2000; Gerwing & Farias 2000; Muthuramkumar & Parthasarathy 2000; Perez-Salicrup & Barker 2000; Schnitzer et al. 2000; Horvitz & Koop 2001; Laurance et al. 2001; Muthuramkumar & Parthasarathy 2001; Nabe-Nielsen 2001; Perez-Salicrup et al. 2001; Schnitzer & Carson 2001; Carsten et al. 2002; Phillips et al. 2002; Schnitzer & Bongers 2002; Rice et al. 2004), a ecologia de lianas ainda é pouco conhecida. No Brasil, estudos que tratam da riqueza deste grupo estão se tornando comuns (Kim 1996, Rezende 1997, Morellato & Leitão Filho 1998, Udulutsch et al. 2004; Udulutsch 2004; Rezende & Ranga no prelo). Entretanto, os que abordam os aspectos ecológicos das florestas raramente incluem as lianas. Dentre esses, destacam-se os trabalhos referentes a fitossociologia (Hora & Soares 2002), mortalidade e crescimento em diâmetro (Lombardi et al. 1999), fenologia (Morellato & Leitão Filho 1996), abundância relacionada a diferentes históricos de perturbações (Toniato & Oliveira-Filho 2004) e sobre manejo em fragmentos florestais (Engel et al. 1998; Rozza 2003), realizados em florestas semidecíduas, além de fisionomia e organização na vegetação do carrasco (Araújo & Martins 1999). Estudos básicos sobre a comunidade de lianas, tais como abundância relativa, associação liana-forófito e referentes às mudanças ao longo do tempo, continuam ainda pouco explorados. Em programas silviculturais, o controle de lianas tem sido recomendado como ferramenta de manejo florestal (Engel & Oliveira 1998). Porém, quando o enfoque é a conservação de fragmentos florestais e não a produção de madeira, os possíveis impactos ecológicos decorrentes da eliminação das lianas não são conhecidos (Johns 1988). Devido à escassez de conhecimento de sua biologia e a sua importância nos fragmentos

florestais, muitas questões sobre o manejo e a conservação de florestas ainda estão sem respostas. Assim, um maior número de estudos a respeito deste grupo de plantas poderá preencher esta lacuna no conhecimento da ecologia vegetal.

Este estudo teve como objetivo avaliar a composição, a diversidade, a distribuição de espécies e a estrutura da comunidade de lianas de um trecho de floresta estacional semidecidual, sabendo-se que o conhecimento desses parâmetros é básico para o estudo de comunidades florestais.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

A coleta de dados para a descrição da comunidade de lianas e árvores da área estudada foi realizada durante o período de março de 2000 a setembro de 2003, utilizando-se o método de parcelas (Müller-Dombois & Elleberg 1974). Em uma área selecionada de quatro hectares foram delimitadas 100 parcelas de 10x10 m, totalizando uma área amostral de 10.000 m² (1 ha).

Para alocar as parcelas foi traçado, num mapa, um sistema de coordenadas com eixos ortogonais x e y de 200 m de comprimento, sendo o eixo x correspondente a uma trilha que corta a área 1 (Figura 2 – Introdução geral). Em seguida, foram sorteados aleatoriamente pares x-y de números, os quais definiram a localização do vértice das parcelas voltado para a origem dos eixos. As parcelas foram posicionadas em campo por meio de bússola e trena, tomando a trilha como referência.

Neste estudo, não foram consideradas, na amostra, áreas que incluíam pelo menos uma árvore morta (caída ou em pé). Essas áreas geralmente apresentam alta densidade de lianas, o que poderia influenciar na estimativa de associação entre árvores e lianas (Hegarty & Caballé 1991), que será abordada no segundo capítulo deste trabalho. Portanto, quando as

parcelas sorteadas se localizavam em áreas com árvore morta, sua alocação em campo era deslocada.

Em cada parcela foram numerados, medidos e identificados todos os indivíduos de espécies arbóreas com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 3 cm e todos os indivíduos de lianas com DAP ≥ 1 cm enraizados na parcela. As espécies de árvores e lianas foram coletadas e identificadas com o auxílio de bibliografia especializada, comparadas aos materiais depositados nos herbários SJRP, UEC e USP e, quando necessário, enviadas a especialistas. O material foi processado e incorporado no herbário SJRP do departamento de Zoologia e Botânica do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, UNESP, São José do Rio Preto e UEC do Departamento de Botânica da UNICAMP.

Foi adotado o sistema de classificação de Cronquist (1981) para a listagem de famílias, com exceção das Leguminosae que foi tratada de acordo com Judd et al. (2002). Os nomes de autores das espécies foram citados seguindo Brumitt & Pawells (1992).

Análise de dados

Descrição da comunidade de lianas

Foram utilizados descritores absolutos e relativos de densidade, frequência e dominância, e o índice de valor de importância (IVI) segundo Müller-Dombois & Ellenberg (1974). Curvas de acumulação de espécies/área amostrada e de incremento de novas espécies/área foram construídas para árvores e lianas. Os índices de diversidade de Shannon – Weaver e o de equabilidade de Pielou (Pielou 1975) foram estimados para lianas e árvores. Para a construção das curvas e os cálculos dos índices, foi utilizado o programa EstimateS V.5 (Colwell 1997).

Para a verificação do padrão de distribuição espacial dos indivíduos das espécies de lianas utilizou-se o teste de Mantel (Pc-Ord V.3.14 – McCune & Mefford 1997). Nesta análise, correlacionou-se a distância espacial em metros e a dissimilaridade em termos de abundância

de indivíduos de lianas entre todos os pares de parcelas (utilizou-se distância Euclidiana para ambas variáveis). Distribuições agregadas seriam detectadas por correlações positivas, significando que parcelas mais próximas espacialmente apresentam abundâncias semelhantes de espécies de lianas.

Para verificar qual dos descritores (densidade, freqüência ou dominância) mais influenciou o índice de valor de importância de lianas (IVI), foi calculada a correlação de Pearson entre o IVI e os descritores.

RESULTADOS

Descrição da comunidade

Riqueza de lianas

Ao todo, foram amostrados 1427 indivíduos de 45 espécies de lianas, pertencentes a 14 famílias (Tabela 1), sendo que as famílias mais ricas foram Bignoniaceae (14 espécies), Sapindaceae (nove espécies), Malpighiaceae (seis espécies) e Leguminosae (quatro espécies), o que corresponde a 73% das espécies amostradas (Figura 3).

Tabela 1. Espécies de lianas amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. Número do coletor de Andréia Alves Rezende, depositado no SJRP.

Família	Espécie	Mecanismo de escalada	Material testemunho
Amaranthaceae	<i>Hebanthe paniculata</i> (Mart.) Beitr.	Volúvel	742
Apocynaceae	<i>Forsteronia pilosa</i> (Vell.) Müll. Arg.	Volúvel	667
	<i>Forsteronia pubescens</i> A. DC.	Volúvel	720
	<i>Secondatia</i> sp.	Volúvel	780
Asclepiadaceae	<i>Schubertia</i> sp.	Volúvel	612
Asteraceae	<i>Dasyphyllum flagellare</i> (Casar.) Cabrera	Escandente	791

(continua)

Tabela 1. Continuação

Família	Espécie	Mecanismo de escalada	Material testemunho
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteatum</i> (Cham.) A. DC.	Gavinha	744
	<i>Amphilophium paniculatum</i> (L.) Kunth	Gavinha	614
	<i>Arrabidaea chica</i> (Bonpl.) Verl.	Gavinha	683
	<i>Arrabidaea leucopogon</i> (Cham.) Sandwith	Gavinha	741
	<i>Arrabidaea pulchella</i> (Cham.) Bureau	Gavinha	664
	<i>Arrabidaea selloi</i> (Spreng.) Sandwith	Gavinha	790
	<i>Arrabidaea triplinervia</i> (Mart. ex A. DC.) Baill. ex Bureau	Gavinha	610
	<i>Lundia obliqua</i> Sond.	Gavinha	768
	<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) A.H. Gentry	Gavinha	715
	<i>Melloa quadrivalvis</i> (Jacq.) A.H. Gentry	Gavinha	711
	<i>Paragonia pyramidata</i> (Rich.) Bureau	Gavinha	722
	<i>Pleonotoma tetraquetrum</i> (Cham.) Bur.	Gavinha	792
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker-Gawl.) Miers	Gavinha	716
	<i>Tynanthus elegans</i> (Cham.) Miers	Gavinha	774
Combretaceae	<i>Combretum discolor</i> Taub.	Volúvel	717
Cucurbitaceae	<i>Willbrandia longisepala</i> Cogn.	Gavinha	769
Hippocrateaceae	<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	Gavinha	721
Leguminosae	<i>Bauhinia microstachya</i> (Raddi) J. F. Macbr.	Gavinha	710
	* <i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	Escandente	725
	<i>Rhynchosia phaseoloides</i> (Sw.) DC.	Volúvel	793
	Indeterminada	Volúvel	767
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis lutea</i> (Griseb.) Cuatrec.	Volúvel	771
	<i>Heteropterys argyrophaea</i> A. Juss.	Volúvel	781
	<i>Heteropterys dumetorum</i> (Griseb.) Nied.	Volúvel	743
	<i>Hiraea</i> sp.	Volúvel	718
	<i>Mascagnia chlorocarpa</i> (A. Juss.) Griseb.	Volúvel	745
	<i>Tetrapterys</i> sp.	Volúvel	766
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	Volúvel	779
Rubiaceae	* <i>Guetarda guianensis</i> Cham.& Schltldl.	Escandente	762

(continua)

Tabela 1. Continuação

Família	Espécie	Mecanismo de escalada	Material testemunho
Sapindaceae	<i>Cardiospermum grandiflorum</i> Sw.	Gavinha	723
	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Gavinha	620
	<i>Serjania communis</i> Cambess.	Gavinha	803
	<i>Serjania hebecarpa</i> Benth.	Gavinha	688
	<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	Gavinha	654
	<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	Gavinha	656
	<i>Serjania</i> sp.	Gavinha	782
	<i>Urvillea laevis</i> Radlk.	Gavinha	661
	<i>Urvillea uniloba</i> Radlk.	Gavinha	739
Vitaceae	<i>Cissus campestris</i> (Baker) Planch.	Gavinha	670

* Espécies encontradas com o hábito de liana e também como árvore ou arbusto.

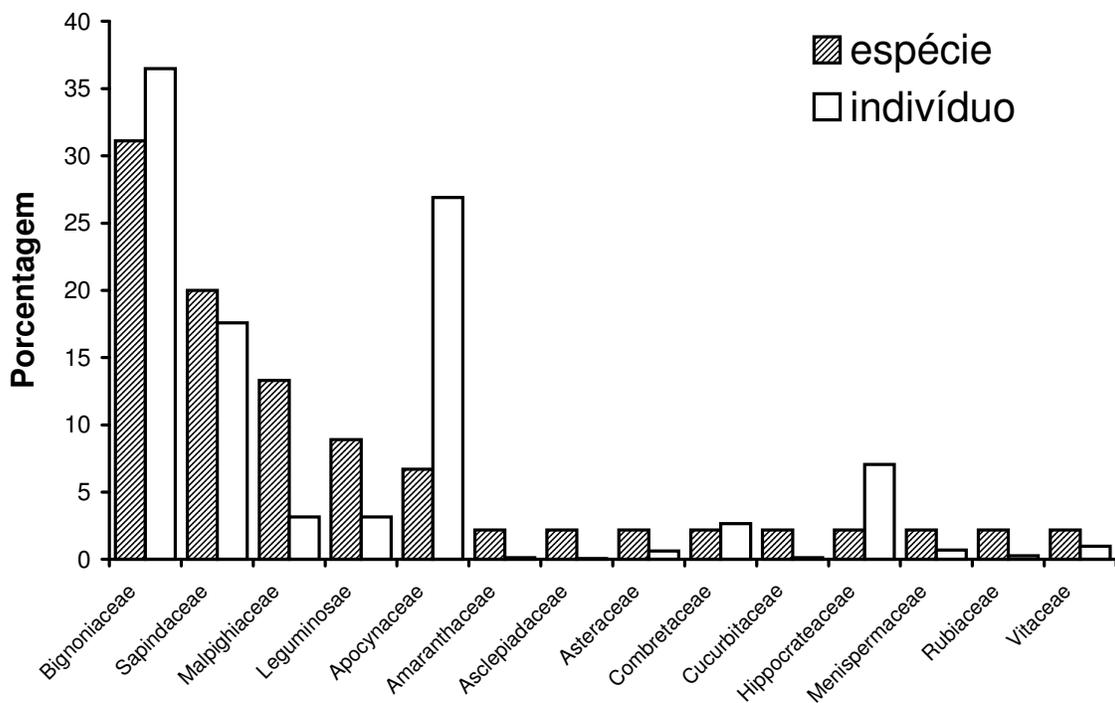


Figura 3. Riqueza de espécies e abundância de indivíduos por família de lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

A tabela 2 resume as principais características das comunidades de lianas e árvores amostradas. A composição de espécies de lianas (45 espécies) foi aproximadamente igual à

metade da composição de espécies de árvores (87 espécies – Anexo 1), o que demonstrou uma razão liana/árvore de 0,51. A menor riqueza de espécies de lianas pode ainda ser observada pela análise da curva de coletor (Figura 4), na qual a curva de espécies observada para as lianas mostra uma tendência à estabilização em aproximadamente 50% da área amostrada (0,5 ha), enquanto a curva para árvore não apresentou estabilidade para o tamanho amostral utilizado (Figura 4). Porém, a taxa de incremento de novas espécies de árvores foi baixa a partir de 50 parcelas amostradas (Figura 4), sugerindo que o aumento no tamanho amostral talvez não resultaria em um acréscimo importante no número de espécies.

Tabela 2. Descritores da comunidade de lianas ≥ 1 cm (DAP) e de árvores ≥ 3 cm (DAP) em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Variáveis	Lianas	Árvores
Número de espécies	45	87
Número de gêneros	33	68
Número de famílias	14	35
Equabilidade (Pielou)	0,78	0,80
Índice de diversidade (Shannon-Weaver)	2,98 nats/indivíduo	3,58 nats/indivíduo
Densidade /parcela	14,27 \pm 10 (1427/ha)	14,19 \pm 4,75 (1419/ha)
Área basal/parcela (m ²)	0,017 \pm 0,0007 (1,73/ha)	0,30 \pm 0,007 (30,27/ha)

Abundância de lianas

As famílias representadas pelos maiores números de indivíduos foram Bignoniaceae, Sapindaceae e Apocynaceae, reunindo 80% do total (figura 3).

