

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

DISSERTAÇÃO

Árvores e lianas em um fragmento florestal Sul-Fluminense: Relação entre variáveis ambientais e estrutura dos dois componentes lenhosos.

Thiago de Azevedo Amorim



**INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS**

**Árvores e lianas em um fragmento florestal Sul-
Fluminense: Relação entre variáveis ambientais
e estrutura dos dois componentes lenhosos.**

THIAGO DE AZEVEDO AMORIM

Sob a orientação do Professor
Dr. André Felipe Nunes-Freitas

e Co-orientação do Professor
Dr. Marcos Gervasio Pereira

Dissertação submetida como requisito parcial para
obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais, Área de Concentração em
Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2012

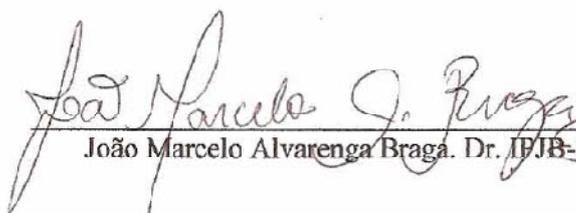
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 29/ 02/2012.



André Felipe Nunes-Freitas. Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)



João Marcelo Alvarenga Braga. Dr. IPJB-RJ



Luiz Fernando Duarte de Moraes.
Dr. EMBRAPA, Agrobiologia-RJ

*“Pra quê estudar as plantas? Elas nem vêm nos receber
balançando o rabinho quando chegamos em casa”.*
Luanna Klaren de Azevedo Amorim

*Dedico este trabalho à professora Marilena de Menezes Silva Conde.
Obrigado pela inegável contribuição em minha vida para que
eu pudesse me tornar um “curioso” pelas plantas.*

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a Deus pela oportunidade de completar mais uma etapa, pelas lições aprendidas e os desafios do caminho. Agradeço também por poder estudar estes organismos tão interessantes que são as plantas. Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais em Florestais da UFRRJ pelo suporte acadêmico. Ao ex-coordenador do Programa o Prof. Dr. Roberto Lelis, a ex-secretária Sra. Lenice e as secretárias Patrícia e Nataly pela solicitude e cooperatividade em todos os momentos que precisei. Ao meu orientador o Prof. Dr. André Felipe Nunes de Freitas pela pronta disposição em me orientar, clareza em me ensinar, pelas boas discussões ecológicas e confiança a mim depositada (um forte abraço orientador!). Ao Prof. Dr. Marcos Gervasio Pereira, meu co-orientador, pela coragem em receber um biólogo leigo nas ciências dos solos em seu laboratório. Sou muito grato pela simplicidade e tranquilidade com que compartilhou seus ensinamentos. Que esta seja a primeira de muitas parcerias. Aos meus colegas de turma de pós-graduação, pelas contribuições e trocas de saber. Obrigado também pelos bate-papos e risadas, em especial ao Daniel (Flint), Aline Damasceno, Fernando, Patrícia Sierra, Carlos F. Alho e Veralu.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Florestal e Biologia Vegetal (LEFBV). Aos estagiários o Laboratório de Gênese e Classificação dos Solos (LGCS) pelo valioso auxílio nas análises de solo, destaque dentre esses Paula Fernanda, Júlio César, Anderson e Douglath. Ao Departamento de Botânica por significar mais do que um local de trabalho. Aos seus professores por serem uma referência acadêmica em minha formação e aos seus funcionários pelo companheirismo e incentivo. À Chefe do Laboratório de Ecologia de Paisagens Agrícolas da EMBRAPA-Agrobiologia, Dra. Mariella C. Uzêda, pelo empréstimo da câmera fotográfica e clinômetro e “empréstimo” de seus estagiários, Rodrigo Condé e Fernando Igne, pelo pronto auxílio em minhas atividades de campo. Aos funcionários do Setor de Transporte e da Garagem da UFRRJ pela liberação do veículo sempre que possível para as excursões à campo.

Aos Pesquisadores e do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro e alunos da Escola Nacional de Botânica Tropical pelo valioso auxílio nas identificações do material botânico: Dr. Alexandre Quinet (Lauraceae); Dr. Haroldo C. Lima (Fabaceae); Msc. Michel João (Senegalia), Dr. João Marcelo A. Braga (Menispermaceae), Dra. Flávia L. Filardi (Machaerium), Dr. José Fernando Baumgratz (Melastomataceae), Dra. Ariane Luna Peixoto (Monimiaceae e Siparunaceae) e Dr. Massimo G. Bovini (Malvaceae e Solanaceae). À Dra. Rafaela C. Forzza e aos funcionários do Herbário RB pela utilização do acervo. Ao Dr. Marcelo Souza pela identificação das Myrtaceae.

A Dra. Genise Vieira Somner (Departamento de Botânica, UFRRJ) pela identificação das Sapindaceae, Dra. Inês Cordeiro (Instituto de Botânica de São Paulo) na identificação de Euphorbiaceae e Nadjara Medeiros Corrêa pela identificação das Burseraceae e Meliaceae. Ao Tom Adnet e ao Laboratório de Geoprocessamento da UFRRJ pelo auxílio do processamento das informações geográficas do Parque do Curió. Ao Danilo Azevedo, Edson, Kelly C. Silva, Daniel Rebelo, Thiago Costa, Hudysson Flávio, Filipe Machado, Marcel, André L. Pereira (Roots), Guilherme A. Rodrigues, Gabriel Rodrigues, Mariana Chagas, Polyana A. Souza, Leandro H. Soares (Frango), Nadjara Medeiros, Igor Azevedo, Vinicius Cysneiros, Joaquim Mendonça, Christian da Silva, Luiz A. Gomes, Pedro Rajão, Gabriela Canosa, Nathan Borges, Leandro DuNorte, Bruna C. Goulart, Felipe Fuks, Alan de Boni, Cadu Silveira, Felipe Brasileiro, Annelise F. Nunes, Marcelo V. Silva, Douglas Bello, Affonso H. Souza, Rafael Almeida e Tatiana Gai, me auxiliando no trabalho de campo. Ao Felipe Cito Nettesheim pelas sempre bem-humoradas consultas estatísticas via telefone. Ao Arthur V. S. Couto, Guilherme H. P. Almeida, Juan C. R. Moraes e Raoni A. Lustosa, meus

quatro braços direitos na execução desse projeto. Estiveram frequentemente comigo nos trabalhos de campo, enfrentando as pirambeiras do Curió, na identificação e triagem do material botânico nos herbários e no laboratório de solos, muito obrigado mesmo!

À Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMADES) de Paracambi pela autorização de coleta no Parque do Curió e pronta colaboração sempre que solicitados. Ao secretário da SEMADES Sr. José Luiz de Oliveira, as Superintendentes Adriane Sales e Elaine G. de Assis Arruda e aos Brigadistas Florestais Silas Silva-Neto e Alex Bomfim. Ao Sr. Francisco Freitas Gerente Geral da Empresa São Pedro Alcântara por fornecer as informações históricas do Parque. À chefe do Laboratório de Monitoramento Ambiental do Instituto Superior de Tecnologia (IST), Dra. Fransiska Huber, pelas informações meteorológicas cedidas. Aos professores, monitores, alunos e equipe de apoio da edição de 2010 do curso de Ecologia da Floresta Amazônica (EFA) por promoverem em mim um “open mind” para redação científica.

Aos meus pais William e Harialda e minha irmã Luanna Klaren, pelo carinho, suporte e incentivo durante toda esta etapa. As minhas tias pelo também incentivo à minha formação. À Eliziane, minha adorável surpresa em 2011! Obrigado por estar comigo, ser a mais agradável companhia e por entender minhas ausências na execução deste trabalho. Bons ventos nos esperam! À todos que participaram da construção deste projeto e que por um descuido acabei não mencionando.

RESUMO

AMORIM, Thiago de Azevedo. **Árvores e lianas em um fragmento florestal Sul-Fluminense: Relação entre variáveis ambientais e estrutura dos dois componentes lenhosos**. 2012. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.

A Floresta Atlântica abrange uma quantidade expressiva da diversidade biológica brasileira. Devido à diversidade, altos níveis de endemismo e o histórico de devastação o Bioma é considerado um dos *hotspots* de biodiversidade. Boa parte da Floresta consiste em fragmentos de pequeno tamanho isolados entre si. Detectar e entender os fatores que contribuem para a estrutura de comunidades vegetais no contexto dos remanescentes florestais é de suma importância para conter efeitos deletérios da fragmentação e para o avanço do conhecimento ecológico concernente às comunidades vegetais. Apesar da existência de estudos de comunidades vegetais em fragmentos florestais, ainda são poucos os que abordam a estrutura de comunidades enfocando mais de uma forma de vida de maneira conjunta na região fluminense. No contexto de uma abordagem um pouco mais abrangente em ecologia de comunidades este trabalho se insere. Conduzi o estudo em um fragmento florestal da região Sul do Rio de Janeiro, no Município de Paracambi. Este fragmento é em uma Unidade de Conservação denominada Parque Natural Municipal do Curió (PNMC) que abrange uma área de 913,96 ha. Meus objetivos ao longo deste estudo foram: (1) descrever as comunidades arbóreas e de lianas; (2) verificar as possíveis relações biométricas entre as árvores e lianas, de forma a detectar se as relações abordadas explicam a estrutura das comunidades; (3) avaliar a relação entre fatores ambientais e a estrutura das comunidades de árvores e de lianas buscando entender se processos determinísticos ou estocásticos são mais relevantes e (4) comparar os padrões apresentados entre as comunidades. O PNMC apresentou 239 espécies lenhosas. Seus valores de riqueza florística são comparáveis a outros trechos de Floresta Atlântica no Rio de Janeiro e Região Sudeste. Detectei algumas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, ressaltando a importância do PNMC para conservação da Floresta Atlântica. A composição diamétrica das comunidades revelou uma predominância de indivíduos nas menores classes de diâmetro. A abundância relativa dos indivíduos de ambas as comunidades indicou a presença de poucas espécies abundantes e muitas espécies com somente um indivíduo. Esses padrões similares nas comunidades podem indicar que o PNMC ainda vem se recuperando das intervenções passadas. As relações biométricas entre as duas comunidades mostraram-se fracas, indicando pouca influência das relações na estrutura das comunidades. As análises com os fatores ambientais revelaram respostas distintas: a comunidade arbórea foi influenciada pelos fatores ambientais e a comunidade de lianas não apresentou relação, denotando existência de processos distintos estruturando as comunidades lenhosas. A razão dessas distinções atribui às características anatômicas particulares das árvores e lianas. Os resultados encontrados reforçam o valor de fragmentos florestais como importantes testemunhos da flora Atlântica e um interessante campo experimental para elucidar padrões e processos ecológicos. As informações deste trabalho podem servir de instrumento de manejo e conservação de fragmentos florestais das cercanias e a gestão do PNMC.