As densidades médias de lianas e árvores observadas foram semelhantes (cerca de 1400 indivíduos/ha - Tabela 2; Anexo 2). As 10 espécies mais abundantes de lianas representaram 75% do total de indivíduos (Tabela 3). *Melloa quadrivalvis* (Bignoniaceae) foi a espécie mais comum na área estudada, representando cerca de 13% do total de indivíduos de lianas amostrados, seguida de *Forsteronia pilosa* (12%) e *F. tomentosa* (11%) (Apocynaceae) que juntas representam quase metade (46%) do total de indivíduos amostrados.

Tabela 3. Descritores fitossociológicos das espécies de lianas amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. DAe: densidade absoluta; FAe: frequência absoluta; DoAe: dominância absoluta; DRe: densidade relativa; FRe: frequência relativa; DoRe: dominância relativa; IVI: índice de valor de importância.

Espécie	DAe (ind/ha)	FAe (ind/ha)	DoAe (m ² /ha)	DRe %	FRe %	DoRe %	Diâmetro máximo	IVI
<i>Melloa quadrivalvis</i>	188	48	0,3433	13,17	8,19	19,84	30,60	41,21
<i>Arrabidaea triplinervia</i>	121	44	0,2666	8,48	7,51	15,41	30,00	31,40
<i>Forsteronia pilosa</i>	168	66	0,0979	11,77	11,26	5,66	14,00	28,70
<i>Forsteronia pubescens</i>	171	40	0,1611	11,98	6,83	9,31	13,00	28,12
<i>Urvillea leavis</i>	143	61	0,0402	10,02	10,41	2,33	7,72	22,76
<i>Anthodon decussatum</i>	101	35	0,1045	7,08	5,97	6,04	10,20	19,09
<i>Bauhinia microstachya</i>	40	30	0,0874	2,80	5,12	5,05	18,91	12,97
<i>Arrabidaea chica</i>	56	20	0,0884	3,92	3,41	5,11	12,86	12,45
<i>Serjania hebecarpa</i>	18	12	0,1094	1,26	2,05	6,33	23,91	9,64
<i>Adenocalymna bracteatum</i>	28	11	0,0840	1,96	1,88	4,85	21,10	8,69
<i>Serjania lethalis</i>	35	23	0,0369	2,45	3,92	2,13	7,74	8,51
<i>Combretum discolor</i>	38	23	0,0171	2,66	3,92	0,99	6,10	7,58
<i>Secondatia</i> sp	45	12	0,0195	3,15	2,05	1,13	6,30	6,33
<i>Pyrostegia venusta</i>	11	9	0,0632	0,77	1,54	3,65	25,79	5,96
<i>Amphilophium paniculatum</i>	24	13	0,0251	1,68	2,22	1,45	7,50	5,35
<i>Arrabidaea selloi</i>	15	9	0,0403	1,05	1,54	2,33	9,70	4,91
<i>Macfadyena unguis-cati</i>	15	12	0,0229	1,05	2,05	1,33	12,67	4,43
<i>Arrabidaea leucopogon</i>	20	9	0,0180	1,40	1,54	1,04	5,44	3,98
<i>Urvillea uniloba</i>	19	5	0,0282	1,33	0,85	1,63	9,20	3,81
<i>Mascagnia chlorocarpa</i>	18	11	0,0071	1,26	1,88	0,41	4,20	3,55
<i>Cissus campestris</i>	14	11	0,0054	0,98	1,88	0,31	4,38	3,17
<i>Serjania caracasana</i>	12	10	0,0058	0,84	1,71	0,33	5,50	2,88
<i>Banisteriopsis lutea</i>	12	7	0,0138	0,84	1,19	0,80	8,30	2,83
<i>Lundia obliqua</i>	17	5	0,0089	1,19	0,85	0,52	5,40	2,56
<i>Hiraea</i> sp.	12	9	0,0003	0,84	1,54	0,02	4,64	2,39
<i>Tynnanthus elegans</i>	12	5	0,0053	0,84	0,85	0,30	4,30	2,00
<i>Cissampelos parreira</i>	10	6	0,0045	0,70	1,02	0,26	5,30	1,98
<i>Dasyphyllum flagellare</i>	9	6	0,0047	0,63	1,02	0,27	4,00	1,93
<i>Serjania laruoteana</i>	9	5	0,0031	0,63	0,85	0,18	3,40	1,66
<i>Pleonotoma tetraquetrum</i>	4	4	0,0017	0,28	0,68	0,10	3,05	1,06
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	9	2	0,0010	0,63	0,34	0,06	1,45	1,03
<i>Paragonia pyramidata</i>	6	2	0,0020	0,42	0,34	0,12	3,48	0,88
<i>Arrabidaea pulchella</i>	4	3	0,0013	0,28	0,51	0,07	2,94	0,87
<i>Serjania communis</i>	3	3	0,0009	0,21	0,51	0,05	2,40	0,77
<i>Heteropterys dumetorum</i>	1	1	0,0080	0,07	0,17	0,46	1,22	0,71
<i>Guetarda guianensis</i>	2	2	0,0022	0,14	0,34	0,13	3,40	0,61
<i>Serjania</i> sp.	2	2	0,0009	0,14	0,34	0,05	2,30	0,53
<i>Rhinchosia phaseoloides</i>	2	2	0,0008	0,14	0,34	0,04	2,50	0,53
<i>Tetrapterys</i> sp.	2	2	0,0007	0,14	0,34	0,04	2,40	0,52
<i>Heteropterys argyrophaea</i>	4	1	0,0001	0,28	0,17	0,01	3,10	0,46
<i>Machaerium oblongifolium</i>	1	1	0,0021	0,07	0,17	0,12	5,15	0,36
<i>Hebante paniculata</i>	2	1	0,0005	0,14	0,17	0,03	1,74	0,34
<i>Willbrandia longispala</i>	2	1	0,0003	0,14	0,17	0,01	1,30	0,33
Leguminosae	1	1	0,0011	0,07	0,17	0,06	1,91	0,30
<i>Schubertia</i> sp.	1	1	0,0006	0,07	0,17	0,03	2,70	0,27
Total	1427	586	1,7370	100,00	100,00	100	-	300,00

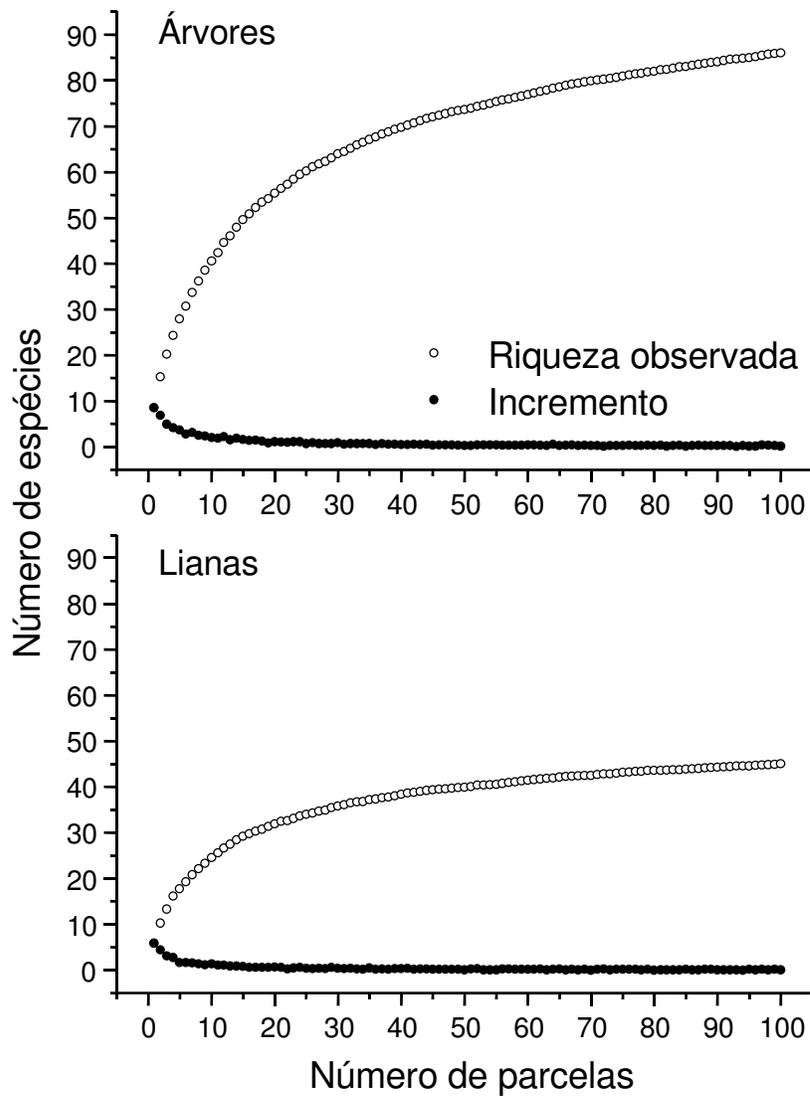


Figura 4. Curva do coletor e taxa de incremento de espécies de árvores e lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Distribuição de tamanho das lianas

Cerca de 58% dos indivíduos amostrados apresentaram diâmetro < 2,5 cm., sendo assim, considerando a ocorrência das famílias de lianas em duas classes de diâmetro (< 2,5 cm e \geq 2,5 cm), verificou-se que o padrão de riqueza não variou quanto aos diferentes diâmetros,

sendo as famílias Bignoniaceae e Sapindaceae as mais ricas em ambas (Tabela 4). Quanto à abundância, as famílias também foram semelhantes, com destaque para Sapindaceae, que apresentou maior abundância na classe de indivíduos menores (Figura 4), em função da maior abundância dos indivíduos de *Urvillea leavis* (Tabela 5).

Tabela 4. Número de espécies de lianas por famílias, segundo a classe de diâmetro, em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Família	Total de espécies	DAP < 2,5 cm	DAP ≥ 2,5 cm
Bignoniaceae	14	14	14
Sapindaceae	9	9	7
Leguminosae	4	3	4
Malpighiaceae	6	6	3
Apocynaceae	3	3	3
Asclepiadaceae	1	0	1
Asteraceae	1	1	1
Combretaceae	1	1	1
Hippocrateaceae	1	1	1
Menispermaceae	1	1	1
Rubiaceae	1	1	1
Vitaceae	1	1	1
Amaranthaceae	1	1	0
Cucurbitaceae	1	1	0
Total	45	43	38

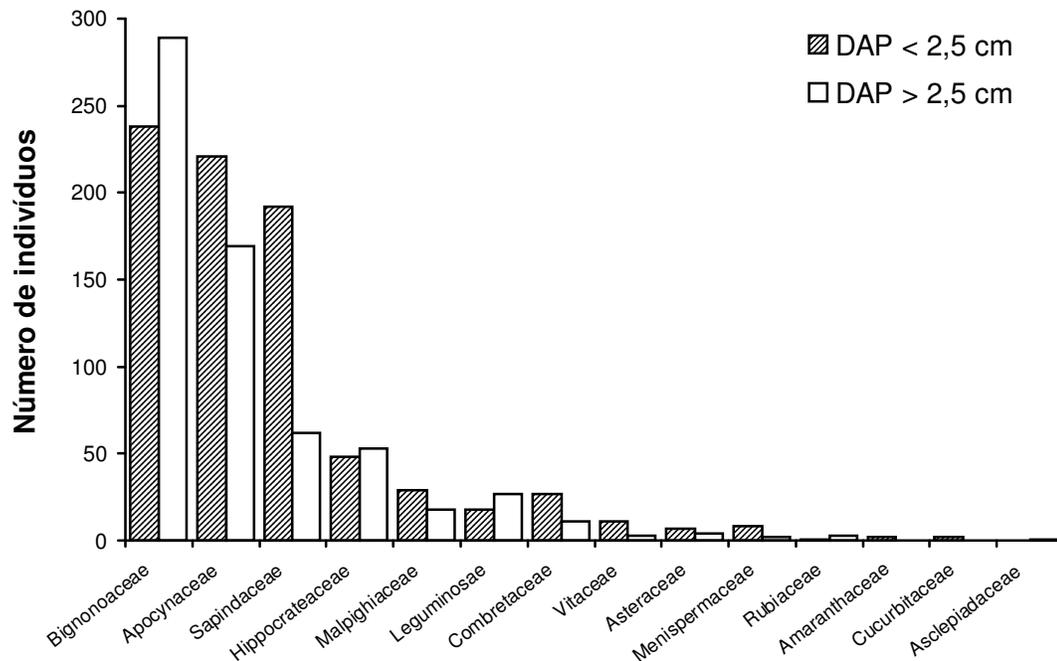


Figura 5. Número de indivíduos por famílias de lianas em duas classes de tamanho em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Tabela 5. Porcentagem de indivíduos com DAP < 2,5 cm nas 10 espécies mais abundantes de lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Espécies	Número total de indivíduos	DAP < 2,5 cm	
		N	%
<i>Melloa quadrivalvis</i>	188	85	45,2
<i>Forsteronia pilosa</i>	171	109	63,7
<i>Forsteronia pubescens</i>	168	76	45,2
<i>Urvillea leavis</i>	143	132	92,3
<i>Arrabidaea triplinervia</i>	121	40	33,1
<i>Anthodon decussatum</i>	101	48	47,5
<i>Arrabidaea chica</i>	56	20	35,7
<i>Secondatia sp</i>	45	35	77,8
<i>Bauhinia microstachya</i>	40	16	40
<i>Combretum discolor</i>	38	27	71,1

A distribuição de diâmetro de todos os indivíduos de lianas ≥ 1 cm se apresentou na forma de J invertido, sendo que um pouco mais da metade dos indivíduos (57,6%) apresentou diâmetros entre 1-2,5 cm (Figura 6). Os indivíduos com diâmetro $< 2,5$ cm representaram 95% do total de espécies (43 spp.), enquanto os com diâmetro $\geq 2,5$ cm representaram 82% do total das espécies (38 spp.).