Palavras-chave: Floresta Atlântica; Estrutura-de-comunidade; flora-lenhosa, relações-biométricas, variáveis ambientais.

ABSTRACT

AMORIM, Thiago de Azevedo. **Trees and lianas in a forest fragment in Southern of Rio de Janeiro: Relationship between environmental variables and community structure of the two woody components.** 2012. 100p. Dissertation (Master of Science in Environmental Sciences and Forest). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.

The Atlantic Rain Forest covers a substantial amount of biological diversity in Brazil. Because of the diversity, high levels of endemism and the history of the devastation, the The Atlantic Forest is considered a biodiversity hotspot. The major part of the Forest consists in small fragments size isolated from each other. Detect and understand the factors that contribute to the structure of plant communities in the context of the remaining forest is very importante to contain the deleterious effects of fragmentation and for the advance of knowledge concerning the ecological plant communities. Despite several studies related to plant communities in forest fragments, there are few that survey the structure of communities focusing on more than one plant form in a same place on Rio de Janeiro. This work fits in this context of a slightly broader approach. I conducted the study in a forest fragment in southern Rio de Janeiro State, Paracambi City. This fragment is a Conservation Unity called “Parque Natural Municipal do Curió” (PNMC) covering an area of 913.96 ha. My goals during this study were: (1) describe the tree and liana communities, (2) check the possibles biometrics relationships between the trees and lianas, in order to detect if relations addressed contributed to explain the structure of the communities, (3) assess the relation between environmental factors and community structure of trees and lianas seeking to understand whether deterministic or stochastic processes are more relevant and (4) compare the patterns presented between the communities. The park has 239 woody species. Their floristic richness values are comparable to other parts of Atlantic Rain Forest in Rio de Janeiro and the Brazilian Southeastern Region. I spotted some endemic and endangered species, emphasizing the importance of the PNMC for the Atlantic Forest conservation. However, there is an expectation that almost twice as many species would be found, according to the values of diversity estimators. The diametric composition of the communities revealed a predominance of individuals in smaller diameter classes. The relative abundance of individuals from both communities indicated the presence of a few abundant species and many rare species. These similar patterns in these communities may indicate that the PNMC still is recovering from past interventions. The biometric relations between the two communities were shown to be weak, indicating little influence on communities structure. The analyses with environmental factors revealed distinct responses: tree community was influenced by environmental and liana community showed no relation, denoting the existence of different processes structuring woody communities The reason for these distinctions were attributed to particular anatomical features of each woody community. The results reinforce the value of forest fragments as important testimonies of the Atlantic Forest flora and an interesting experimental field to elucidate patterns and ecological processes. The information in this work can serve as a tool for management and conservation not only of the PNMC but also to neighbors’ forest fragments.

Keywords: Atlantic- Rain-Forest, community-structure, woody-flora, biometric- relations, environmental-variables.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** A - Município de Paracambi (cor laranja) em destaque no Estado do Rio de Janeiro. Localização do Parque Natural Municipal do Curió no Município de Paracambi (círculo azul). B - Mapa de uso e ocupação do solo do Parque Natural Municipal do Curió no Município de Paracambi. Os círculos negros realçam as duas maiores áreas de solo exposto que se encontram inseridos na matriz florestal.....4
- Figura 2.** Imagem aérea das instalações atuais do Prédio da Companhia Têxtil Brasil Industrial. Na imagem é possível perceber a Fábrica localizada à base da cadeia montanhosa, privilegiando assim a utilização da energia cinética da água do remanescente florestal. Fotografia cedida pela Secretaria do Planejamento do Município de Paracambi.....4
- Figura 3.** Fotografias da instalação das tubulações para drenagem e escoamento da água do remanescente Florestal (atual PNMC) em direção a Companhia Têxtil Brasil Industrial. A) Trecho de uma trilha com a tubulação. B) Tubulação erguida sobre colunas. Fonte: Quadragésimo Oitavo Relatório da Companhia Têxtil Brasil Industrial, 1921.....5
- Figura 4: Mapa evidenciando a posição das trilhas dos Escravos (em laranja) e trilha dos Bugios (em amarelo) e as unidades amostrais (em azul) ao longo das trilhas no Parque Natural Municipal do Curió.....6
- Figura 5.** Esquema ilustrando a disposição paralela dos transectos ao longo das trilhas no Parque Natural Municipal do Curió.....6
- Figura 6.** Curva de acumulação de espécies arbóreas encontradas por unidade amostral e curva dos estimadores de diversidade ACE 1 e Chao 1 no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abcissas apresenta as unidades amostrais e o eixo das ordenadas o incremento de espécies por unidade amostral. Abaixo do gráfico estão as legendas das curvas. Observa-se a não estabilização da curva de acumulação de espécies.....12
- Figura 7.** Riqueza de espécies por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de riqueza de espécies arbóreas. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.....12
- Figura 8.** Diagrama de dominância das espécies arbóreas encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abcissas apresenta as espécies ordenadas sequencialmente da maior para a menor abundância e o eixo das ordenadas os valores de abundância relativa (transformação logarítmica). Note a inclinação da curva de pontos indicando baixa equabilidade.....13
- Figura 9.** Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro a altura do peito (DAP – cm).....14
- Figura 10.** Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de altura total (m).....14

Figura 11. Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro da copa (m).....14

Figura 12: Imagem se satélite obtida pelo programa *Google Earth* do estado do Rio de Janeiro. Na imagem estão localizadas as áreas de comparadas com Parque Natural Municipal do Curió. Os ponteiros amarelos indicam as localidades. Legenda: APASCG = Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande; CECT = Centro de Ecologia e Cidadania Tinguá; EEEP = Estação Ecológica Estadual do Paraíso; FAZBIO = Fazenda Biovert Agroflorestal Ltda.; ILHGR = Ilha Grande; PEDES = Serra do Imbé, Parque Estadual do Desengano; REBIOPA – Reserva Biológica de Poço das Antas; MBJ = Mata Bom Jesus; RIOVER = Mata Rio Vermelho; RPPNPO – Reserva Particular de Proteção Natural Porangaba.....18

Figura 13. Dendrograma de similaridade florística entre o Parque Natural Municipal do Curió (PNMC) e outras localidades do estado do Rio de Janeiro. A medida de distância utilizada no eixo das ordenadas é a de *Bray-Curtis*. Legenda: APASCG = Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande; CECT = Centro de Ecologia e Cidadania Tinguá; EEEP = Estação Ecológica Estadual do Paraíso; FAZBIO = Fazenda Biovert Agroflorestal Ltda.; ILHGR = Ilha Grande; PEDES = Serra do Imbé, Parque Estadual do Desengano; REBIOPA – Reserva Biológica de Poço das Antas; MBJ = Mata Bom Jesus; RIOVER = Mata Rio Vermelho; RPPNPO – Reserva Particular de Proteção Natural Porangaba.....18

Figura 14. Riqueza de espécies por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de riqueza de espécies arbóreas. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.....27

Figura 15. Curva de acumulação de espécies de lianas encontradas por unidade amostral e curva dos estimadores de diversidade ACE 1 e Chao 1 no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abcissas apresenta as unidades amostrais e o eixo das ordenadas.....27

Figura 16. Diagrama de dominância das espécies de lianas encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abcissas apresenta as espécies ordenadas sequencialmente da maior para a menor abundância e o eixo das ordenadas o os valores de abundância relativa (transformação logarítmica). Note a inclinação da curva de pontos indicando baixa equabilidade.....28

Figura 17. Número de indivíduos de lianas por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de indivíduos. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.....29

Figura 18. Frequência das lianas amostradas (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro do caule (cm).....30

Figura 19. Gráfico da regressão logística simples representando a não relação entre os valores de DAP dos forófitos (cm) e infestação (presença/ausência) de lianas por forófito. Os valores

da regressão (valor G , valor p e P^2) estão apresentados em caixa no canto superior direito do de cada gráfico.....	39
Figura 20. Gráfico de dispersão (com reta da regressão) representando a relação entre os valores de DAP dos forófitos (cm) e o diâmetro do caule das lianas (cm). Os valores da regressão (valor F , valor p e R^2) estão apresentados em caixa no canto superior direito do de cada gráfico.....	40
Figura 21. Esquema representando a disposição dos locais de amostragem (círculos cinza) de solo, fotografia de dossel e declividade ao longo dos transectos paralelos às trilhas dos Bugios e dos Escravos no Parque Natural Municipal do Curió.....	45
Figura 22. Fotografia do interior de um transecto no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. RJ. A imagem evidência o suporte de PVC utilizado para sustentar o clinômetro digital durante a amostragem.....	46
Figura 23. Gráfico de ordenação das unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal do Curió em função composição florística da comunidade arbórea. Os círculos brancos representam as unidades amostrais com seus respectivos rótulos.....	51
Figura 24. Gráfico de ordenação das unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal do Curió em função composição florística da comunidade de lianas. Os círculos brancos representam as unidades amostrais com seus respectivos rótulos.....	51
Figura 25. Gráfico gerado a partir da Análise de Componentes Principais (PCA) nas Unidades amostrais do Parque Natural Municipal do Curió. As unidades amostrais (pontos negros) estão ordenadas de acordo a afinidade com determinadas variáveis ambientais. As variáveis ambientais estão expressas pelos vetores que partem do meio do gráfico. Os grupos de afinidade correspondem as elipses pontilhadas. Cada unidade amostral, variável ambiental e grupo de afinidade vem indicados pelo seu respectivo rótulo. Legenda: Abertd = Abertura do Dossel; Decliv = Declividade.....	52
Figura 26. Gráfico de dispersão representando a relação entre os fatores ambientais (variável preditora PCA-1) e a composição florística arbórea das unidades amostrais, variável resposta (NMDS-arv) no Parque Natural Municipal do Curió. A caixa a direita do gráfico indica os valores da regressão.....	53
Figura 27. Gráfico de dispersão representando a ausência relação entre os fatores ambientais (variável preditora PCA-1) e a composição florística da comunidade de lianas nas unidades amostrais (variável resposta NMDS-liana) no Parque Natural Municipal do Curió. A caixa a direita do gráfico indica os valores da regressão.....	54

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Parâmetros fitossociológicos das dez espécies arbóreas do Parque Natural Municipal do Curió com maior Valor de Importância (VI). Legenda: N= número de indivíduos; DRe = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FRe = frequência relativa; AB = área basal; DoA = dominância absoluta; DoRe = dominância relativa; VI = valor de importância.....15
- Tabela 2.** Relação das dez localidades do estado do Rio de Janeiro comparadas com o Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. Legenda: CCAT = área total da localidade, expressa em hectares; NUA = número de unidades amostrais; AA = área amostrada, expressa em hectares; F = forma das unidades amostrais; CI = critério de inclusão; N = número de indivíduos; S = riqueza específica; DoAT = Dominância absoluta total, expressa em m²/ha; Referência = Referência bibliográfica do trabalho.....16
- Tabela 3.** Parâmetros fitossociológicos das dez espécies de lianas do Parque Natural Municipal do Curió com maior Valor de Importância (VI). Legenda: N= número de indivíduos; DRe = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FRe = frequência relativa; AB = área basal; DoA = dominância absoluta; DoRe = dominância relativa; VI = valor de importância.....31
- Tabela 4.** Quadro comparativo entre trabalhos de estrutura de comunidade na Região Sudeste do Brasil. Em negrito encontra-se destacado as informações pertinentes a Parque Natural Municipal do Curió. Legenda: UF = unidade federativa; TF = tipo florestal; AT = área total; AA = área amostrada; TUA = tipo de unidade amostral; UA = número de unidades amostrais; F = formato da unidade amostral; N = número de indivíduos amostrados; S= riqueza específica; DI= diâmetro de inclusão; FOD = Floresta Ombrófila Densa; FESD = Floresta Estacional Semidecidual; T= transecto; P = parcela.....32
- Tabela 5.** Valores dos testes *Shapiro-Wilk* para normalidade dos dados e *Levene* para homogeneidade de variâncias de acordo como os conjuntos de dados: DAP forófitos X abundância lianas por forófito e DAP forófitos X Diâmetro caule lianas.....39
- Tabela 6.** Resultado dos testes de normalidade multivariada (teste *Energy*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió.....48
- Tabela 7.** Resultado dos testes de normalidade univariada (teste de *Shapiro-Wilk*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió. Os valores referentes ao solo estão separados segundo a profundidade. Em negrito encontram-se os valores cuja normalidade fora constatada.....48
- Tabela 8.** Resultado dos testes de normalidade multivariada (teste *Energy*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió.....49
- Tabela 9.** Resultado dos testes de normalidade univariada (teste de *Shapiro-Wilk*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió. Em negrito encontram-se os valores cuja normalidade fora constatada.....49
- Tabela 10.** Valores médios de pH e teores dos elementos químicos encontrados nos solos das unidades amostrais alocadas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ. Os

valores médios seguem acompanhados dos seus respectivos desvios padrões e foram aqui separados de acordo com as profundidades do solo.....50

Tabela 11. Grupos de afinidade das unidades amostrais por variáveis no Parque Natural Municipal do Curió.....53

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2. MATERIAL E MÉTODOS GERAIS	2
2.1 Área de estudo.....	2
2.2 Instalação das unidades amostrais e identificação dos táxons.....	5
CAPÍTULO I	7
Caracterização Estrutural da Comunidade de árvores no Parque Natural Municipal do Curió	7
3 INTRODUÇÃO	8
4 MATERIAL E MÉTODOS	10
4.1 Levantamento de dados bióticos: amostragem das árvores	10
5 RESULTADOS	11
6 DISCUSSÃO	19
CAPÍTULO II	23
Caracterização Estrutural da Comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió	23
7 INTRODUÇÃO	24
8 MATERIAL E MÉTODOS	25
8.1 Levantamento de dados bióticos: amostragem das lianas.....	25
9 RESULTADOS	26
10 DISCUSSÃO	33
CAPÍTULO III	35
Relações biométricas entre árvores e lianas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ.	35
11 INTRODUÇÃO	36
12 MATERIAIS E MÉTODOS	38
12.1 Coleta de dados	38
12.2 Tratamento dos dados e análise estatística.....	38
13 RESULTADOS	39
14. DISCUSSÃO	40
CAPÍTULO IV	42
Relação entre variáveis ambientais e a comunidade de árvores e a comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió	42
15 INTRODUÇÃO	43
16 MATERIAL E MÉTODOS	44
16.1 Levantamento de dados abióticos	44
16. 2 Solo	44
16.3 Abertura do dossel florestal	45
16.4 Declividade do terreno.....	45
16.5 Tratamento dos dados	46
16.6 Análises estatísticas	48
17 RESULTADOS	50
17.1 Atributos químicos e físicos do solo, luz e declividade.....	50
17.2 Ordenação das UA's segundo a estrutura da comunidade.....	50
17.3 Análise de Componentes Principais (PCA)	52
17.4 Regressões PCA X NMDS	53
18 DISCUSSÃO	54
19 CONCLUSÕES GERAIS	57

20 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
21 ANEXOS	74

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica é um ecossistema que abrange uma quantidade expressiva da diversidade biológica brasileira (STEHMANN *et al.*, 2009a). A grande riqueza específica e os elevados níveis de endemismo, somados ao histórico de destruição e às ameaças atuais a sua continuidade, colocaram a Floresta Atlântica entre os 34 *hotspots* de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2004). As causas da degradação da Floresta Atlântica remontam ao período colonial no Brasil, durante a chegada dos europeus, iniciada no século XVI. O modelo colonial de ocupação e uso do solo, que visava atender demandas produtivas e de expansão urbana, promoveu uma vasta redução do bioma. Estima-se que originalmente a Floresta Atlântica cobria entre 1.300.000 e 1.500.000 km², o que corresponde a uma variação de 15 a 20% do território brasileiro (MORELLATO & HADDAD, 2000; CÂMARA, 2005). Atualmente restam entre 7 e 11% da vegetação original (MORELLATO & HADDAD, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009), distribuídas majoritariamente em fragmentos reduzidos tanto em área (<100 ha), quanto em diversidade biológica (LIEBSCH *et al.*, 2008).

A fragmentação florestal antrópica consiste na redução de área florestal original em razão da expansão humana na ocupação de territórios (SHAFER, 1990). Como resultado desse processo histórico, a paisagem, que antes era um contínuo florestal, passa a ter uma conformação como a de um mosaico, onde as áreas florestais remanescentes via de regra encontram-se geograficamente isoladas entre si, estando cercadas por uma matriz com diferentes graus de permeabilidade (LOVEJOY *et al.*, 1983). Como principais consequências da fragmentação estão a extinção local ou total de espécies, o engargalamento de populações, perda de interações entre organismos e de funções ecológicas, além de consequências sociais e econômicas para as populações humanas (SHAFER, 1990; TURNER, 1996). Particularmente, devido à fragmentação, as comunidades de vegetais vêm sendo submetidas não somente a perda direta de indivíduos pela retirada de plantas, mas indiretamente por alterações ambientais decorrentes da fragmentação como, por exemplo, o comprometimento de serviços de polinização e dispersão pela ausência de seus agentes, já que em florestas tropicais boa parte desses dois processos é mediada por animais (BAWA, 1990; LEVEY *et al.*, 2002).

Detectar e entender os fatores que contribuem para a estrutura de comunidades vegetais no contexto dos remanescentes florestais é de suma importância para conter efeitos deletérios advindos da fragmentação (LOVEJOY *et al.*, 1983). O delineamento dos fatores que estruturam as comunidades podem que permitir ações de proteção e recomposição de áreas sejam realizadas de maneira mais eficiente, além de contribuir para o surgimento de estratégias mais parcimoniosas para a tomada de decisões referentes à proteção destas áreas (HARRISON & BRUNA, 1999). Algumas ações prioritárias para o manejo e proteção dos remanescentes florestais vêm sendo apontadas e discutidas pela comunidade científica (HARRISON & BRUNA, 1999; MYERS *et al.*, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2009). Contudo, essas ações versam especialmente sobre grandes escalas da paisagem. Iniciativas pontuais na detecção de padrões responsáveis pela estrutura de comunidades vegetais podem servir de referência para ações em escalas mais amplas e que somadas a outras iniciativas pontuais podem nos permitir melhor entender o funcionamento de fragmentos florestais. Desse modo, questões pontuais sobre a estrutura de comunidades vegetais têm seu mérito e necessidade.

A despeito da existência de estudos que tratem as comunidades vegetais em fragmentos florestais, ainda são poucos são os que abordam a estrutura de comunidades vegetais enfocando mais de um componente da comunidade vegetal de maneira conjunta, com mais de um estrato da mesma sendo contemplado (JIMÉNEZ-CASTILLO *et al.*, 2007; MACÍA *et al.*, 2007). Além disso, a maior parte destes trabalhos tende a utilizar a comunidade vegetal *per se* para poder interpretar os próprios padrões da comunidade, sendo

poucos os que enfocam a contribuição de fatores ambientais (p. ex., luminosidade, topografia e fertilidade do solo, dentre outros) como maneira de explicar os padrões em uma dada comunidade vegetal (GIEHL *et al.*, 2011, MACÍA *et al.*, 2007).