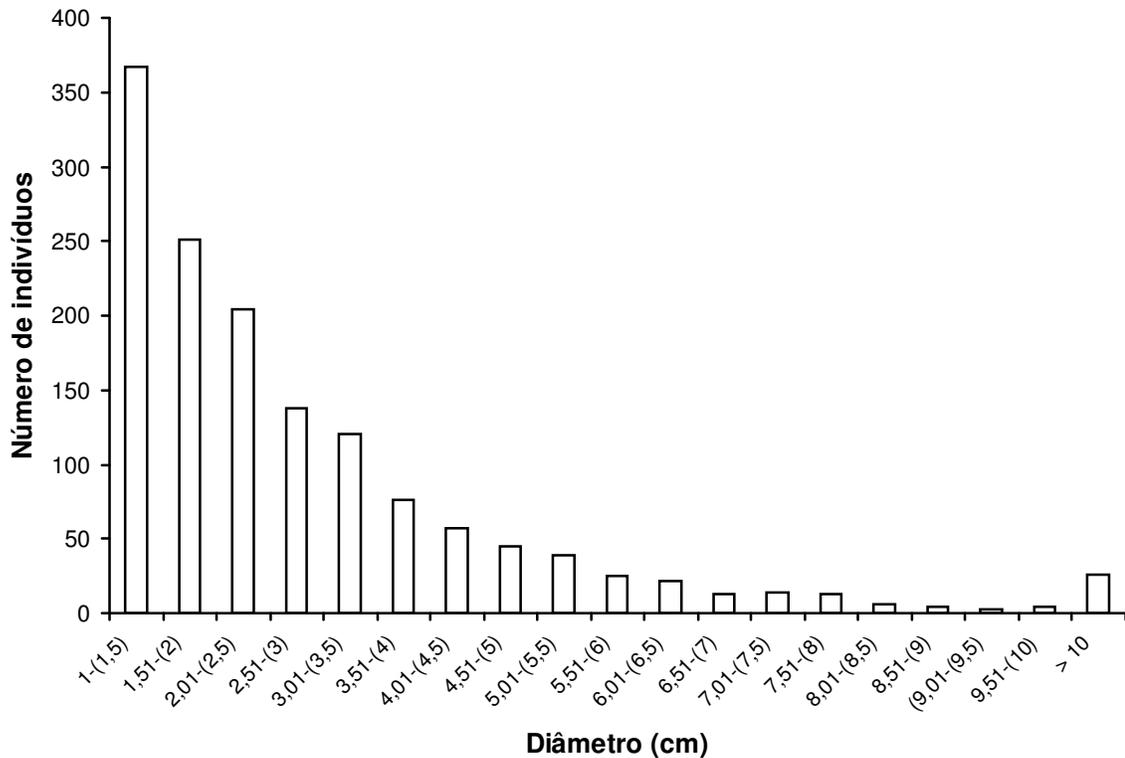


Figura 6. Distribuição do número de indivíduos de lianas em classes de diâmetro em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Somente 12 espécies e 26 indivíduos apresentaram o diâmetro > 10 cm, dos quais sete espécies e 19 indivíduos pertenceram à família Bignoniaceae. O maior indivíduo pertenceu a *Melloa quadrivalvis* (Bignoniaceae), com diâmetro de 30,6 cm.

Parâmetros estruturais - Frequência, Dominância e Importância

Em geral, as espécies com maior densidade são as mais freqüentes, embora não o sejam na mesma ordem (Tabela 3). Nenhuma espécie de liana ocorreu em todas as parcelas e somente cinco espécies (*Forsteronia pubescens*, *Urvillea leavis*, *Melloa quadrivalvis*, *Arrabidaea triplinervia* e *Forsteronia pilosa*) foram encontradas em mais de 40% das parcelas, sendo estas cinco espécies as mais abundantes. As demais espécies ocorrem em freqüências menores, porém, considerando a análise de distribuição espacial apenas *Arrabidaea chica* ($r = 0,07$; $P = 0,04$; $n = 56$ indivíduos) e *Combretum discolor* ($r = 0,13$; $P = 0,001$; $n = 38$ indivíduos) apresentaram um padrão agregado.

As 10 espécies de lianas que apresentaram maior dominância representam cerca de 80% da área basal total (Tabela 3). Em geral as espécies com maior dominância foram também as mais abundantes.

A tabela 3 mostra os índices de valor de importância para as espécies de lianas (IVI) amostradas. Nas 20 espécies mais importantes, o índice de valor de importância foi mais influenciado pela abundância ($r_{\text{Pearson}} = 0,94$) do que pela freqüência ($r_{\text{Pearson}} = 0,83$) e área basal ($r_{\text{Pearson}} = 0,80$).

DISCUSSÃO

No fragmento estudado, as famílias Bignoniaceae, Sapindaceae, Malpighiaceae e Leguminosae foram as mais ricas em espécies de lianas, semelhante a outras florestas neotropicais (Gentry 1991), sendo que poucas famílias agrupam muitas espécies. Entretanto, a proporção de espécies agrupadas por estas quatro famílias (73%) foi maior que a já verificada nos neotrópicos, entre 64-69% para as 10 famílias mais ricas, com a ressalva de que os critérios de amostragem foram diferentes (Gentry 1991).

O índice de diversidade de lianas nem sempre é mencionado nos estudos em florestas tropicais, o que dificulta o estabelecimento de comparações entre estes resultados, conforme observado por Putz (1984) e Gentry (1991). No presente estudo, o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') foi próximo (2,98) ao de outra floresta semidecídua do Estado de São Paulo ($H' = 3,20$ – Hora & Soares 2002). Embora o valor de equabilidade em nosso trabalho tenha sido relativamente alto ($J=0,78$), a abundância das espécies foi desigual. Três espécies foram muito abundantes: *Melloa quadrivalvis*, *Forsteronia pilosa* e *F. pubescens*, representando quase metade (46%) dos indivíduos amostrados. No entanto, não foram encontradas na literatura informações sobre as características ecológicas destas espécies, o que permitiria discutir com mais profundidade sua elevada abundância na área de estudo.

Os resultados apontaram que a área estudada apresentou densidade e riqueza de espécies de lianas (50% dos indivíduos e 34% das espécies amostradas) superiores ao valor médio de aproximadamente 25% em relação às outras espécies lenhosas, normalmente relatadas em florestas tropicais (Gentry 1991; Appanah et al. 1992). A abundância e a riqueza de lianas observadas foram semelhantes à de outra floresta estacional semidecidual no Estado de São Paulo (Hora & Soares 2002). Porém, considerando-se os valores extremos para as florestas tropicais, os dados sugerem que a comunidade de lianas da EEPF apresenta valores intermediários para alguns parâmetros, sendo que em florestas mais pobres, por exemplo, as lianas podem representar 10% das espécies lenhosas (Appanah et al. 1992), ao passo que, em florestas mais ricas, este valor pode ser de até 44% (Pérez-Salicrup et al. 2001). A razão da riqueza de liana/árvore (0,51) foi superior aos valores que variam entre 0,10 a 0,40, relatados na literatura (Gentry 1983; Putz 1984b; Putz & Chai 1987; Gentry 1988; Appanah et al. 1993; Lieberman et al. 1996; Wright et al 1997). Assim, os resultados sugerem que a EEPF é relativamente rica em lianas. Deve ser considerado, ainda, que estes parâmetros (riqueza e densidade) possam ter sido subestimados, uma vez que as clareiras, mais ricas em lianas (Putz 1984), não foram amostradas. Ressaltamos, no entanto, que os valores observados de densidade de lianas devem ser interpretados com cautela, visto que a abundância de indivíduos

nas amostras é influenciada pelo critério de inclusão, o que pode variar entre os estudos, levando a resultados muito diferentes e dificultar comparações entre eles.

Considerando-se o número de indivíduos, as famílias melhor representadas no fragmento foram as mesmas (Bignoniaceae, Apocynaceae e Sapindaceae), independente das classes de diâmetros analisadas ($< 2,5$ e $\geq 2,5$ cm). Por outro lado, a riqueza de espécies estimada com estas classes de diâmetros foi diferente. A utilização dos indivíduos apenas com $DAP \geq 2,5$ cm estimou uma riqueza 18% menor que a observada incluindo todos os indivíduos. Esta variação também foi observada em Yasuní-Ecuador (Nabe-Nielsen 1998; Nabe-Nielsen 2001), porém, de forma mais acentuada, com o número médio de espécies por transecto de 0,1 ha diminuindo de 34,8 para 13 espécies, se fossem excluídos os indivíduos $< 2,5$ cm. Desta forma, para o estudo de lianas, o critério de inclusão $\geq 2,5$ cm parece não ser muito adequado para se estimar a riqueza, uma vez que é muito restritivo. Esta alta porcentagem de espécies excluídas deve-se às características morfológicas das lianas, que, em geral, apresentam diâmetros menores que outras espécies vegetais de hábito ereto. Por outro lado, considerando-se apenas os indivíduos com $DAP < 2,5$ cm, estimou-se 95% da riqueza total da amostra.

Assim, se o objetivo for estimar apenas a riqueza, a amostragem de indivíduos com DAPs entre 1 e 2,5 cm parece ser adequada, uma vez que se estimaria grande parte da riqueza com um pouco mais da metade do esforço amostral utilizado na amostragem total ($DAP > 1$ cm). Contudo, se o enfoque for estimar a abundância de indivíduos, nossos dados sugerem que todos os indivíduos com $DAP > 1$ cm devem ser amostrados. Nossas proposições sobre distribuição de tamanhos estão de acordo com o sugerido por Nabe-Nielsen (1998) e Romero (1999), em que o diâmetro > 1 cm seria mais apropriado para o estudo de lianas. Deve-se ressaltar a importância da padronização dos critérios de amostragem para permitir comparações mais conclusivas entre os resultados de diferentes estudos, embora a utilização de critérios de inclusão menores represente aumento do esforço amostral e exija maior experiência taxonômica para a identificação das plantas mais jovens.

Dentre os parâmetros analisados, o IVI, a dominância e a frequência foram influenciados principalmente pela densidade, fato este atribuído à grande densidade de indivíduos pequenos. A maior influência da densidade diferiu do observado em outros estudos, em que a área basal foi o parâmetro mais importante (Hora & Soares 2002; Muthuramkumar & Parthasarathy 2000). Os resultados de frequência merecem destaque, pois apenas duas espécies (*Arrabidaea chica* e *Combretum discolor*) apresentaram distribuição agregada, padrão este que pode ser atribuído ao crescimento clonal, comum em lianas (Caballé 1994; Peñalosa 1984; Putz 1984). Entretanto, esses resultados devem ser interpretados com cautela, pois o padrão espacial pode variar de acordo com a escala analisada. Informações detalhadas da história de vida das espécies, da dispersão de sementes e da propagação vegetativa, combinadas à dinâmica de clareiras, ajudariam a explicar de forma mais conclusiva o padrão de agregação de lianas.

A comparação desta comunidade de lianas a outros resultados publicados é atualmente muito difícil, em função da falta de padronização no delineamento amostral e do critério de inclusão empregado. Em muitos estudos, as parcelas são distribuídas de forma contígua, o que possibilita estudar a comunidade e estabelecer relações com o gradiente ambiental. Outros estudos utilizam alocações aleatórias das parcelas, possibilitando maximizar a riqueza de espécies. A falta de padrão (1) no tamanho das parcelas, (2) no critério de inclusão, (3) nas estratégias de amostragem (inclusão ou não de indivíduo clonal) e (4) na definição de lianas (considerar ou não hemi-epífitas), somada à baixa disponibilidade de dados quantitativos sobre as lianas, muitas vezes, impossibilita a comparação, como já mencionado. Sendo assim, existe uma urgente necessidade de unificar critérios de investigação em lianas para facilitar comparações regionais e inter-regionais. Os resultados deste estudo corroboram esta perspectiva, ao evidenciar as diferenças observadas quando critérios de inclusão diferentes são analisados separadamente.

As lianas são componentes estruturais das florestas tropicais e apresentam grande importância ecológica, principalmente por fornecerem recursos, tais como brotos, flores e frutos, para os animais da floresta (Morelato & Leitão Filho 1996). Conhecer a diversidade e estrutura deste grupo nas florestas seria útil para o planejamento de estratégias de manejo, pois auxiliaria a determinar os efeitos de distúrbios e o estado de sucessão dos fragmentos florestais.

REFERÊNCIAS

- Appanah, S.; Gentry, A. H. & Lafrankie, J. V. 1993. Liana diversity and species richness of Malaysian rain forest. **Journal Tropical Forest Science** **6**: 116-123.
- Araújo, F. S. & Martins, F. R. 1999. Fisionomia e organização da vegetação do carrasco no Planalto de Ibiapaba, estado do Ceará. **Acta Botanica Brasilica** **13**(1): 1-13.
- Balfour, D. A. & Bond, W. J. 1993. Factors limiting climber distribution and abundance in a southern African forest. **Journal Ecology** **81**: 93-99.
- Brummitt, R. K. & Powell, C. E. 1992. **Authors of plant names**. Royal Botanic Gardens, Kew. 732 p.
- 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** **18**: 107-120.
- Chiarello, A. G. 1995. Os bugios da Santa Genebra. Pp. 93-97 *in* Morellato, P. C. & Leitão Filho, H. F. (orgs.), **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva de Santa Genebra**. Editora da UNICAMP, Campinas.
- 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** **6**(3): 321-331.
- Colwell, R. K. 1997. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Cronquist, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia University Press, New York, 1262 p.

- Dillenburg, L. R.; Whigham, D. F.; Teramura, A. H. & Forseth, I. N. 1993. Effects of below and aboveground competition from the vines *Lonicera japonica* and *Parthenocissus quinquefolia* on the growth of the tree host *Liquidambar styraciflua*. **Oecologia** **93**: 48-54.
- Emmons, L. H. & Gentry, A. H. 1983. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. **The American Naturalist** **121**(4): 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** **12** (32): 43-64.
- Gentry, A. H. 1983. Lianas and the “paradox” of contrasting latitudinal gradients in wood and litter production. **Tropical Ecology** **24**(1): 63-67.
- Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden** **75**(1): 1-34.
- Gentry, A. H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. Pp. 3-49 *in* Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds.), **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gerwing, J. J. & Farias, D. L. 2000. Integrating liana abundance and forest stature into an estimate of total aboveground biomass for an eastern Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 327-335.
- Hegarty, E. E. & Caballé, G. 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. Pp. 313-335 *in* Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds.), **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hora, R. C. & Soares, J. J. 2002. Estrutura fitossociológica da comunidade de lianas em uma floresta estacional semidecidual na Fazenda Canchim, São Carlos, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **25**(3): 323-329.
- Horvitz C. C. & Koop, A. 2001. Removal of nonnative vines and post-hurricane recruitment in tropical hardwood forests of Florida. **Biotropica** **33**(2): 268-281.

- Johns, A. D. 1988. Effects of “selective” timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. **Biotropica** 20(1): 31-37
- Judd, W. S.; Campbell, C. S.; Kellogg, E. A. & Stevens. P. F. 2002. Plant Systematics: A Phylogenetic Approach, Second Edition. Sinauer Associates, Inc. 576 p.
- Kim, A. C. 1996. **Lianas da Mata Atlântica do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 211 p.
- Laurance, W. F.; Pérez-Salicrup, D.; Delamônica, P.; Fearnside, P. M.; D’ Ângelo, S.; Jerozolinski, A.; Pohl, L. & Lovejoy, T. E. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology** 82(1): 105-116.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G. S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. **The Journal of Ecology**, 84(2): 137-152.
- Lombardi, J. A., Temponi, L. G., Leite, C. A. 1999. Mortality and diameter growth of lianas in a semideciduous forest fragment in Southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica** 13(2): 159 - 165.
- Lott, E. J.; Bullock, S. H. & Solis-Magallanes, J. A. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forest of coastal Jalisco. **Biotropica** 19(3): 228-235.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1997. Multivariate analysis of ecological data. Version 3.14 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Morellato, L. P. & Leitão Filho, H. F. 1996. Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. **Biotropica** 28(2): 180-191.
- Morellato, L. P. & Leitão Filho, H. F. 1998. Levantamento florístico da comunidade de trepadeiras de uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. **Boletim do Museu Nacional do Rio de Janeiro - série botânica** 103: 1-15.

- Mueller-Dombois, D. & Ellemberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley, New York. 547 p.
- Muthuramkumar, S. & Parthasarathy, N. 2000. Alpha diversity of lianas in a tropical evergreen forest in Anamalais, Western Ghats, India. **Diversity and Distributions** 6:1-14.
- Muthuramkumar, S. & Parthasarathy, N. 2001. Tree-liana relationships in a tropical evergreen forest at Varagalaiar, Anammalais, Western Ghats, India. **Journal of Tropical Ecology** 17: 395-409.
- Nabe-Nielsen, J. 1998. Lianernes diversitet og plantefordelende faktorer i Yasuní, Ecuador. Del A – Thesis Progress Report. Aarhus University, Denmark.
- Nabe-Nielsen, J. 2001. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** 17: 1-19.
- Oldeman, R. A. A. 1990. **Forest: Elements of Silvology**. Springer-Verlag, Germany. 624 p.
- Peñalosa, J. 1984. Basal branching and vegetative spread in two tropical rain forest lianas. **Biotropica** 16(1): 1-9.
- Pérez-Salicrup, D. R. & Barker, M. G. 2000. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. **Oecologia** 124: 469-475.
- Pérez-Salicrup, D. R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology** 82: 389-396.
- Phillips, O. L.; Vásques-Martinez, R.; Arroyo, L.; Baker, T. R.; Killeen, T.; Lewis, S. L.; Malhi, Y.; Monteagudo-Mendoza, A.; Neill, D.; Núñez-Varga, P.; Alexiades, M.; Cerón, C.; DiFiore, A.; Erwin, T.; Jardim, A.; Palacios, W.; Saldias, M. & Vicenti, B. 2002. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forest. **Nature** 418: 770-774.
- Pielou, E. C. 1975. **Ecological Diversity**. Wiley and Sons, New York, 165 p.
- Putz, F. E. 1980. Lianas vs. trees. **Biotropica** 12(3): 224-225.

- Putz, F. E. 1983. Liana biomass and leaf area of a "tierra firme" forest in the Rio Negro basin, Venezuela. **Biotropica** **15**(3): 185-189.
- Putz, F. E. 1984a. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica** **16**(1): 19-23.
- Putz, F. E. 1984b. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology** **65**(6): 1713-1724.
- Putz, F. E. 2004. Ecology of vines. **Ecology.Info** **24**: 1-15.
- Putz, F. E. & Chai, P. 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. **The Journal of Ecology** **75**: 523-531.
- Rezende, A. A. & Ranga, N. T. No prelo. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP. **Acta Botanica Brasilica**.
- Rezende, A. A. 1997. **Levantamento florístico das espécies de lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, chave de identificação e diagnoses**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 99 p.
- Rice, K.; Brokaw, N. & Thompson, J. 2004. Liana abundance in a Puerto Rican forest. **Forest Ecology and Management** **190**: 32-42.
- Richards, P. W. 1996. **The tropical rain Forest: an ecological study**. Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.
- Romero-S., H. G. 1999. **Diversidad, análisis estructural y aspectos florísticos relevantes de las lianas en una parcela de bosque muy húmedo premontano, Amazonía Ecuatoriana**. Disertación de Licenciado em Ciências Biológicas, Pontifícia Universidad Católica del Ecuador, Quito. 93 p.
- Rozza, A. 2003. **Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva municipal de Santa Genebra, Campinas, SP**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 140 p.

- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution** 17(5): 223-230.
- Schnitzer, S. A. & Carson, W. P. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology** 82: 913-919.
- Schnitzer, S. A.; Dalling, J. W. Carson, W. P 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **The Journal of Ecology** 88(4): 655-66.
- Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. **Ecology** 68(1): 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** 21(3): 289-298.
- Toniato, M.T.Z. & Oliveira - Filho, A. T. 2004. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management** 198: 319-339.
- Udulutsch, R. G. 2004. **Composição Florística da Comunidade de Lianas Lenhosas em duas Formações Florestais do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, ESALQ, Piracicaba.
- Udulutsch, R. G.; Assis, M. A. & Picchi, D. G. 2004. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro – Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27(1): 125-134.
- Veloso, H. P. 1991. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE, Rio de Janeiro. 92 p.
- Wright, D. D.; Jessen, J. H.; Burke, P. & Gómez de Silva-Garza. H. 1997. Tree and liana enumeration and diversity on a one-hectare plot in Papua New Guinea. **Biotropica** 29(3): 250-260.

ANEXOS

Anexo 1. Espécies de árvores amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. Número do coletor de Andréia Alves Rezende, depositado no SJRP.

Família	Espécie	Material testemunho
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	758
	<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	—
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	615
	<i>Rollinia dolabripetala</i> (Raddi) R. E. Fr.	763
	<i>Unonopsis lindmanii</i> R. E. Fr.	598
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	777
Araliaceae	<i>Sciadodendron excelsum</i> Griseb.	805
Arecaceae	<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	—
	<i>Syagrus oleraceae</i> (Mart.) Becc.	—
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	731
	<i>Tabebuia roseo-alba</i> (Ridl.) Sandwhit	794
Bombacaceae	<i>Ceiba pubiflora</i> (A. St.-Hil.) K. Schum.	789
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.	724
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	665
Caricaceae	<i>Jaracatia spinosa</i> (Aubl.) DC.	751
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	752
	<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.-Hil.) Eichler	753
Euphorbiaceae	<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.	652
	<i>Actinostemon communis</i> (Müll. Arg.) Pax	761
	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	735
Euphorbiaceae	<i>Manihot langsdorffi</i> Müll. Arg.	764
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	—
Flacourtiaceae	<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	786
	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	693
	<i>Casearia mariquitensis</i> H. B. K.	601
	<i>Casearia rupestris</i> Eichler	759
Lauraceae	<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	755
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	736
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	738
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	748
Leguminosae	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	712
	<i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burr.	650
	<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	685

(continua)

Anexo 1. Continuação

Família	Espécie	Material testemunho
	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	809
	<i>Enterolobium contorticilliquum</i> (Vell.) Morong	770
	<i>Hymenaea pubescens</i> Benth.	732
	<i>Inga marginata</i> Willd.	600
	<i>Inga vera</i> Willd.	713
	* <i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	776
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	746
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	714
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel.	728
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	778
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	740
	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	772
	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	750
	<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	737
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	765
	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	602
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	604
	<i>Trichilia cassareti</i> C. DC.	800
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	599
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	801
	<i>Trichilia hirta</i> L.	802
	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	626
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat & Visher.	729
Myrsinaceae	<i>Ardisia latipes</i> Mart.	773
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg.	799
	<i>Eugenia florida</i> DC.	726
	<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	593
	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg.	749
	<i>Hexachlamys</i> sp.	733
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	730
	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg.) Nied.	727
Nyctaginaceae	<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell	795
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers	784
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	810
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	747
Polygonaceae	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	811

(continua)

Anexo 1. Continuação

Família	Espécie	Material testemunho
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	785
Rubiaceae	<i>Alibertia macrophyla</i> K. Schum.	812
	<i>Genipa americana</i> L.	775
	<i>Ixora heterodoxa</i> Müll. Arg.	719
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	796
	<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyerm.	798
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	756
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	788
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	757
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	734
	<i>Pouteria gardineri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	813
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	692
Tiliaceae	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	760
Ulmaceae	<i>Celtis iguanae</i> (Jacq.) Sarg.	754
	<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (Poiss.) Taubert.	783
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	605
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich ex Weddell	787
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	797

- Espécie encontrada com o hábito de liana e também como árvore.

Anexo 2. Descritores fitossociológicos das espécies de árvores amostradas em 1 ha de floresta estacional semidecidual da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. DAe: densidade absoluta; FAe: frequência absoluta; DoAe: dominância absoluta; DRe: densidade relativa; FRe: frequência relativa; DoRe: dominância relativa; IVI: índice de valor de importância.

Espécie	DAe (ind/ha)	FAe	DoAe (m ² /ha)	DRe %	FRe %	DoRe %	IVI
<i>Cariniana estrellensis</i>	42	35	5,0125	2,96	3,95	16,56	23,46
<i>Inga marginata</i>	165	60	1,2066	11,63	6,76	3,99	22,38
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	105	30	2,3704	7,40	3,38	7,83	18,61
<i>Trichilia clausenii</i>	109	51	0,2822	7,68	5,75	0,93	14,36
<i>Machaerium paraguariense</i>	75	42	1,2423	5,29	4,74	4,10	14,12
<i>Trichilia catigua</i>	91	47	0,3753	6,41	5,30	1,24	12,95
<i>Unonopsis lindmanii</i>	60	37	1,0405	4,23	4,17	3,44	11,84
<i>Casearia gossypiosperma</i>	63	41	0,4904	4,44	4,62	1,62	10,68
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	60	39	0,3262	4,23	4,40	1,08	9,70
<i>Terminalia argentea</i>	25	19	1,2569	1,76	2,14	4,15	8,06
<i>Guarea kunthiana</i>	56	21	0,4085	3,95	2,37	1,35	7,66
<i>Trichilia hirta</i>	36	29	0,3911	2,54	3,27	1,29	7,10
<i>Hymenaea pubescens</i>	12	8	1,5596	0,85	0,90	5,15	6,90
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	2	2	1,9569	0,14	0,23	6,46	6,83
<i>Nectandra cissiflora</i>	20	15	0,9828	1,41	1,69	3,25	6,35
<i>Ceiba pubiflora</i>	10	10	1,2151	0,70	1,13	4,01	5,85
<i>Piper amalago</i>	39	26	0,0470	2,75	2,93	0,16	5,83
<i>Astronium graveolens</i>	25	19	0,5362	1,76	2,14	1,77	5,68
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	11	6	1,1696	0,78	0,68	3,86	5,32
<i>Albizia hasslerii</i>	12	11	0,8402	0,85	1,24	2,78	4,86
<i>Cedrela fissilis</i>	12	11	0,8313	0,85	1,24	2,75	4,83
<i>Guarea guidonia</i>	16	14	0,4507	1,13	1,58	1,49	4,19
<i>Inga vera</i>	20	16	0,2586	1,41	1,80	0,85	4,07
<i>Simira sampaioana</i>	25	16	0,1024	1,76	1,80	0,34	3,90
<i>Psidium sartorianum</i>	19	13	0,3006	1,34	1,47	0,99	3,80
<i>Casearia mariquitensis</i>	19	14	0,2347	1,34	1,58	0,78	3,69
<i>Actinostemon communis</i>	25	15	0,0557	1,76	1,69	0,18	3,64
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	17	16	0,1339	1,20	1,80	0,44	3,44
<i>Eugenia florida</i>	16	14	0,1674	1,13	1,58	0,55	3,26
<i>Pterogyne nitens</i>	10	10	0,4187	0,70	1,13	1,38	3,22
<i>Jacaratia spinosa</i>	3	3	0,7835	0,21	0,34	2,59	3,14
<i>Trichilia cassareti</i>	18	14	0,0827	1,27	1,58	0,27	3,12
<i>Casearia rupestris</i>	16	12	0,1323	1,13	1,35	0,44	2,92
<i>Rollinia dolabripetala</i>	10	9	0,2551	0,70	1,01	0,84	2,56
<i>Sapium glandulosum</i>	8	7	0,3034	0,56	0,79	1,00	2,36
<i>Alibertia macrophyla</i>	12	11	0,0404	0,85	1,24	0,13	2,22
<i>Annona cacans</i>	4	4	0,4052	0,28	0,45	1,34	2,07
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	8	7	0,2097	0,56	0,79	0,69	2,05
<i>Protium heptaphyllum</i>	7	7	0,1161	0,49	0,79	0,38	1,67
<i>Cordia</i> sp.	6	6	0,1583	0,42	0,68	0,52	1,62
<i>Sciadodendron excelsum</i>	5	5	0,1863	0,35	0,56	0,62	1,53
<i>Acalypha diversifolia</i>	8	8	0,0070	0,56	0,90	0,02	1,49
<i>Sweetia fruticosa</i>	8	7	0,0331	0,56	0,79	0,11	1,46
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	4	3	0,1977	0,28	0,34	0,65	1,27
<i>Siagrus oleraceae</i>	6	4	0,1073	0,42	0,45	0,35	1,23
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5	5	0,0754	0,35	0,56	0,25	1,17

(continua)

Anexo 2. Continuação.