Em concordância com os motivos supracitados, é que este trabalho se insere: contribuir para preencher essa lacuna de abordagem em ecologia de comunidade vegetais. Esse estudo procurou apresentar enfoque um pouco mais amplo, tomando como referência um fragmento florestal da região sul do Estado do Rio de Janeiro. Esse enfoque fica expresso nas seguintes questões: (1) Como é a estrutura da comunidade arbórea e da comunidade de lianas em um fragmento florestal na região Sul Fluminense? (2) De que modo se dão as relações biométricas entre a comunidade arbórea e a comunidade de lianas em fragmentos florestais? (3) Qual é a contribuição de fatores ambientais para a estruturação da comunidade de árvores e lianas nesse fragmento florestal?

Baseado nas perguntas e hipóteses (que serão apresentadas ao longo dos capítulos) desse trabalho, delimitarei os seguintes objetivos: (1) descrever paralelamente dois componentes lenhosos (árvores e lianas; respectivamente CAPÍTULOS I e II) da comunidade vegetal em um fragmento florestal da região Sul Fluminense; (2) avaliar as relações biométricas entre as árvores e lianas (CAPÍTULO III); (3) avaliar a relação entre fatores ambientais e a estrutura da comunidade de árvores e a estrutura da comunidade de lianas; e (4) comparar os padrões apresentados entre as duas comunidades (CAPÍTULO IV).

2. MATERIAL E MÉTODOS GERAIS

2.1 Área de estudo

Localizado na porção no sul do estado do Rio de Janeiro (Figura 1), o Parque Natural Municipal do Curió (PNMC) está situado no Município de Paracambi. Criado através do Decreto Municipal nº 1001, de 29 de janeiro de 2002 e alterado pela Lei Municipal nº 921, de 30 de abril de 2009 (SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE DE PARACAMBI E INSTITUTO TERRA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL, 2010), o PNMC abrange uma área de 913,96 ha. Sua altitude varia de 53 a 672 m a.n.m., sendo a sua cobertura vegetal representada por Floresta Ombrófila Densa (FOD) secundária em diferentes estágios de regeneração (Figura 1), cobrindo cerca de 70% da área do PNMC.

O clima da região está enquadrado como *Aw* segundo a classificação de Köppen-Geiger (PEEL *et al.*, 2007), cuja temperatura na estação fria ultrapassa 18°C e apresenta, na estação seca, pluviosidade menor que 100 mm. De acordo com a Estação Meteorológica do Laboratório de Monitoramento Ambiental do Instituto Superior de Tecnologia (IST) de Paracambi, o intervalo de variação (médias das médias mensais) de temperatura do ar para o Município de Paracambi entre os meses de junho de 2010 a junho de 2011 foram: 19,19°C (junho de 2011) e 27,88°C (fevereiro de 2011). Em relação à umidade relativa do ar, a variação ficou entre 64,87 e 84,53%, respectivamente entre os meses de fevereiro e março de 2011. O Valor total de pluviosidade entre junho de 2010 e junho de 2011 foi de 12680,8 mm. O mês de menor precipitação. O mês de menor precipitação pluviométrica foi o de agosto de 2010 com apenas 5 mm e o de maior precipitação foi o de março de 2011 com 261 mm.

O PNMC está inserido na formação geomorfológica Serras e Morros Altos, na suíte da serra das Araras. O relevo da região é forte ondulado, alcançando altitudes de até 690 m. Nas áreas de baixada, onde o relevo é menos movimentado, a formação geomorfológica presente é a Planície Alúvio-Coluvionar devido à influência da bacia do rio Guandu, e as altitudes variam entre 100 e 300 m (PREFEITURA MUNICIPAL DE PARACAMBI, 2002). O Parque apresenta uma posição geográfica estratégica, pois corresponde a um fragmento florestal

localizado entre o Mosaico de Unidades de Conservação da Região da Serra da Bocaina e o Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense (LINO & ALBUQUERQUE, 2007). Isso torna o PNMC importante na conexão de fragmentos florestais ao longo desses mosaicos. O trecho onde o PNMC encontra-se é também denominado de Corredor Ecológico Tinguá-Bocaina (SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE DE PARACAMBI E INSTITUTO TERRA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL, 2010).

A área que compreende o Parque pertenceu à extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial, que funcionou até o ano de 1996 e foi fundada no ano de 1871 após a desativação da Fazenda Ribeirão dos Macacos. A Companhia Têxtil teve notável importância na formação no Município de Paracambi, já que foi a principal força geradora do processo de urbanização e do crescimento populacional pelo incremento de mão-de-obra, necessária às atividades da Fábrica. A Fábrica foi estrategicamente instalada na base de uma encosta (por exemplo, eleva-se de 60 a 100m de altitude em um trecho de apenas 100m em linha reta) junto ao remanescente florestal da antiga Fazenda Ribeirão dos Macacos, atual PNMC (Figura 2). O motivo dessa localização era de aproveitamento do potencial hidrelétrico permitindo assim o funcionamento da Fábrica.

A água dos mananciais encontrados na área do Parque era canalizada em direção à Fábrica para movimentar a central hidrelétrica. Para acessar os mananciais foram abertas trilhas para instalação das tubulações e assim permitir a drenagem promovida pela instalação das tubulações (Figura 3). Dessas trilhas pelo menos duas ainda continuam a ser utilizadas: Trilha dos Escravos e Trilha dos Bugios. Atualmente, ainda é possível encontrar nestas trilhas indícios das tubulações e das colunas erguidas para sustentar as tubulações. Com respeito à fisionomia do Parque é também possível perceber ao longo de uma de suas trilhas principais a presença de espécies arbóreas exóticas como: *Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson; um antigo talhão de eucalipto com indivíduos ultrapassando os 50 cm de DAP sem data determinada de plantio e jaqueiras (*Artocarpus integrifolius* L. f.) também de grande porte. Alguns trechos de trilhas e nas regiões limítrofes do Parque encontram-se também espécies invasoras da família botânica Poaceae, como capim-colonião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) e braquiária (*Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R.D. Webster) formando grandes adensamentos.

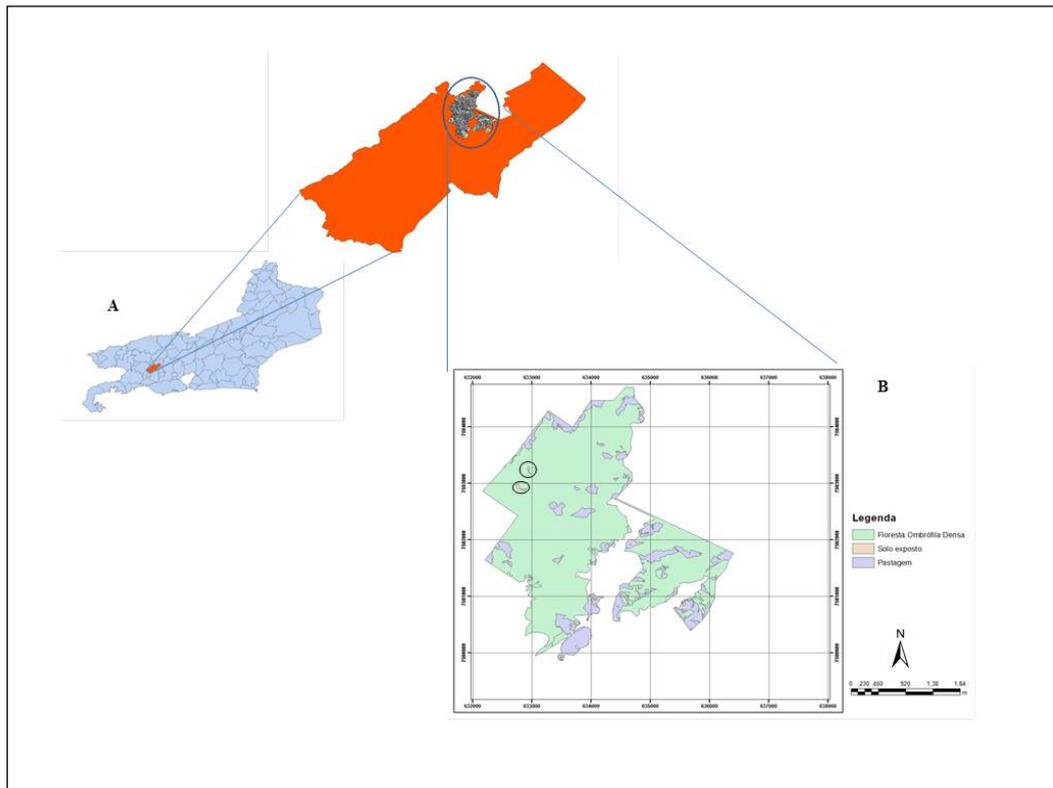


Figura 1: A - Município de Paracambi (cor laranja) em destaque no Estado do Rio de Janeiro. Localização do Parque Natural Municipal do Curió no Município de Paracambi (círculo azul). B - Mapa de uso e ocupação do solo do Parque Natural Municipal do Curió no Município de Paracambi. Os círculos negros realçam as duas maiores áreas de solo exposto que se encontram inseridos na matriz florestal.