Espécie	DAe (ind/ha)	FAe	DoAe (m²/ha)	DRe %	FRe %	DoRe %	IVI
<i>Aloysia virgata</i>	4	4	0,1263	0,28	0,45	0,42	1,15
<i>Attalea phalerata</i>	2	2	0,2243	0,14	0,23	0,74	1,11
<i>Guapira areolata</i>	5	5	0,0326	0,35	0,56	0,11	1,02
<i>Ocotea corymbosa</i>	3	3	0,1387	0,21	0,34	0,46	1,01
<i>Hexachlamys sp</i>	5	5	0,0139	0,35	0,56	0,05	0,96
<i>Trichilia pallida</i>	5	5	0,0102	0,35	0,56	0,03	0,95
<i>Celtis iguanae</i>	4	4	0,0427	0,28	0,45	0,14	0,87
<i>Cupania vernalis</i>	5	4	0,0129	0,35	0,45	0,04	0,85
<i>Aspidosperma parvifolium</i>	5	4	0,0122	0,35	0,45	0,04	0,84
<i>Ormosia arborea</i>	3	1	0,1448	0,21	0,11	0,48	0,80
<i>Ficus guaranitica</i>	1	1	0,1742	0,07	0,11	0,58	0,76
<i>Acacia polyphylla</i>	4	3	0,0318	0,28	0,34	0,11	0,73
<i>Genipa americana</i>	3	3	0,0388	0,21	0,34	0,13	0,68
<i>Coccoloba latifolia</i>	3	3	0,0328	0,21	0,34	0,11	0,66
<i>Eugenia ligustrina</i>	3	3	0,0158	0,21	0,34	0,05	0,60
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	1	1	0,1264	0,07	0,11	0,42	0,60
<i>Eugenia moraviana</i>	3	3	0,0047	0,21	0,34	0,02	0,57
<i>Casearia aculeata</i>	3	3	0,0046	0,21	0,34	0,02	0,56
<i>Pouteria gardineri</i>	3	3	0,0039	0,21	0,34	0,01	0,56
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	2	2	0,0554	0,14	0,23	0,18	0,55
<i>Machaerium oblongifolium</i>	2	2	0,0312	0,14	0,23	0,10	0,47
<i>Bauhinia unguolata</i>	3	2	0,0043	0,21	0,23	0,01	0,45
<i>Urera bacifera</i>	1	1	0,0768	0,07	0,11	0,25	0,44
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	2	0,0066	0,14	0,23	0,02	0,39
<i>Phyllostylon rhamnoides</i>	2	2	0,0041	0,14	0,23	0,01	0,38
<i>Randia armata</i>	2	2	0,0035	0,14	0,23	0,01	0,38
<i>Pterodon emarginatus</i>	1	1	0,0479	0,07	0,11	0,16	0,34
<i>Myrcia tomentosa</i>	1	1	0,0203	0,07	0,11	0,07	0,25
<i>Machaerium villosum</i>	1	1	0,0161	0,07	0,11	0,05	0,24
<i>Ixora heterodoxa</i>	1	1	0,0153	0,07	0,11	0,05	0,23
<i>Allophylus edulis</i>	1	1	0,0107	0,07	0,11	0,04	0,22
<i>Ardisia latipes</i>	1	1	0,0071	0,07	0,11	0,02	0,21
<i>Terminalia brasiliensis</i>	1	1	0,0052	0,07	0,11	0,02	0,20
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	1	1	0,0050	0,07	0,11	0,02	0,20
<i>Trema micrantha</i>	1	1	0,0043	0,07	0,11	0,01	0,20
<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	0,0033	0,07	0,11	0,01	0,19
<i>Luehea grandiflora</i>	1	1	0,0030	0,07	0,11	0,01	0,19
<i>Actinostemon concolor</i>	1	1	0,0014	0,07	0,11	0,01	0,19
<i>Piper arboreo</i>	1	1	0,0008	0,07	0,11	0,01	0,19
<i>Agonandra brasiliensis</i>	1	1	0,0007	0,07	0,11	0,01	0,19
<i>Manihot langsdorffii</i>	1	1	0,0007	0,07	0,11	0,01	0,19
Total	1419	887	30	100,00	100,00	100,00	300,00

Capítulo II

Associação de árvores e lianas em uma floresta Estacional Semidecidual, Município de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

RESUMO

As lianas contribuem significativamente para a estrutura física da floresta. Crescem em altura escalando árvores e, para isto, apresentam várias adaptações como caule volúvel, folhas e ramos modificados em gavinhas, raízes grampiformes e espinhos. Devido aos efeitos negativos que as lianas exercem sobre as árvores - competem com elas por espaço, água, nutrientes e luz, reduzindo a produtividade e a taxa de crescimento das hospedeiras - e às observações de que espécies diferentes de árvores apresentavam intensidade diferentes de infestação, surgiram hipóteses de que algumas espécies possuem características que facilitam e outras que reduzem sua susceptibilidade para a infestação por lianas. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a relação das lianas com as características do hospedeiro e com a estrutura da floresta. Foi desenvolvido na Estação Ecológica de Paulo de Faria, SP, em um fragmento de floresta estacional semidecidual com cerca de 435,73 ha. Os resultados não indicaram evidências de especificidade hospedeira-liana. No entanto, árvores com diâmetros maiores apresentaram maior densidade de lianas e, em relação às características da vizinhança, as parcelas com maior proporção de árvores grandes (DAP > 30 cm) apresentaram relação negativa significativa com a densidade de lianas. A relação foi positiva em parcelas com maior proporção de árvores com copas ≤ 3 m de altura. Sendo assim, nosso estudo verificou que a infestação e a densidade de lianas estavam relacionadas às características das árvores e da vizinhança.

INTRODUÇÃO

As lianas têm um importante papel na dinâmica das florestas tropicais e contribuem significativamente com a estrutura física da floresta. Crescem em direção à luz até alcançar o dossel, onde florescem e frutificam, unindo as copas das árvores e promovendo o acesso dos animais árvore a árvore (Appanah & Putz 1984; Richards 1996; Schnitzer & Bongers 2002). Além disso, devido a sua alta produção fotossintética e de biomassa, as lianas contribuem significativamente no seqüestro de carbono (Schnitzer & Bongers 2002).

O crescimento em altura das espécies de lianas depende da sustentação mecânica fornecida pelas árvores, uma vez que as lianas investem pouco na produção de tecidos de sustentação (Putz 1984). Várias adaptações permitem que elas escalem o hospedeiro e cheguem ao dossel da floresta (Putz & Windsor 1987, Campbell & Newbery 1993) como, por exemplo, a presença de caule volúvel, folhas e ramos modificados em gavinhas, raízes grampiformes e espinhos (Peñalosa 1982). A proporção de lianas com diferentes mecanismos de escalada em uma comunidade pode ser influenciada pelo estágio sucessional ou regime de distúrbio da floresta (DeWalt et al. 2000).

As lianas competem com as árvores por espaço, água, nutrientes e luz. Como crescem rapidamente em comprimento, chegam ao dossel e sombreiam as árvores hospedeiras, freqüentemente causando um efeito negativo (Janzen 1975; Putz 1980; Gentry 1991; Perez-Salicrup & Barker 2000). A presença de lianas pode reduzir a produtividade (Stevens 1987) e a taxa de crescimento das árvores (Jones 1950; Nicholson 1965, Lowe & Walker 1977; Putz 1984), aumentando a taxa de mortalidade das mesmas (Putz 1984; Putz et al. 1984; Ferreira & Laurance 1997).

Devido aos efeitos negativos que as lianas exercem sobre as árvores e às observações de que espécies diferentes de árvores apresentavam intensidade também diferente de infestação, surgiram hipóteses de que algumas espécies apresentam

características que facilitam a infestação (Putz 1984; Putz & Chai 1987; Campbell & Newbery 1993) e de que outras teriam desenvolvido características que reduzissem sua susceptibilidade por lianas (Putz 1980; Putz 1984; Allen et al. 1997). Existem muitas especulações em relação aos mecanismos de defesa das árvores contra a infestação por lianas. Porém, testar as hipóteses relativas à eficiência dos vários mecanismos de defesa não é uma tarefa simples (Hegarty 1991), pois há muitos fatores influenciando a ocupação de árvores por lianas e é difícil isolá-los em possíveis experimentos.

Apesar dessas dificuldades, alguns estudos apontaram uma série de características das árvores que, apresentadas isoladamente ou em conjunto, aparentemente estão relacionadas com uma menor infestação por lianas, tais como o crescimento monopodial (Lowe & Walker 1977) e rápido (Putz 1980; Putz et al. 1984; Putz 1984a), a copa estratificada (Smith 1973), os troncos longos e flexíveis (Putz 1980; Putz et al. 1984; Putz 1984a), com espinho (Maier 1982; Putz 1984) ou casca lisa (Smith 1979; Putz 1980; Boom & Mori 1982), o rápido espessamento do diâmetro (Putz 1980; Putz 1984a) e diâmetros maiores (Lowe & Walker 1977), as raízes tabulares (Black & Harper 1979; Putz 1980; Boom & Mori 1982), as folhas grandes (Maier 1982; Putz et al. 1984; Putz 1984a) e decíduas (Janzen 1975; Page & Brownsey 1986) e a interação com insetos (Janzen 1969; 1973; Putz 1984a; Putz & Halbrook 1988).

Em estudos recentes, verificou-se que troncos lisos ou com casca decídua, raízes tabulares e folhas grandes apresentaram correlação negativa com a infestação por lianas (Carse et al. 2000) e que o diâmetro, a casca rugosa e o fruto carnoso apresentaram associação positiva com lianas (Carsten et al. 2002). Pode-se citar, ainda, relações entre as características das árvores e os mecanismos de escalada das lianas: nas árvores com diâmetro menor, a infestação por lianas com gavinha é mais freqüente, ao passo que naquelas com maior diâmetro, a infestação ocorre somente por lianas volúveis (Putz & Chai, 1987).

Entretanto, Pérez-Salicrup et al. (2001), em seu estudo desenvolvido em uma floresta na Bolívia, não encontraram relação entre distribuição e abundância das espécies de lianas

com as espécies de árvores hospedeiras. Segundo esses autores, para determinar os fatores que influenciam a abundância de lianas seria necessário conhecer a importância relativa das características das árvores hospedeiras em relação às características das árvores vizinhas e, assim, verificar até que ponto essas características influenciam o número de lianas que cada árvore suporta e se alguma espécie de liana infesta mais árvores que outras.

A associação entre árvores e lianas pode ser melhor compreendida por meio de sua avaliação em níveis de indivíduo e de comunidade. A avaliação destes dois níveis de escala é importante para a identificação dos fatores que intensificam ou inibem a abundância e o estabelecimento das espécies de lianas (Clark & Clark 1990; Campbell & Newbery 1993) e, ainda, o entendimento desses fatores é essencial, pois fornece informações ecológicas seguras sobre como prevenir e minimizar os impactos das lianas sobre as árvores (Putz 1991).

Tendo em vista que o conhecimento sobre as relações entre lianas e árvores pode auxiliar na compreensão da dinâmica das florestas tropicais, este estudo testou as seguintes hipóteses: (1) a infestação de árvores dependeria de associações preferenciais entre espécies de lianas e espécies de árvores e, então, características específicas da árvore ou das lianas estariam influenciando tal infestação; (2) No caso de não existir especificidade, a infestação seria explicada pelas características individuais da árvore e/ou da comunidade florestal.

Para tal, os fatores que determinam a ocupação de árvores por lianas em uma área de floresta estacional semidecidual foram investigados e as seguintes questões formuladas:

- As espécies de lianas estão associadas a alguma espécie de árvore? Para responder esta questão, foi verificado se (a) alguma espécie de árvore é significativamente mais infestada por lianas que outras espécies; b) a especificidade hospedeiro-liana se reflete na distribuição espacial de ambas e c) a composição de árvores na vizinhança (parcela) está associada à intensidade de infestação (número médio de lianas por árvore).

- O número de árvores que as lianas escalam depende do mecanismo de escalada utilizado pelas diferentes espécies?
- Há relação entre o mecanismo de escalada e o tipo de casca da árvore?
- As características da árvore hospedeira (diâmetro e tipo de casca) estão relacionadas à densidade de lianas por árvore?
- As características da vizinhança (proporção de árvores com diferentes classes de diâmetro, altura total, altura da copa, altura do fuste e texturas de casca) estão associadas à densidade de lianas?

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta dos dados

A amostragem incluiu todas as lianas com caules ≥ 1 cm de DAP que escalarão árvores ≥ 3 cm de DAP em 100 parcelas de 100 m² cada (10 x 10 m), correspondendo a uma área amostral total de 1 ha (ver Capítulo 1). Para cada indivíduo de liana, registrou-se (1) a espécie, (2) o diâmetro, (3) o mecanismo de escalada (volúvel, gavinha ou escandente), (4) a porção ocupada no forófito (tronco, copa ou ambos) e (5) a espécie e o número de árvores usadas como suporte. Para cada árvore registrou-se (1) a espécie, (2) o diâmetro, (3) a altura total, a altura do fuste e da copa, (4) a textura da casca - lisa (fina e persistente), rugosa ou decídua (escamosa ou aculeada) e (5) as espécies, o número e o local de ocupação (copa, tronco ou ambos) das lianas presentes.

Análise dos dados

1. Associação de árvores e lianas.

Para avaliar a associação entre espécies de árvores e de lianas, testou-se se cada espécie de árvore apresentava proporção de infestação por lianas maior ou menor que a proporção de infestação média na floresta. Nesta análise foram incluídas as espécies de árvore com 10 ou mais indivíduos dentro das 100 parcelas. A hipótese de que as espécies de árvores não apresentavam proporções diferentes de infestação foi testada por modelos log-lineares (teste G, Sokal & Rohlf 1995). Para avaliar se uma espécie de árvore em particular apresentava infestação significativamente diferente da média da amostra, foi testado (distribuição de χ^2 com 1 grau de liberdade) se o modelo excluindo esta espécie diferia significativamente do modelo completo (incluindo todas as espécies).

Para verificar se há especificidade hospedeira de árvores e lianas e se essa especificidade se reflete na distribuição espacial de ambas, avaliou-se se as parcelas da floresta com composição similar de espécies de árvores também apresentavam composição similar de espécies de lianas. Para tal, testou-se a correlação entre as matrizes de similaridade de acordo com o Índice de Sorensen's (Beals 1984), de espécies de árvores e de espécies de lianas entre parcelas [Teste de Mantel - Mantel (1967), Sokal & Rohlf (1995)], utilizando o programa PC-ORD V.3.14 (McCune & Mefford 1997).

Para verificar se a composição de árvores está associada ao número de lianas por árvore, testou-se a correlação de duas matrizes: uma de distância Euclidiana das parcelas baseada nas espécies de árvores e outra, de distância Euclidiana das parcelas baseada no número de lianas por árvore, utilizando-se o Teste de Mantel. Finalmente, para as espécies de árvores mais abundantes, testou-se as seguintes correlações: (a) proporção de indivíduos infestados e diversidade de espécies de lianas, (b) proporção de indivíduos infestados e riqueza de espécies de lianas e (c) proporção de indivíduos infestados e número médio de indivíduos de liana em cada espécie de árvore. Se existir especificidade hospedeira, espera-se encontrar

determinadas espécies de árvores infestadas com muitos indivíduos, pertencentes a poucas espécies diferentes de lianas (diversidade e riqueza independentes da abundância de indivíduos infestantes).

2. Características das lianas vs. infestação.

2.1. Mecanismo de escalada e número de árvores escaladas

O número de árvores que cada indivíduo de liana infestou foi determinado contando-se, a partir do ponto de enraizamento, todas as árvores enraizadas na parcela que ele escalou. A fim de se evitar que as análises fossem direcionadas pelos mecanismos mais abundantes, duas espécies de mecanismo volúvel e duas espécies com gavinhas dentre as 14 espécies mais abundantes (com 20 ou mais indivíduos) foram sorteadas. Foi utilizado um modelo linear generalizado, assumindo a distribuição de erro de Poisson (Venables & Ripley 1999), para avaliar se os mecanismos de escalada das lianas (volúvel ou gavinha, variável independente) diferiram no número de árvores que elas infestaram (variável dependente). O DAP de cada liana foi incluído no modelo como co-variável para controlar o efeito do tamanho (e possivelmente idade) da liana sobre o número de árvores que ela infestava.

2.2. Mecanismo de escalada vs. tipo de casca da árvore.

A relação dos mecanismos de escalada das lianas e o tipo de casca das árvores foi avaliada por um modelo log-linear (Sokal & Rohlf 1995), no qual as variáveis foram mecanismo de escalada das lianas que infestavam cada árvore (três níveis: volúvel, gavinha e volúvel + gavinha) e tipo de casca da árvore infestada (três níveis: lisa, decídua e rugosa). As combinações que mais se desviaram das frequências esperadas (se as variáveis fossem independentes) foram inferidas calculando-se o desvio padronizado dos valores observados em relação aos esperados:

Desvio = $2 \times [\text{Exp} - \text{Obs} + \text{Obs} \times \log(\text{Obs} / \text{Exp})]$, sendo que os maiores valores de desvio indicam as combinações que mais se desviaram dos valores esperados.

3. Características das árvores vs. número de lianas por árvore

Para avaliar se a densidade de lianas por árvore (variável dependente) foi influenciada pelas características da árvore hospedeira (diâmetro do tronco, altura total, altura da copa, altura do fuste e tipo de casca – variáveis independentes), foram estimados modelos lineares generalizados, assumindo a distribuição de erro de Poisson (Venables & Ripley 1999). Uma vez que as variáveis independentes quantitativas estudadas eram fortemente correlacionadas entre si (Tabela 1), estimou-se um modelo para cada uma das variáveis, e escolhemos, dentre eles, o que melhor explicou a densidade de lianas por árvore. Esse cuidado foi tomado devido à interferência da colineariedade entre as variáveis independentes na estimativa das variáveis do modelo (Belsley 1991). Em todos os modelos, a parcela à qual cada árvore pertencia foi incluída como co-variável para controlar estatisticamente a variação encontrada entre parcelas, aumentando a precisão das análises.

Tabela 1. Índices de correlação de Pearson entre as características das árvores estudadas (variáveis independentes). N = 1419 árvores, em 1 ha de floresta estacional semidecidual, da Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Variáveis	DAP	Altura do fuste	Altura da copa
DAP	1,00	-	-
Altura do fuste	0,52	1,00	-
Altura da copa	0,72	0,20	1,00
Altura total	0,81	0,74	0,80

4. Características da vizinhança (parcela) vs. densidade de liana.

Para avaliar se a densidade de lianas foi influenciada pelas características da vizinhança, explorou-se o efeito de cinco características estruturais da floresta sobre a densidade de lianas por parcela (variável dependente). Inicialmente foram testadas as seguintes variáveis independentes: (a) textura da casca (lisa, decídua e rugosa); (b) proporção de árvores nas classes de altura de fuste $\leq 2,5$ m, $> 2,5 \leq 4,5$ m e $> 4,5$ m; (c) proporção de árvores nas classes de altura de copa ≤ 3 m, $> 3 \leq 5$ m e > 5 m; (d) proporção de árvores nas classes de DAP ≤ 10 cm, $> 10 \leq 30$ cm e > 30 cm; e (e) proporção de árvores nas classes de altura total ≤ 6 m, $> 6 \leq 15$ m e > 15 m. Posteriormente, repetimos as análises dividindo as variáveis em duas classes, mas os modelos com variáveis em três classes explicou melhor a densidade de lianas por parcelas (duas classes: R^2 ajustado = 0,0607; $F_{2, 97} = 4,2$; $P = 0,0178$; três classes: R^2 ajustado = 0,1277; $F_{3, 96} = 5,8$; $P = 0,001$), sendo estes utilizados nas análises finais. Utilizou-se modelos lineares múltiplos (regressão múltipla). As variáveis foram mantidas nos modelos de acordo com sua importância estatística. Uma vez que, para uma dada variável, a proporção de árvores nas três classes de tamanhos soma sempre um, apresentando conseqüentemente a completa colineariedade (Belsley 1991), os modelos iniciais nunca incluíam concomitantemente as três classes de uma mesma variável. A densidade de lianas foi transformada pela raiz quadrada do valor + 0,5 (Sokal & Rohlf 1995). Os resíduos dos modelos não mostraram nenhum padrão em relação aos valores estimados e o gráfico dos percentis do resíduo vs. percentis da distribuição normal aproximou-se de uma reta, indicando que não houve violação severa dos pressupostos teóricos do método.

RESULTADOS

1. Associação de árvores e lianas.

Das 1419 árvores com DAP ≥ 3 cm, 760 indivíduos ou 54% carregavam pelo menos uma liana (Figura 1). Do total de árvores infestadas, 383 indivíduos (50%) apresentavam diâmetros > 10 cm (Figura 2).

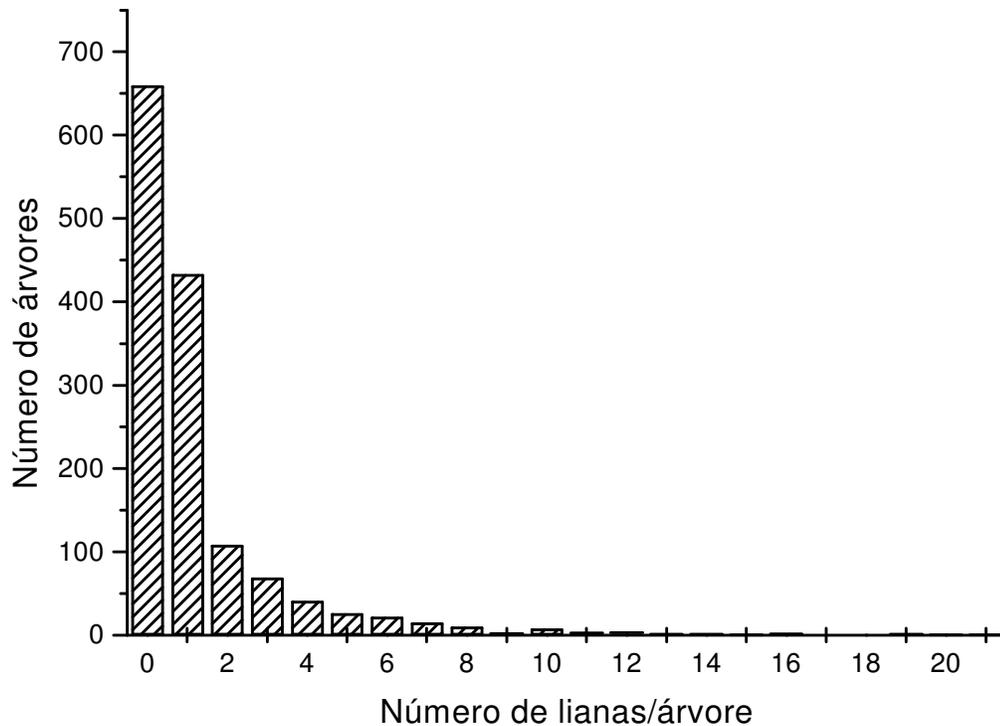


Figura 1. Distribuição do número de lianas DAP ≥ 1 cm em árvores com DAP ≥ 3 cm em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

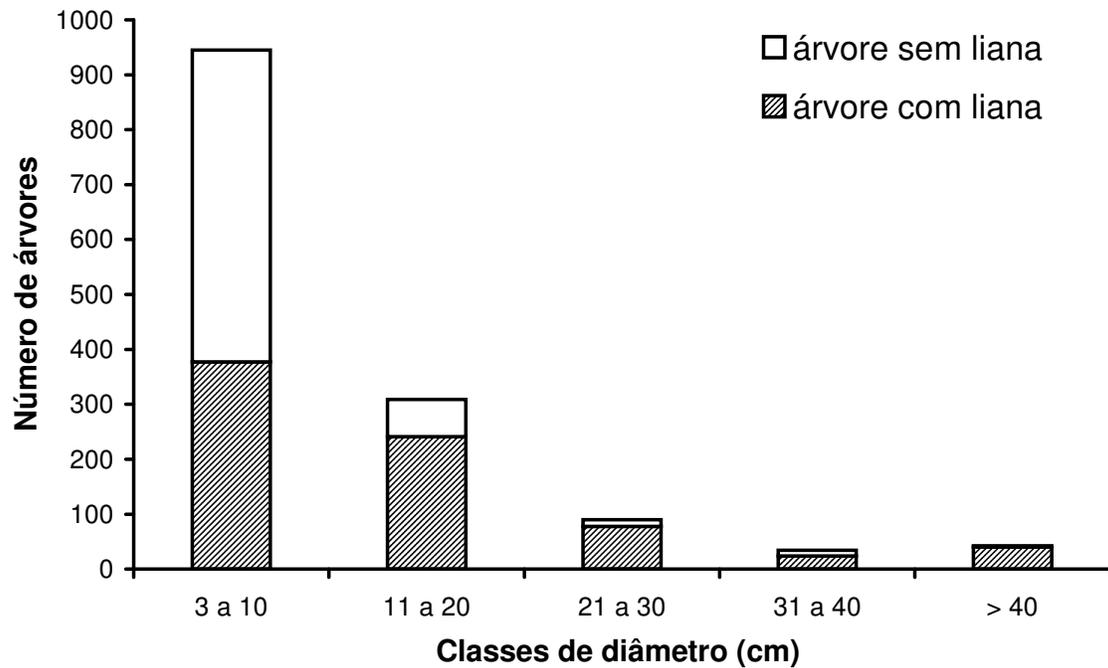


Figura 2. Distribuição de classes de tamanho de árvores ≥ 3 cm com ou sem lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil.

Das 33 espécies de árvores com pelo menos 10 indivíduos, quatro (*Inga marginata*, *Piper amalago*, *Trichilia catigua* e *T. clausenii*) apresentaram proporção de infestação significativamente menor que a média geral. Somente uma, *Machaerium paraguariense*, apresentou proporção de infestação significativamente maior que a média (Tabela 2), indicando que é uma espécie com alta susceptibilidade, com indivíduos infestados por até 25 espécies de lianas.

Tabela 2. Proporção de árvores infestadas por lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. χ^2 = variação do G total (80,25) causado pela remoção da espécie em questão. Probabilidades menores que 0,05 indicam espécies que desviaram significativamente da média geral de infestação (0,53). N = número de indivíduos.

Especie	N	Proporção de infestação	χ^2	G.L.	Probabilidade
<i>Machaerium paraguariense</i>	75	0,84	12,407	1	0,0004
<i>Inga marginata</i>	165	0,36	10,979	1	0,0009
<i>Piper amalago</i>	39	0,15	14,828	1	0,0001
<i>Trichilia catigua</i>	91	0,37	5,011	1	0,0252
<i>T. clausenii</i>	109	0,33	10,259	1	0,0014
<i>Actinostemon communis</i>	25	0,36	1,565	1	0,2109
<i>Albizia hasslerii</i>	12	0,50	0,021	1	0,8849
<i>Alibertia macrophyla</i>	12	0,67	0,395	1	0,5298
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	11	0,82	1,491	1	0,2220
<i>Astronium graveolens</i>	25	0,64	0,547	1	0,4596
<i>Cariniana estrellensis</i>	42	0,74	3,175	1	0,0748
<i>Casearia gossypiosperma</i>	63	0,56	0,081	1	0,7764
<i>C. mariquitensis</i>	19	0,42	0,464	1	0,4955
<i>C. rupestris</i>	16	0,63	0,261	1	0,6093
<i>Cedrela fissilis</i>	12	0,83	1,792	1	0,1807
<i>Ceiba pubiflora</i>	10	0,90	2,153	1	0,1423
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	60	0,58	0,328	1	0,5667
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	105	0,55	0,107	1	0,7433
<i>Eugenia florida</i>	16	0,69	0,694	1	0,4048
<i>Guarea guidonia</i>	16	0,63	0,261	1	0,6093
<i>G. kunthiana</i>	56	0,38	2,948	1	0,0860
<i>Hymenaea pubescens</i>	12	0,75	0,980	1	0,3221
<i>Inga vera</i>	20	0,65	0,516	1	0,4728
<i>Nectandra cissiflora</i>	20	0,75	1,646	1	0,1995
<i>Psidium sartorianum</i>	19	0,79	2,132	1	0,1442
<i>Pterogyne nitens</i>	10	0,90	2,153	1	0,1423
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	17	0,65	0,417	1	0,5187
<i>Rollinia dolabripetala</i>	10	0,70	0,499	1	0,4798
<i>Simira sampaioana</i>	25	0,40	0,888	1	0,3461
<i>Terminalia argentea</i>	25	0,76	2,248	1	0,1338
<i>Trichilia cassareti</i>	18	0,39	0,755	1	0,3848
<i>T. hirta</i>	36	0,69	1,727	1	0,1888
<i>Unonopsis lindmanii</i>	60	0,63	1,199	1	0,2736

As matrizes de similaridade para espécies de árvores e lianas mostraram correlação positiva (Mantel $r = 0,05$; $P = 0,03$), indicando que parcelas com composição de espécies de árvores similares também apresentam composição similar de espécies de lianas. Por outro lado, as matrizes de similaridade de espécies de árvores e número médio de lianas por árvore por parcela não apresentaram correlação significativa (Mantel $r = 0,01$; $P = 0,32$). Este resultado pode indicar que a intensidade de infestação (número de lianas por árvore) independe da composição de espécies hospedeiras ou, alternativamente, que a associação de algumas espécies de lianas e árvores não representa maiores infestações por árvore, uma vez que a maior parte das árvores foi infestada por uma única liana (30,5%) (Figura 1).