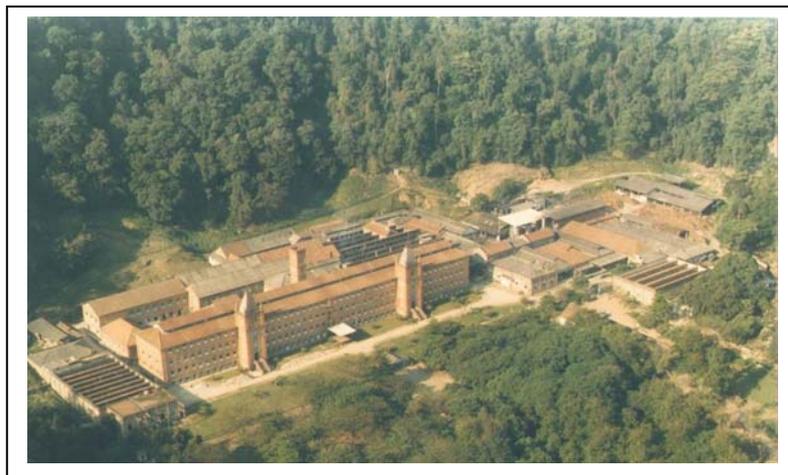


Figura 2: Imagem aérea das instalações atuais do Prédio da Companhia Têxtil Brasil Industrial. Na imagem é possível perceber a Fábrica localizada à base da cadeia montanhosa, privilegiando assim a utilização da energia cinética da água do remanescente florestal. Fotografia cedida pela Secretaria do Planejamento do Município de Paracambi.

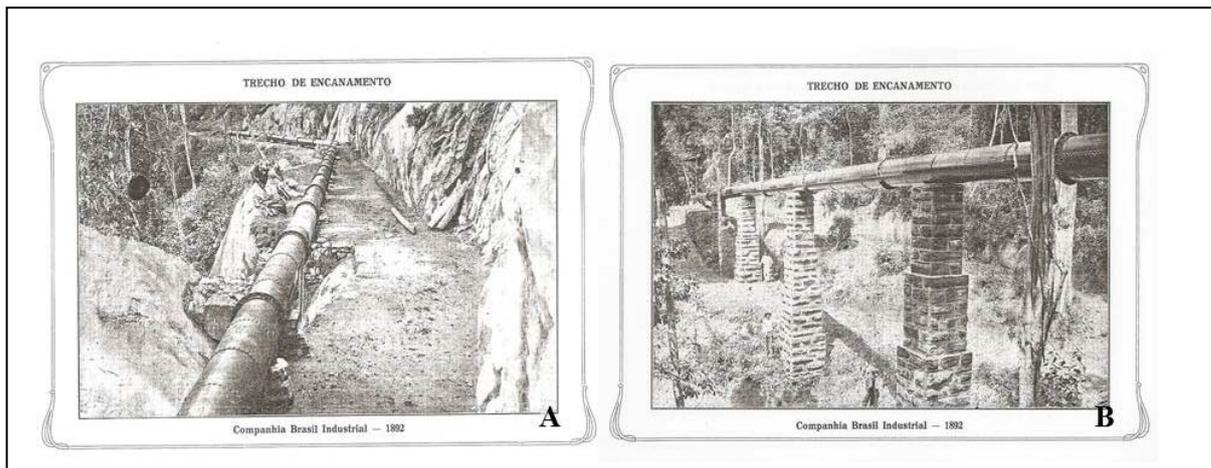


Figura 3: Fotografias da instalação das tubulações para drenagem e escoamento da água do remanescente Florestal (atual PNMC) em direção a Companhia Têxtil Brasil Industrial. A) Trecho de uma trilha com a tubulação. B) Tubulação erguida sobre colunas. Fonte: Quadragésimo Oitavo Relatório da Companhia Têxtil Brasil Industrial, 1921.

2.2 Instalação das unidades amostrais e identificação dos táxons

Para a amostragem do estrato lenhoso, utilizei como unidades amostrais (UA's) 30 transectos de 100 m² (2 x 50 m). Optei por utilizar os transectos em minha amostragem especialmente por dois motivos: primeiramente, unidades amostrais estreitas evitam que se amostrasse mais de uma vez um mesmo indivíduo, pois como o caso das lianas elas podem ascender ao dossel, descer e enraizar novamente, é possível que um mesmo indivíduo seja amostrado mais de uma vez. Uma unidade amostral como o transecto diminuiria este efeito. O segundo motivo é de que unidades amostrais estreitas e longas são bons descritores de riqueza específica (SCHNITZER *et al.*, 2006). Levando em consideração que estes são os primeiros levantamentos de flora na área de estudo, a opção por transectos fornece um bom panorama da riqueza das plantas lenhosas do Parque.

Aloquei os transectos paralelamente a duas trilhas: trilha dos Escravos e trilha dos Bugios. Ambas são as maiores trilhas do Parque do Curió, com aproximadamente 2000 m, Trilha dos Escravos e 1630 m, Trilha dos Bugios (Figura 4) e cada uma das trilhas receberam 15 transectos cada (Figura 5), a cerca de 10 m de distância a partir do limite lateral das mesmas. Os transectos foram dispostos em paralelo e obedeceram a uma mesma distância das trilhas para o interior da floresta com o intuito de padronizar a amostragem feita das plantas. Para evitar a sobreposição dos transectos, aloquei-os a uma distância de 100 m (quando instalados em um mesmo lado da trilha) uns dos outros, ou de 50 m (quando em lados opostos de uma trilha). Como os transectos são unidades amostrais longas, tomei o cuidado de que essa distância mínima entre os transectos fosse medida a partir das suas extremidades. Evitei instalar transectos em áreas cuja proximidade entre trilhas poderia causar alguma interferência na análise dos dados. Evitei também instalar os transectos na proximidade de curvas para que a distância em qualquer ponto do transecto em relação à trilha fosse sempre cerca de 10 m. Georeferenciei os transectos, utilizando o GPS *Garmin MAP 76 CSx*, tomando como base para estabelecer o ponto de georeferenciamento a posição central de cada um dos transectos (aos 25 metros de extensão). Com as coordenadas geográficas das UA's gerei uma matriz de distância entre as unidades amostrais. Essa matriz foi utilizada para a realização de análises estatísticas que serão apresentadas detalhadamente no Capítulo IV deste estudo.

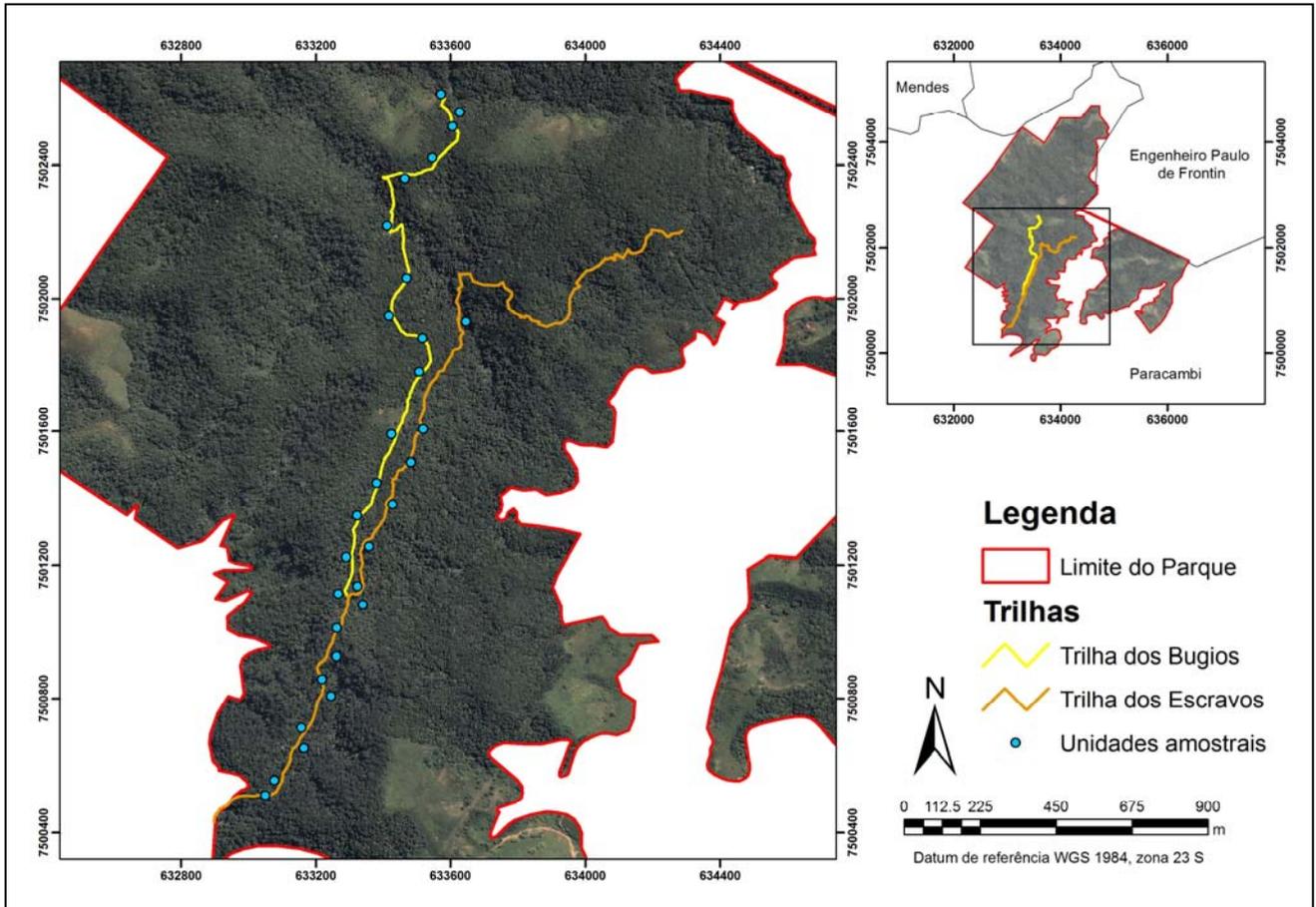


Figura 4: Mapa evidenciando a posição das trilhas dos Escravos (em laranja) e trilha dos Bugios (em amarelo) e as unidades amostrais (em azul) ao longo das trilhas no Parque Natural Municipal do Curió.

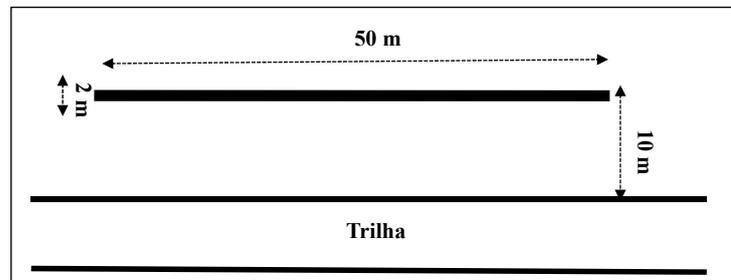


Figura 5: Esquema ilustrando a disposição paralela dos transectos ao longo das trilhas no Parque Natural Municipal do Curió.

Todos os indivíduos que coletei foram identificados por comparação no Herbário RB (Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro), no Herbário RBR (Departamento de Botânica da UFRJ) ou por auxílio de taxonomistas (ver AGRADECIMENTOS). Após a identificação a conferi a nomenclatura correta dos táxons utilizando o *website* “The Plant List” (THE PLANT LIST).

CAPÍTULO I

Caracterização Estrutural da Comunidade de árvores no Parque Natural Municipal do Curió

3 INTRODUÇÃO

As árvores têm notável importância na história das civilizações humanas, sendo utilizadas de diversas formas pela humanidade, provendo alimento, abrigo, energia, medicamentos, manufaturas, como parte de rituais e simbologia cultural-religiosa, movimentando cadeias econômicas (CARVALHO, 2003;LORENZI, 2002a). No Brasil, por exemplo, as atividades econômicas no período colonial foram iniciadas a partir da exploração de uma espécie arbórea, o pau-brasil – *Caesalpinia echinata* Lam. (DEAN, 1996). No que tange a importância das árvores aos ecossistemas, elas já se destacam primeiramente como a forma de vida vegetal mais conspícua (TURNER, 2004), sendo considerados “organismos estruturais das florestas” devido a sua dominância na composição da biomassa florestal (HUSTON, 1994). Outrossim, elas podem ser consideradas como um “hábitat” que permite o estabelecimento e a continuidade de diversas formas de vidas nas florestas, participando também de diversas interações ecológicas (TURNER, 2004). Quanto à ocorrência das espécies arbóreas elas distribuem-se ao longo de quase todo o globo, exceto nas regiões polares (TURNER, 2004), sendo as florestas tropicais os ecossistemas em que elas chegam a atingir maior exuberância e diversidade (GENTRY 1982). Essa diversidade arbórea em florestas tropicais vem atraindo interesse de pesquisadores desde o período das grandes navegações, momento histórico em que se iniciou o maior fluxo da espécie humana entre os continentes (CHAZDON, 2002). Contudo foi a partir do século XX que ocorreram os maiores avanços para compreensão da importância das comunidades arbóreas para os ecossistemas florestais.

Os padrões de riqueza e abundância das espécies arbóreas em florestas tropicais tem sido um tema sobre o qual alguns pesquisadores tem se debruçado, em especial nas regiões neotropicais. Alguns autores destacam-se em respeito as suas propostas para a interpretação dos padrões e processos de diversidade em comunidades arbóreas. GENTRY (1982) propôs que a diversidade arbórea nos Neotrópicos deveria ser principalmente entendida como uma resposta das comunidades aos regimes de precipitação, sendo a variação pluviométrica a principal força modeladora das comunidades arbóreas. Outra visão foi dada por TUOMISTO *et al.* (1995, 2003), que argumentaram que a diversidade arbórea estaria ligada a variações dos micro-habitats ao longo das florestas, em especial em função das propriedades do solo e, assim, a comunidade arbórea encontrada em uma dada área seria regida pelas condições edáficas da área. Uma proposição dada por PITTMAN *et al.* (1999, 2001) salienta que a organização das comunidades estaria ligada a própria capacidade adaptativa das espécies. Esses dados seriam corroborados através dos resultados de seus estudos na Floresta Amazônica de Terra Firme, onde ele observou altas similaridades florísticas (em especial para as espécies dominantes) em regiões que distavam entre si em até 1400 km. Assim as comunidades arbóreas neotropicais seriam principalmente caracterizadas por pequenos grupos de espécies dominantes comuns que compartilhariam entre si uma ampla distribuição geográfica. Nesta perspectiva a distribuição das espécies entre as comunidades seriam, até certo ponto, independentes do habitat. De forma similar, HUBBELL *et al.* (1999) e HUBBELL (2001) sugeriram um modelo onde as comunidades arbóreas seriam prioritariamente fruto de processos aleatórios. Eles salientaram que a similaridade florística entre áreas seria advinda então pela capacidade de dispersão dos indivíduos de uma comunidade e não causada pelos limites ambientais aos quais as comunidades estivessem inseridas. Com isso a similaridade entre as comunidades estaria relacionada de maneira inversa com suas distâncias geográficas.

A despeito das distintas maneiras de interpretar as características das comunidades arbóreas na paisagem, a tônica de que as florestas tropicais são os locais do planeta onde a comunidade arbórea apresenta maior diversidade foi verificada em todas estas obras citadas

acima. Alguns levantamentos de flora arbórea em Floresta Atlântica, por exemplo, já registraram mais de 400 espécies em uma área equivalente a 1 ha (THOMAS, 1997). Essa diversidade arbórea é muitas vezes acompanhada de um elevado grau de endemismo, conferindo a Floresta Atlântica uma porção de destaque também no que diz respeito à conservação, já que muitas zonas de endemismo estão criticamente ameaçadas pela pressão antrópica. Essa condição faz com que a Floresta Atlântica esteja entre os *hotspots* de biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2004). Como exemplo desse elevado grau de endemismo da Mata Atlântica está a grande riqueza de espécies do gênero *Eugenia* (táxon especialmente arbóreo), da família botânica Myrtaceae (STEHMANN *et al.*, 2009b). Segundo estes autores, das cerca de 600 espécies reconhecidas para o gênero, 241 ocorrem em Floresta Atlântica, das quais mais de 83% são endêmicas para o Bioma. Essas informações por si só importantes, nos dão um panorama qualitativo das espécies arbóreas. No entanto, informações quantitativas fazem-se necessárias para uma melhor compreensão dos padrões e processo que conduzem as comunidades arbóreas.

No que tange ao reconhecimento das relações quantitativas entre as espécies das comunidades arbóreas, a fitossociologia e seus métodos vem sendo um dos ramos da ecologia vegetal mais recorrentemente utilizado para tal objetivo. De acordo com RODRIGUES & GANDOLFI (1998), a fitossociologia tem por objetivo, caracterizar, classificar e investigar as relações entre os componentes da comunidade vegetal. No caso do Brasil, a fitossociologia vem sendo aplicada especialmente a comunidades arbóreas. Conforme GIEHL & BUDKE (2011), entre os anos de 1978 e 2007, foram publicados 229 artigos com o tema relacionado à fitossociologia em território brasileiro. Porém apesar deste volume de artigos esses autores demonstraram que não houve um incremento no número de artigos de fitossociologia de maneira proporcional ao número de publicações total nos periódicos analisados. Acerca da necessidade de se ainda promover estudos de estrutura de comunidades arbóreas por este viés fitossociológicos na Floresta Atlântica, EISENLOHR *et al.* (2011) ressaltaram que pelo alto endemismo da Floresta Atlântica e sua grande vulnerabilidade, estudos em fitossociologia neste Bioma se fazem urgentes. Esse autor indica também que trabalhos fitossociológicos consistem em uma importante ferramenta para o reconhecimento da composição das comunidades vegetais e a relação destas comunidades com o ambiente no qual estão inseridas. Eles ainda propõem que o conhecimento gerado a partir de estudo como os fitossociológicos, além de contribuir no conhecimento da comunidade arbórea, permitem o desenvolvimento de melhores ações no sentido de atenuar as consequências da perda de biodiversidade.

Dentro desta perspectiva apresentada por EISENLOHR *et al.* (2011) questioneei: como é a estrutura da comunidade arbórea em um fragmento florestal inserido no corredor Ecológico Tinguá-Bocaina, Estado do Rio de Janeiro? Sendo assim este trabalho tem por objetivo geral promover a caracterização da comunidade arbórea em um fragmento florestal utilizando métodos fitossociológicos. Meus objetivos específicos são:

- Mensurar os parâmetros de riqueza, abundância, dominância e composição da comunidade
- Comparar os resultados obtidos com outros estudos no estado do Rio de Janeiro
- Verificar se os padrões de similaridade florística entre as áreas comparadas são frutos de proximidade geográfica.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Levantamento de dados bióticos: amostragem das árvores

Amostrei todas as árvores enraizadas nos transectos cujo diâmetro a altura do peito (DAP) mínimo fosse de 5 cm. Além do DAP também medi a altura das árvores, utilizando como escala a vara telescópica de uma tesoura de poda alta (podão) que atingia altura de 6 m. Estimei também o diâmetro das copas das árvores tomando como base para a estimativa o maior comprimento da copa das árvores. Os valores de altura total e diâmetro de copa foram expressos em metros.

Com os valores de abundância de cada espécie por unidade amostral (UA) construí uma matriz de abundância de espécies por UA. Com análise dessa matriz através do programa *EstimateS* (COLWELL, 2011) pude obter estimativas de riqueza esperada ACE 1 e Chao 1 (estimativa de cobertura da abundância para comunidades heterogêneas) (COLWELL & CODDINGTON, 1994; CHAO, 2005). Construí também a curva de acumulação de espécies, que descreve o incremento de espécies em função do aumento do número de UA's (SCHILLING & BATISTA, 2008). As estimativas de riqueza e a curva de acumulação de espécies utilizei como ferramentas para reconhecer se o esforço amostral empregado pôde caracterizar a riqueza da flora arbórea no PNMC.