As espécies arbóreas infestadas por um maior número de indivíduos de lianas apresentaram também maior diversidade e riqueza de espécies de lianas (diversidade: $r = 0,447$; $P = 0,024$; riqueza: $r = 0,504$; $P = 0,010$; $n = 25$ espécies - Figuras 3 e 4), sugerindo que não há especificidade na associação de espécies de árvores e de lianas. Se houvesse, esperar-se-ia que os valores de diversidade e riqueza fossem independentes da infestação por lianas (árvores infestadas com muitos indivíduos, mas de poucas espécies diferentes).

2. Características das lianas vs. infestação.

2.1. Mecanismo de escalada e número de árvores escaladas

O número médio de árvores que cada indivíduo de liana escalou foi 1,3, com variação de uma a seis árvores. Entretanto o número de árvores que cada liana escalou não foi relacionado ao tipo de mecanismo utilizado para a escalada, nem ao diâmetro da liana (Tabela 3).

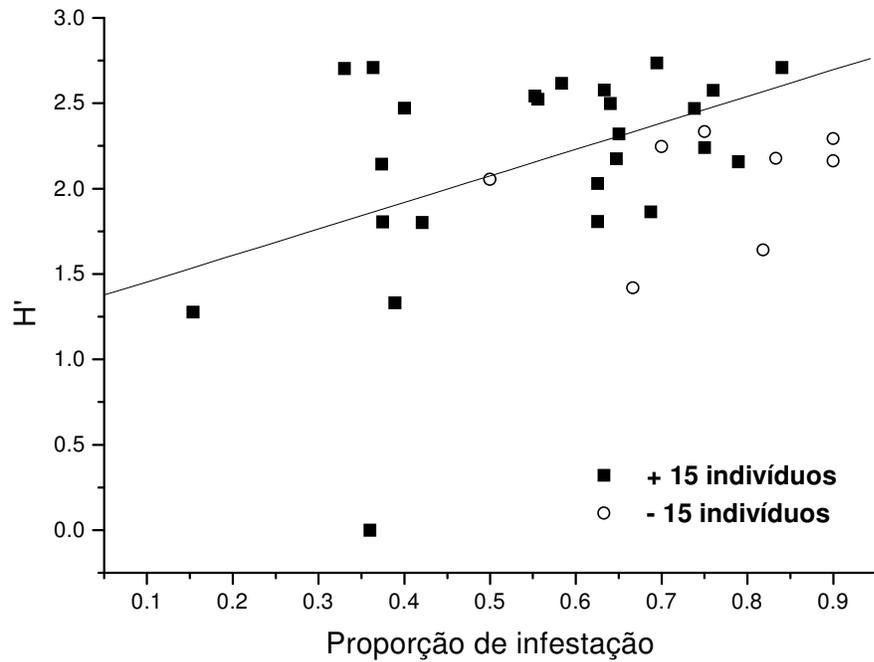


Figura 3. Proporção de infestação vs. diversidade de liana em 25 espécies de árvores em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. A curva de regressão linear foi calculada excluindo as espécies com menos de 15 indivíduos.

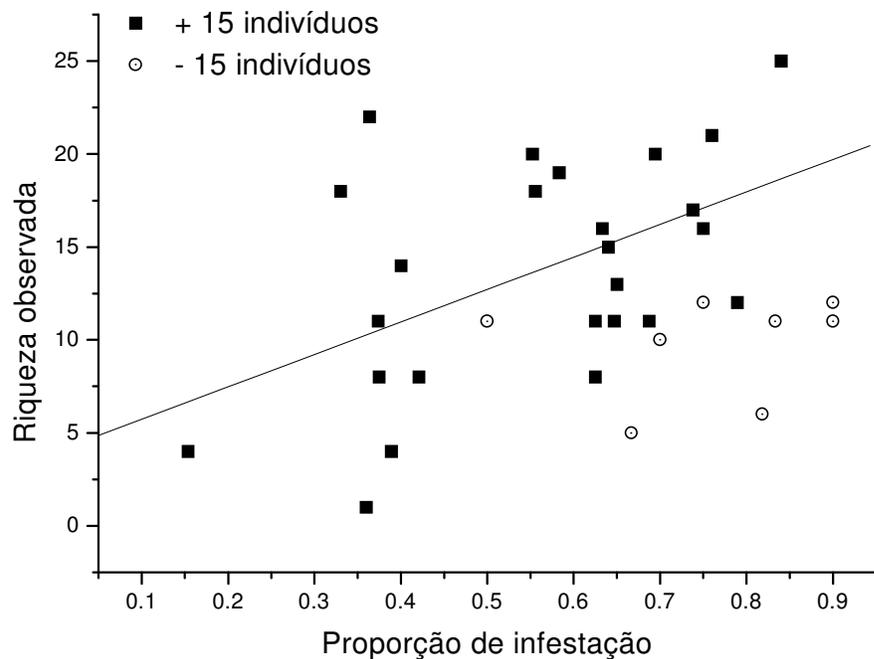


Figura 4. Proporção de infestação vs. número de espécies de liana em 25 espécies de árvores em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. A curva de regressão linear foi calculada excluindo as espécies com menos de 15 indivíduos.

Tabela 3. Modelo linear generalizado do número de árvores ocupadas por liana vs. DAP da liana e do mecanismo de escalada (gavinha ou volúvel), assumindo distribuição de erro de Poisson e função de ligação logarítmica. A variável “DAP” foi incluída como co-variável para controlar estatisticamente o efeito de sua variação. Os valores de χ^2 indicam a variação do desvio residual pela remoção da variável no modelo. Estatísticas do modelo: $R^2_L=0,003$; $\chi^2_2=0,612$; $P=0,736$.

Variável	Coeficiente	G.L.	χ^2	P
DAP	0,002	1	0,011	0,916
Mecanismo	-0,032	1	0,611	0,434

2.2. Mecanismo de escalada vs. tipo de casca da árvore.

A relação entre os mecanismos de escalada da liana e o tipo de casca da árvore foi significativa ($p = 0,0007$). O mecanismo gavinha apresentou maior infestação em árvores com cascas lisa e rugosa, enquanto lianas com mecanismo volúvel apresentaram infestações menores que o esperado (se estas variáveis fossem independentes) em árvores de casca decídua (Figura 5). Em árvores infestadas pelos dois mecanismos, as infestações seguiram os padrões dos mecanismos com maiores pesos nas análises (Figura 5).

3. Características das árvores vs. número de lianas por árvore

O número de lianas por árvores variou de zero a 21 (figura 1), e foi correlacionado à altura da árvore, à altura do fuste, à altura da copa, ao tipo de casca e ao DAP. Esta última variável foi a que melhor explicou o número de lianas por árvore (Tabela 4a e b). No entanto, a maior parte da variação foi explicada pelas diferenças entre parcelas, como indicado pelo alto valor de χ^2 para as diferenças entre parcelas (Tabela 4b), mostrando uma grande variação entre parcelas e, possivelmente, que existem outras variáveis não quantificadas relacionadas ao número de lianas por árvore.

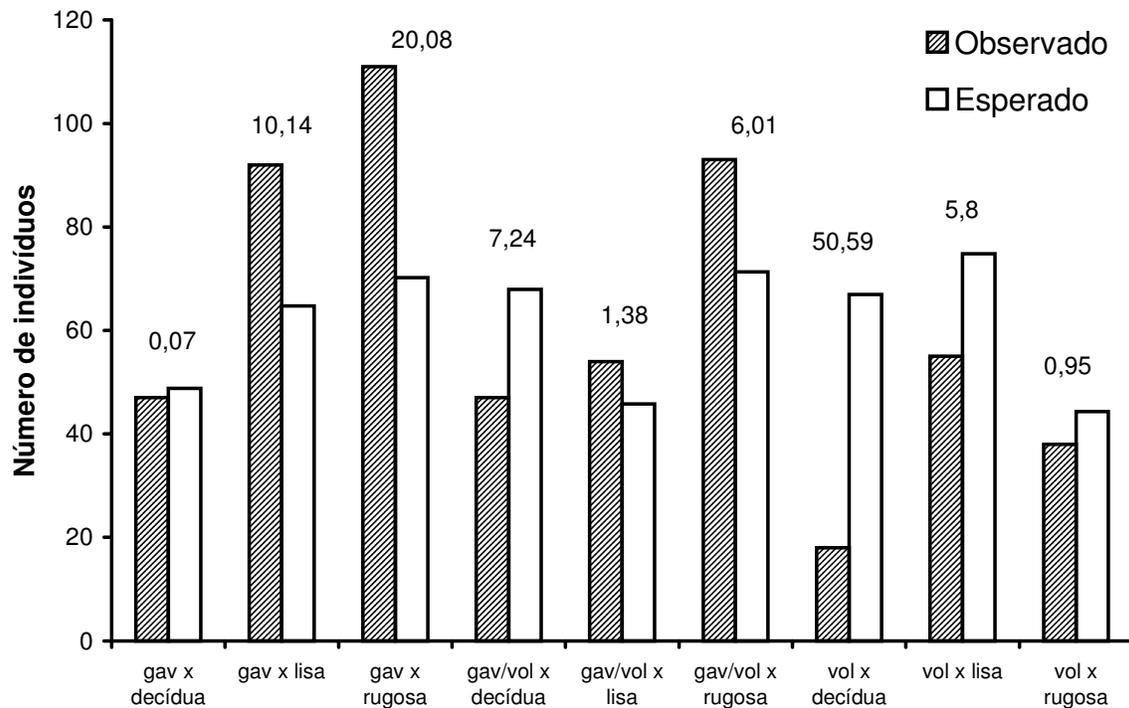


Figura 5. Números observado e esperado de indivíduos de lianas em cada tipo de casca de árvore e a relação com os mecanismos de escalada das lianas em 1 ha de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Paulo de Faria, São Paulo, Brasil. Os valores acima das barras representam os desvios padronizados dos valores observados em relação aos esperados (ver material e métodos).

Tabela 4. (a) Modelos lineares generalizados utilizados para explicar o número de lianas por árvore, assumindo distribuição de erro de Poisson e função de ligação logarítmica. (b) Detalhamento do modelo (DAP da árvore) que melhor explicou o número de lianas por árvore (maior valor de χ^2). A variável “Parcela” foi incluída como co-variável para controlar o efeito das diferenças entre parcelas. Os valores de χ^2 indicam a variação do desvio residual pela remoção da variável no modelo. Estatísticas do modelo (b): $R^2_L=0,412$; $\chi^2_{100}=1451,7$; $P<10^{-4}$.

(a) Modelos	Coefficiente	G.L.	χ^2	P
Parcela + DAP	-	100	1451,70	$< 10^{-4}$
Parcela + Altura	-	100	1367,00	$< 10^{-4}$
Parcela + Fuste	-	100	1080,30	$< 10^{-4}$
Parcela + Copa	-	100	1212,46	$< 10^{-4}$
Parcela + Casca	-	101	1310,39	$< 10^{-4}$

(b) Variáveis	Coefficiente	G.L.	χ^2	P
Parcela	-	99	1038,71	$< 10^{-4}$
DAP	0,039	1	601,42	$< 10^{-4}$

4. Características da vizinhança (parcela) e a densidade de liana.

A densidade de lianas por parcela foi negativamente correlacionada à proporção de árvores com diâmetro > 30 cm e positivamente correlacionada às proporções de árvores com copas \leq 3 m e com casca decídua (Tabela 5). A proporção de variância explicada pelo modelo (R^2) foi baixa (ca. 12%), indicando que grande parte da variância não foi explicada.

Tabela 5. Modelo linear (regressão múltipla) de densidade de lianas por parcela (variável resposta) vs. características da vizinhança (variáveis explanatórias). A densidade de lianas foi transformada pela raiz quadrada do valor + 0,5 e as variáveis explanatórias representam a proporção de árvores por parcela em cada classe. Estatísticas do modelo: R^2 ajustado=0,1277; $F_{3, 96}=5,8$; $P=0,001$.

Variável	Coef. padronizado	<i>t</i>	<i>P</i>	% variância explicada
Constante	-	7,25	$< 10^{-4}$	
Copa \leq 3	0,251	2,52	0,0135	5,6
DAP > 30	-0,282	-2,97	0,0037	7,8
Casca decídua	0,245	2,44	0,0166	5,2

DISCUSSÃO

O percentual observado de árvores infestadas por lianas (53%) na EEPF foi similar às infestações relatadas em outras florestas tropicais, tais como em florestas de dipterocarpáceas não perturbadas na Malásia (57 e 52,3%, Campbell & Newbery 1993; Putz & Chai 1987 respectivamente), na floresta de La Selva, na Costa Rica (58%, Clark & Clark 1990) e em uma floresta tropical úmida madura no Equador (52%, Nabe-Nielsen 2001). Porém, níveis de infestação maiores foram relatados em outras florestas [Bolívia: floresta subtropical (77%, Carse et al. 2000), semidecídua (86,3%, Pérez-Salicrup et al 2001) e subtropical úmida (73%, Alvira et al. 2004)]. O nível de infestação na EEPF pode ter sido subestimado, visto que as clareiras, onde ocorrem maiores densidades de lianas (Putz 1984), não foram amostradas.

A maioria das espécies de árvores não apresentou níveis de infestação por lianas significativamente diferentes da média da área (53%), sugerindo que não existem, em geral,

diferenças de susceptibilidade à infestação entre estas espécies de árvores. Porém, quatro espécies apresentaram infestações significativamente menores que a média, *Inga marginata*, *Piper amalago*, *Trichilia catigua* e *T. clausenii*. Aparentemente, estas espécies não apresentaram características morfológicas marcadamente diferentes das demais espécies de árvores que pudessem ser relacionadas às defesas contra a infestação por lianas (Janzen 1975; Lowe & Walker 1977; Putz 1980; Putz 1984a). Acreditamos que a menor infestação destas espécies esteja relacionada ao fato de apresentarem grande abundância de indivíduos pequenos (cerca de 81%), já que a classe de diâmetro de 3 - 10 cm foi a que apresentou menor proporção de infestação, e pelo fato de que estas espécies são típicas de sub-bosque.

Machaerium paraguayense foi a única espécie que apresentou infestação significativamente maior que a média geral, sugerindo uma susceptibilidade à infestação por lianas, possivelmente devido à arquitetura da copa de suas árvores ou por ocorrer em parcelas próximas a clareiras. Não há na literatura relatos de que esta espécie tenha apresentado alta infestação por lianas, o que dificulta a enumeração de fatores que possam evidenciar tal susceptibilidade.