De maneira a representar a riqueza e equabilidade, utilizei o diagrama de dominância (WHITTAKER, 1965), como uma maneira gráfica e simples de representar a riqueza e a equabilidade de uma área (MELO, 2008). Este diagrama deve ser construído colocando-se no eixo das abscissas as espécies em ordem decrescente de abundância relativa (DRe), normalmente em transformação logarítmica, que é representada no eixo das ordenadas. O comprimento da curva de pontos indica o número de espécies e uma maior inclinação da curva de pontos uma menor equabilidade (MELO, 2008).

Efetuei a descrição da estrutura da comunidade arbórea, através do cálculo dos seguintes dos parâmetros fitossociológicos (MORO & MARTINS, 2011): densidade absoluta (Da; indivíduos/ha), dominância absoluta (DoA; m²/ha), frequência absoluta (Fa); densidade relativa (DeR; %); dominância relativa (DoRe; %), frequência, frequência relativa (Fre; %); área basal (AB; m²), e de valor de importância (VI). Esses descritores permitiram retratar de maneira qualitativa e quantitativa a comunidade arbórea. Obtive também o percentual de árvores mortas. Contudo os indivíduos mortos não foram incluídos para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos.

Reuni 10 trabalhos de fitossociologia realizados em localidades distintas no estado do Rio de Janeiro a fim de comparar a riqueza florística do PNMC (KURTZ & ARAUJO, 2000; BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002; OLIVEIRA, 2002; MORENO *et al.*, 2003; PEIXOTO *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; PINTO-SOBRINHO *et al.*, 2010; GANDRA *et al.*, 2011). Procurei abranger toda extensão do estado na seleção das áreas comparadas. Com as listas florísticas de cada uma destas áreas e a do PNMC gerei uma matriz de presença e ausência das espécies. Nessa matriz constaram somente aqueles táxons identificados até o nível específico. Conferi a nomenclatura dos táxons através do sítio “The Plant List” (THE PLANT LIST), para verificar a grafia correta e também detectar possíveis sinónimas. A matriz que gerei serviu para a construção de um dendrograma que representou a similaridade florística entre as áreas. A medida de distância que utilizei na representação do dendrograma foi a de *Bray-Curtis*, que consiste em uma medida de distância semi-métrica frequentemente utilizada para avaliar similaridade em dados ecológicos (GOTELLI & ELLINSON, 2011). Os valores de similaridade de *Bray-Curtis* variam de 0 a 1, onde “1” consiste na similaridade mínima entre as áreas e “0” a similaridade máxima. Promovi as análises estatísticas para a construção do dendrograma no programa “*Past*”. Em seguida

construí uma matriz com a distância geográfica (em quilômetros) entre as áreas selecionadas. Para calcular a distância geográfica entre as áreas utilizei a coordenadas geográficas apresentadas nos trabalhos. Essas coordenadas foram processadas com o *Arc Map 10*.

Para verificar se similaridade florística entre as áreas era resultado da proximidade espacial entre elas realizei o Teste de Mantel (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). Esse teste comparou a matriz com as distâncias de *Bray-Curtis* com a matriz das distâncias geográficas com a matriz de distância física entre as áreas. Esse teste apresenta um coeficiente de correlação (r) entre as matrizes a um nível de significância de 5%. Esse coeficiente varia de 0 a 1. Quanto o maior o valor do coeficiente maior é a relação apresentada entre similaridade florística e distância geográfica. Realizei o Teste de Mantel no programa *Bioestat 5.0*. Esse teste contou com 10000 simulações. Para melhor localizar as áreas comparadas com o PNMC, elaborei uma figura do estado do Rio de Janeiro destacando as localidades. Essa figura consistiu em uma imagem de satélite obtida no programa *Google Earth*.

5 RESULTADOS

Em termos de riqueza florística arbórea, encontrei 150 espécies de 40 famílias, das quais cinco permaneceram indeterminadas em nível de família. Os estimadores de riqueza específica ACE 1 e Chao 1 foram respectivamente de 272,12 e 273,52. A curva de acumulação de espécies não apresentou tendência a estabilização (Figura 6). As famílias de maior riqueza específica foram: Fabaceae e Myrtaceae (13), Lauraceae e Sapotaceae (12) Euphorbiaceae, Rubiaceae e Sapindaceae (8), Moraceae (7). As 31 famílias restantes reuniram 64 espécies no total (Figura 7). Sobre o número de indivíduos por família, vale destacar a família Euphorbiaceae, que correspondeu a pouco mais de um quarto dos indivíduos vivos amostrados. Este montante encontrado para a família Euphorbiaceae foi decorrente majoritariamente da abundância de duas espécies: *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat e *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill. As duas espécies totalizaram aproximadamente 90% do número de indivíduos encontrados para a família. Além de Euphorbiaceae, outras famílias que mais contribuíram com indivíduos foram Sapindaceae (8,7%), Fabaceae (8,5%) e Lauraceae (6%).

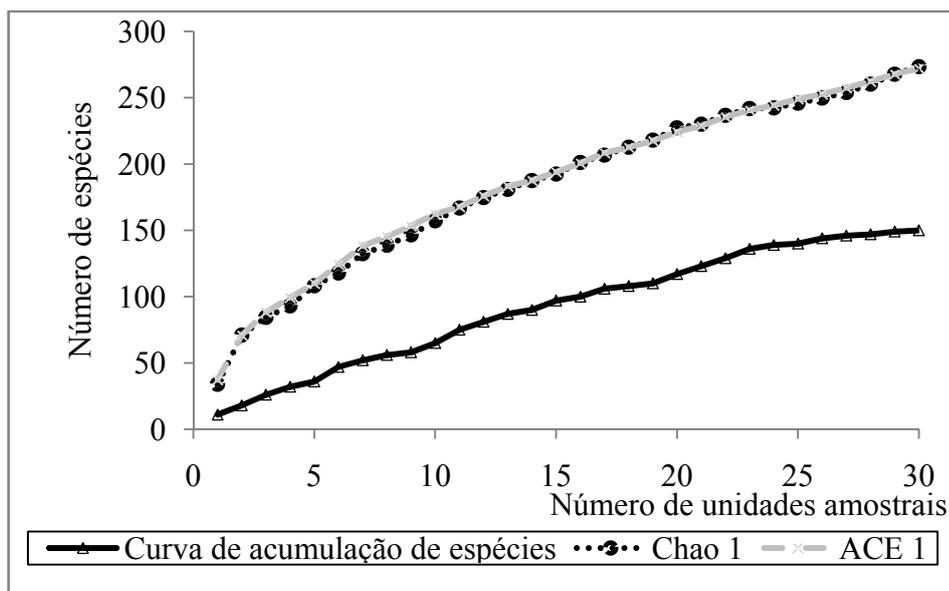


Figura 6: Curva de acumulação de espécies arbóreas encontradas por unidade amostral e curva dos estimadores de diversidade ACE 1 e Chao 1 no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abscissas apresenta as unidades amostrais e o eixo das ordenadas o incremento de espécies por unidade amostral. Abaixo do gráfico estão as legendas das curvas. Observa-se a não estabilização da curva de acumulação de espécies.

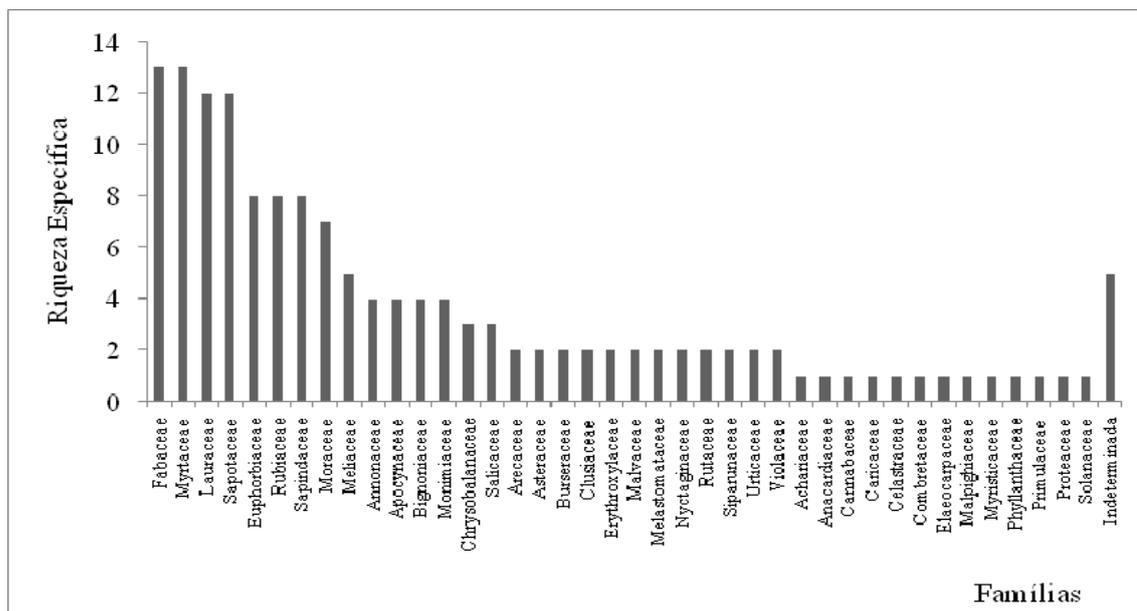


Figura 7: Riqueza de espécies por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de riqueza de espécies arbóreas. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.