Nossos resultados, de modo geral, não apoiaram a hipótese de especificidade entre espécies de lianas e espécies de árvores. As matrizes de similaridade de espécies de árvores e de lianas apresentaram correlação positiva significativa, o que poderia sugerir algum tipo de associação das espécies. No entanto, é necessário ressaltar que o índice de similaridade de Sorensen's utilizado nas análises foi calculado com os dados de abundância das espécies. Assim, as espécies mais abundantes, tanto de árvores como de lianas, podem ter direcionado esta análise. Esta possibilidade foi apoiada pelas demais análises. Não houve correlação significativa da similaridade das espécies de árvores por parcela e do número médio de lianas por árvore. Isto também sugere que não houve especificidade na associação de espécies de árvores e espécies de lianas. Se existisse associação liana-hospedeira, esperar-se-ia uma relação positiva significativa, ou seja, parcelas semelhantes em composição de espécies de árvores susceptíveis apresentariam maiores níveis de infestação por lianas. Além disso, nas

diferentes espécies de árvores, a riqueza e a diversidade de espécies de lianas associadas aumentaram com a proporção de infestação. Esta relação positiva sugere que a infestação esteja ocorrendo ao acaso nas espécies de árvores. Se ocorresse especificidade hospedeira, seria esperado que a riqueza e diversidade de lianas fossem independentes da intensidade de infestação (determinadas espécies de árvores estariam infestadas por indivíduos de espécies particulares de lianas). A ausência de associação liana-hospedeiro também foi descrita em uma floresta semidecídua na Bolívia (Pérez-Salicrup et al. 2001). Estes autores verificaram que muitas espécies de árvores apresentam alta probabilidade de suportar lianas, mas existe pouca indicação de associação entre árvores e lianas. Tais resultados contrariam os de Clark & Clark (1990), Campbell & Newbery (1993), Muthuramkumar & Parthasarathy (2001), Carsten et al. (2002), que encontraram associação positiva entre espécies de árvores e lianas.

Nossos resultados mostraram que o número de árvores que cada liana escalou não dependeu do mecanismo de escalada utilizado, o que sugere que o mecanismo tenha pouca importância no estabelecimento das espécies, contrariando os relatos especulativos de que lianas com gavinhas apresentam maior capacidade infestante. Entretanto, encontrou-se associação significativa entre o mecanismo de escalada das lianas e as características da casca da árvore hospedeira. Árvores com casca rugosa foram mais infestadas por lianas com gavinhas, ao passo que as que apresentavam casca decídua foram menos infestadas por lianas volúveis. Segundo Carsten et al. (2002), árvores com casca rugosa forneceriam maior condutividade para lianas escalarem até o dossel, enquanto o tipo decíduo de casca dificultaria a escalada de lianas volúveis.

A distribuição e abundância das espécies de lianas foram, ainda, relacionadas a outras características do hospedeiro e a características da vizinhança. Considerando as características do hospedeiro, árvores com diâmetros maiores tiveram correlação positiva com a densidade de lianas. Esta correlação pode indicar que estas árvores (provavelmente árvores mais velhas e com copas grandes) teriam maior chance de acumular mais indivíduos de liana ao longo do tempo. O fato da densidade de lianas por árvore ser positivamente correlacionada ao aumento

do diâmetro da árvore coincide com os resultados de Clark & Clark (1990); Pinard & Putz (1994), Nabe-Nielsen (2001), Pérez-Salicrup (2001); Parthasarathy et al. (2004) e Alvira et al. (2004).

Em relação às características da vizinhança, as parcelas com maior proporção de árvores grandes (DAP > 30 cm) apresentaram relação negativa significativa com a densidade de lianas. Estas parcelas, por apresentarem maior quantidade de árvores grandes, estavam possivelmente mais sombreadas, o que dificultaria o estabelecimento de lianas. Porém, a densidade de lianas por parcela apresentou relação significativamente positiva com a proporção de árvores com copas ≤ 3 m de altura e de árvores com cascas decíduas. Possivelmente, as parcelas com maiores proporções de árvores com copas menores que 3 m apresentam árvores pequenas e maior luminosidade, o que favoreceria a ocorrência das lianas (Nabe-Nielsen 2001). No entanto, a correlação positiva de proporção de árvores com casca decídua e densidade de lianas por parcela foi contrária ao esperado. Porém, não foi encontrada uma explicação para este fato, uma vez que nossos dados indicaram que árvores com casca decídua foram menos infestadas por lianas volúveis. A deciduidade da casca é considerada uma defesa contra a infestação por lianas (Carsten 2002; Putz 1984a). Talvez a proporção de árvores com casca decídua nas parcelas esteja correlacionada a uma variável associada positivamente à densidade de liana. Assim, a correlação positiva encontrada seria efeito indireto desta terceira variável não estudada.

Nosso estudo verificou a associação entre as características das árvores e da vizinhança com a infestação e a densidade de lianas. No entanto, vale ressaltar que os modelos estatísticos testados explicaram apenas parte da variação dos dados (13 a 41%), indicando que, certamente, existem variáveis não estudadas que poderiam estar relacionadas aos padrões de infestação observados.

REFERÊNCIAS

- Allen, B. P.; Pauley, E. F. & Sharitz, R. R. 1997. Hurricane impacts on liana populations in an old-growth southeastern Bottomland forest. **Journal of the Torrey Botanical Society** **124**: 34-42.
- 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** **190**: 73-86.
- Appanah, S. & Putz, F. E. 1984. Climber abundance in virgin dipterocarp forest and the effect of pre-felling climber cutting on logging damage. **Malaysian Forester** **47**(4): 335-342.
- Beals, E. W. 1984. Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. **Advances Ecology Research** **14**: 1-55.
- Belsley, D. A. 1991. **Conditioning diagnostics: Collinearity and weak data in regression**. A Wiley-Interscience Publication, New York.
- Black, H. L. & Harper, K. T. 1979. The adaptive value of buttresses to tropical trees: additional hypotheses. **Biotropica** **11**(3): 240.
- Boom, B. M. & Mori, S. A. 1982. Falsification of two hypotheses on liana exclusion from tropical trees possessing buttresses and smooth bark. **Bulletin of the Torrey Botanical Club** **109**(4): 447-450.
- Campbell, E. J. F. & Newbery, D. McC. 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. **Journal of Tropical Ecology** **9**: 469-490.
- Carse, L. E.; Fredericksen, T. S. & Licona, J. C. 2000. Liana-tree species associations in a Bolivian dry forest. **Tropical Ecology** **41**(1): 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** **18**: 107-120.

- 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** 6(3): 321-331.
- DeWalt, S. J.; Schnitzer, S. A. & Denslow, J. S. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology** 16: 1-19.
- Ferreira, L. W. & Laurance, W. F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. **Conservation Biology** 30: 797-801.
- Gentry, A. H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. Pp. 3-49 *in* Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds.), **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hegarty, E. E. 1991. Leaf litter production by lianes and trees in a sub-tropical Australian rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 7(2):201-214.
- Janzen, D. H. 1969. Allelopathy by myrmecophytes: the ant *Azteca* as an allelopathic agent of *Cecropia*. **Ecology** 50(1): 147-153.
- Janzen, D. H. 1973. Dissolution of mutualism between *Cecropia* and *Azteca* ants. **Biotropica** 5(1): 15-28.
- Janzen, D. H. 1975. **Ecology of plants in the tropics, studies in biology** 58. Edward Arnold, London.
- Jones, E. W. 1950. Some aspects of natural regeneration in the Benin rain forest. **Empire Forestry Review** 29: 108-124.
- Lowe, R. G. & Walker, P. 1977. Classification of canopy, stem, crown status and climber infestation in natural tropical forest in Nigeria. **Journal Applied Ecology** 14: 897-903.
- Maier, F. E. 1982. Effects of physical defenses on vines and epiphyte growth in palms. **Tropical Ecology** 23: 212-217.

- McCune, B. & Mefford, M. J. 1997. Multivariate analysis of ecological data. Version 3.14 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Muthuramkumar, S. & Parthasarathy, N. 2001. Tree-liana relationships in a tropical evergreen forest at Varagalaiar, Anammalais, Western Ghats, India. **Journal of Tropical Ecology 17**: 395-409.
- Nabe-Nielsen, J. 2001. Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasuní National Park, Ecuador. **Journal of Tropical Ecology 17**: 1-19.
- Nicholson, D. I. 1965. A review of natural regeneration in the dipterocarp forests of Sabah. **Malaysian Forester 28**: 4-26.
- Page, C. N. & Brownsey, P. J. 1986. Tree-fern skirts: a defense against climbers and large epiphytes. **The Journal of Ecology 74**(3): 787-796.
- Parthasarathy, N.; Muthuramkumar, S. & Reddy, M. S. 2004. Patterns of liana diversity in tropical evergreen forest of peninsular India. **Forest Ecology and Management 190**: 15-31.
- Peñalosa, J. 1982. Morphological specialization and attachment success in two twining lianas. **American Journal of Botany 69**(6): 1043-1045.
- Pérez-Salicrup, D. R. & Barker, M. G. 2000. Effect of liana cutting on water potential and growth of adult *Senna multijuga* (Caesalpinioideae) trees in a Bolivian tropical forest. **Oecologia 124**: 469-475.
- Pérez-Salicrup, D. R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. **Ecology 82**: 389-396.
- Pérez-Salicrup, D. R.; Sork, V. L., Putz, F. E. 2001. Lianas and trees in a liana forest of Amazonian Bolivia. **Biotropica 33**(1): 34-47.
- Pinard, M. A. & Putz, F. E. 1994. Vine infestation of large remnant trees in logged forest in Sabah, Malaysia: biomechanical facilitation in vine succession. **Journal Tropical Forest Science 6**: 302-309.

- Putz, F. E. 1980. Lianas vs. trees. **Biotropica** **12**(3): 224-225.
- Putz, F. E. 1984a. How trees avoid and shed lianas. **Biotropica** **16**(1): 19-23.
- Putz, F. E. 1984b. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology** **65**(6): 1713-1724.
- Putz, F. E. 1991. Silvicultural effects of lianas. Pp. 493-501 in Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds.), **The Biology of Vines**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Putz, F. E.; Lee, H. S. & Goh, R. 1984. Effects of post-felling silvicultural treatments on woody vines in Sarawak. **The Malaysian Forester** **47**(3): 214-226.
- Putz, F. E. & Chai, P. 1987. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. **The Journal of Ecology** **75**: 523-531.
- Putz, F. E. & Windsor, D. M. 1987. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica** **19**(4):334-341.
- Putz, F. E. & Halbrook, N. M. 1988?6. Notes on the natural history of hemiepiphytes. **Selbyana** **9**: 61-69.
- Richards, P. W. 1996. **The tropical rain Forest: an ecological study**. Cambridge University Press, Cambridge, 575 p.
- Schnitzer, S. A. & Bongers, F. A. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution** **17**(5): 223-230.
- Smith, A. P. 1973. Stratification of temperate and tropical forest. **The American Naturalist** **107**: 671-683.
- Smith, A. P. 1979. Buttressing of tropical trees in relation to bark thicknees in Dominica, B. W. I. **Biotropica** **11**(2): 159-160.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. **Biometry**. Third edition. Freeman, W. H., San Francisco, California. 885 pp.

- Stevens, G. C. 1987. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. **Ecology** **68**(1): 77-81.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. 1999. **Modern Applied Statistics with S-PLUS**. Springer-Verlag, New York. 501 pp.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O padrão de distribuição das famílias e a riqueza de lianas encontrados mostraram que o fragmento estudado apresenta um padrão similar ao esperado para as Florestas Neotropicais. Quanto à abundância, é difícil verificar um padrão devido à dificuldade de comparação a outros estudos, em função dos diferentes critérios de amostragem adotados em cada trabalho, fato este comum em estudos de comunidades vegetais. Acredita-se que, para reconhecer a existência ou não de padrões de riqueza, abundância e diversidade de lianas na floresta estacional semidecidual, seria conveniente avaliar esses parâmetros em vários fragmentos deste tipo de floresta. Apesar da dificuldade para a padronização da metodologia, nosso trabalho sugere que, para amostragem de lianas em florestas semidecíduas, sejam incluídos indivíduos com diâmetro a partir de pelo menos 1 cm, sendo esta uma contribuição para a tentativa de padronização da metodologia de amostragem, apesar das reconhecidas dificuldades existentes, em função dos objetivos dos diferentes estudos. O presente estudo aponta, ainda, que o conhecimento da diversidade e da estrutura da comunidade de lianas poderia ser útil para determinar efeitos de distúrbios passados ou os estados de sucessão do fragmento. Desta forma, as lianas apresentam grande potencial para serem utilizadas como indicadores biológicos.

Considerando a associação entre árvores e lianas, este estudo não confirmou a hipótese inicial, de que poderia existir associação preferencial entre espécies de lianas e espécies de árvores. Os resultados indicaram que não houve especificidade hospedeira-lianas, e que a distribuição e abundância das espécies de lianas, e o número de lianas em uma dada árvore, independem da espécie de árvore. Apenas uma espécie de árvore, *Machaerium paraguariense*, foi mais susceptível a infestação, por razões não elucidadas neste estudo.

Considerando a segunda hipótese, de que a infestação poderia ser explicada por características individuais da árvore e/ou da comunidade florestal, verificou-se uma relação positiva com o tamanho do indivíduo, e que as características da comunidade influenciam na

determinação da infestação e abundância de lianas. Em regiões onde existe uma maior proporção de árvores grandes, provavelmente com maior sombreamento do ambiente, a densidade de lianas foi menor. Portanto, a distribuição de lianas foi mais influenciada por características da comunidade e do ambiente (luz principalmente) do que por características das espécies de árvores presentes. Estudos futuros interessados em associação de árvores e lianas poderiam focar populações de determinadas espécies, como por exemplo, *Machaerium paraguariense*.

Este estudo reforça a necessidade de investigar a importância do papel ecológico deste grupo de plantas na comunidade florestal, por meio de análise da abundância e da diversidade de lianas em diferentes tipos florestais e de estudos populacionais e fenológicos, que auxiliariam no entendimento dos processos que mantêm a diversidade de espécies nas florestas tropicais.

A região norte do Estado de São Paulo, onde está localizada a EEPF, destaca-se por estar muito devastada e por ser pouco conhecida quanto à fauna e aos aspectos florísticos, fisionômicos, estruturais e ecológicos locais. Assim, considerando que o fragmento estudado – mesmo sendo isolado, circundado por pastagens e lavouras de cana, e negligenciado pelos órgãos públicos no que diz respeito a sua proteção e conservação - apresentou grande riqueza de lianas, fato este que torna sua conservação necessária.