O diagrama de dominância apresentou uma curva de grande inclinação, indicando uma baixa equabilidade para o PNMC (Figura 8). Quanto à abundância das espécies, aquelas com as mais baixas abundâncias absolutas (somente um indivíduo amostrado) corresponderam a cerca de 51% da riqueza específica e aproximadamente 15% da abundância total do Parque do

Curió. Entre as espécies de baixas abundâncias absolutas, algumas possuem uma distribuição limitada: *Byrsonima oblancheolata* Nied., com ocorrência somente para o estado do Rio de Janeiro; *Algernonia leandrii* (Baill.) G.L.Webster, para o Rio de Janeiro e São Paulo; *Mollinedia lamprohylla* Perkins para o Rio de Janeiro e Espírito Santo; e *Triptero dendron filicifolium* Radlk. para o Rio de Janeiro e Minas Gerais (FORZZA *et al.*, 2011). Ainda com respeito a determinadas espécies raras, merecem destaque aquelas espécies encontradas no PNMC e que segundo o MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2008) são consideradas ameaçadas de extinção: *Euterpe edulis* Mart. (palmito-jussara), *Macrotorus utriculatus* Perkins e *Mollinedia lamprohylla* Perkins (ver-santa). No que tange às espécies mais abundantes (≥ 10 indivíduos), estas são responsáveis por aproximadamente 5% da riqueza específica, contribuindo com mais de 37% da abundância no PNMC. As espécies de maior dominância relativa para o PNMC foram: *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima (14,73%), *Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson (6,84%), *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat (5,86%), *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk. (4,21%) e *Guarea guidonia* (L.) Sleumer (4,11%).

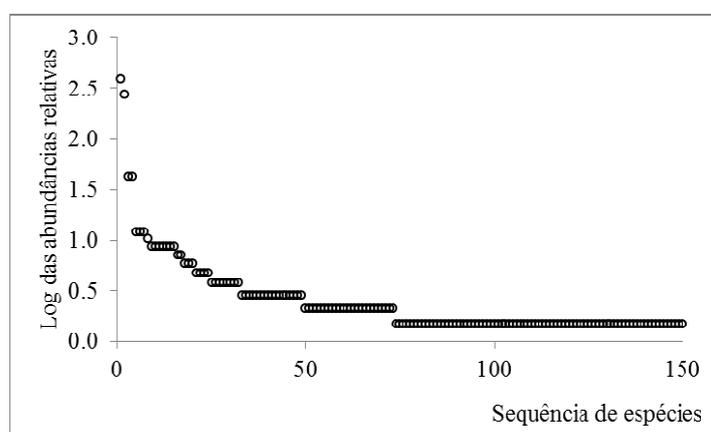


Figura 8: Diagrama de dominância das espécies arbóreas encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abscissas apresenta as espécies organizadas sequencialmente da maior para a menor abundância. O eixo das ordenadas apresenta os valores de abundância relativa (transformação logarítmica). Note a inclinação da curva de pontos indicando baixa equabilidade.

Amostrei 536 árvores ao longo das 30 unidades amostrais no Parque Natural Municipal do Curió, dos quais 21 (3,9%) estavam mortos. Somente as árvores vivas (515) foram consideradas nos valores e parâmetros apresentados a seguir. O intervalo de DAP das árvores variou de 5 a 73,2 cm. (Figura 8), sendo a classe de 5 a 20 cm responsável por 83% dos indivíduos amostrados. Já o intervalo de classe de altura total dos indivíduos amostrados esteve entre 2 e 26 m (Figura 10). Cerca de 79% dos indivíduos estavam concentrados entre 4 e 12 m de altura. Em relação ao diâmetro da copa, encontrei um intervalo de 0 a 14 m. Esse valor de 0 m de copa correspondeu àquelas árvores cuja copa estava quebrada, mas, a planta continuava viva por apresentar brotamentos laterais logo abaixo do ponto de mensuração do DAP. A maior parte das copas (78%) esteve compreendida entre 4 e 6m de diâmetro (Figura 11)

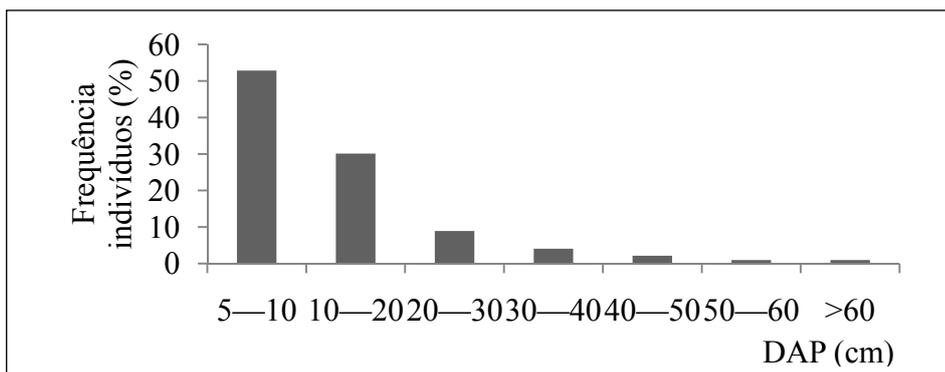


Figura 9: Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro a altura do peito (DAP – cm).

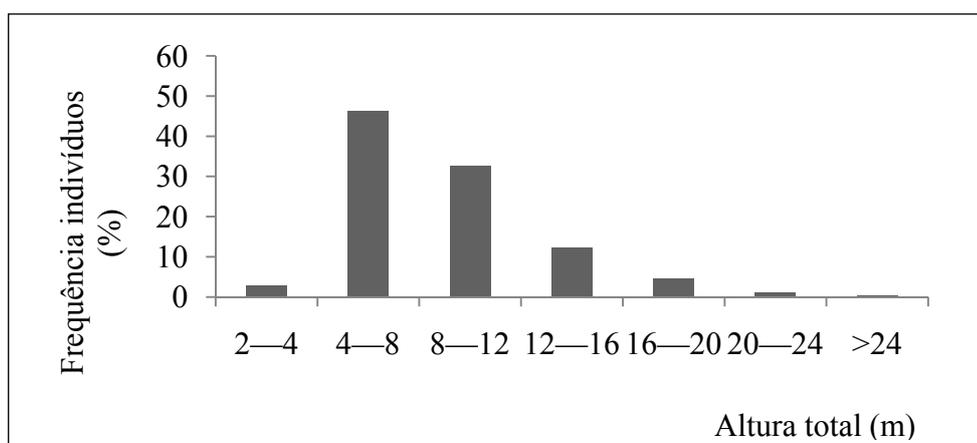


Figura 10: Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de altura total (m).

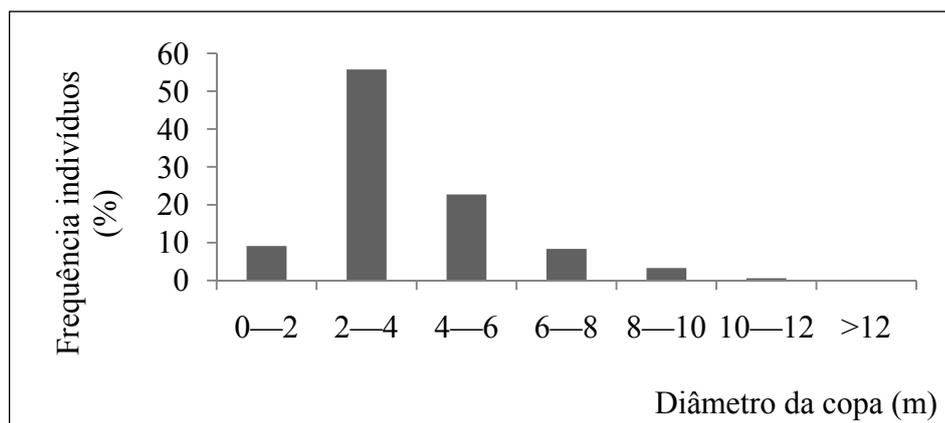


Figura 11: Frequência dos indivíduos arbóreos amostrados (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro da copa (m).

A área basal das árvores amostradas totalizou 11,4 m², com dominância absoluta total (DoA total) estimada em 38,1 m²/ha. As cinco espécies de maior VI foram: *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat (22,6), *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima (22,5), *Actinostemon verticillatus* (Klotzsch) Baill. (18,4), *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk. (11,4) e *Corymbia citriodora* (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson (8,4). A espécie *C.*

citriodora (“eucalipto”) é uma espécie exótica. Mesmo com apenas cinco indivíduos amostrados, a espécie corresponde à quinta espécie de maior VI para o Parque. Na Tabela 1 constam os valores dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies de maior VI. O Anexo 1 traz uma lista florística completa das espécies amostradas nos transectos instalados no PNMC e seus respectivos valores, para cada parâmetro fitossociológico calculado.

Tabela 1: Parâmetros fitossociológicos das dez espécies arbóreas do Parque Natural Municipal do Curió com maior Valor de Importância (VI). Legenda: N= número de indivíduos; DRe= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FRe= frequência relativa; AB= área basal; DoA= dominância absoluta; DoRe= dominância relativa; VI= valor de importância.

Espécie	N	DRe(%)	FA (%)	FRe (%)	AB (m ²)	DoA (m ² /ha)	DoRe (%)	VI
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	64	12,4	0,47	4,3	0,67	2,24	5,86	22,6
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	21	4,1	0,40	3,7	1,69	5,62	14,73	22,5
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	54	10,5	0,53	5,0	0,34	1,12	2,93	18,4
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	21	4,1	0,33	3,1	0,48	1,61	4,21	11,4
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	5	1,0	0,07	0,6	0,78	2,61	6,84	8,4
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	0,8	0,13	1,2	0,38	1,27	3,33	5,3
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	3	0,6	0,07	0,6	0,47	1,57	4,11	5,3
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	1,9	0,20	1,9	0,13	0,44	1,15	5,0
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	6	1,2	0,13	1,2	0,25	0,84	2,19	4,6
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & de Boer	9	1,7	0,23	2,2	0,05	0,17	0,45	4,4
Demais espécies	318	62	8,2	76,2	6,21	20,69	54,20	192,1
Total	515	100	10,77	100	11,45	38,18	100	300

Todas as áreas comparadas e o PNMC totalizaram 589 espécies identificadas até o nível específico (Tabela 2; Figura 12). Na Tabela 2 encontram-se listadas as localidades comparadas com o PNMC com uma síntese de informações pertinente aos locais, métodos empregados e resultados obtidos. O dendrograma de similaridade indicou que o Parque do Curió teve sua composição florística mais semelhante ao da Reserva Biológica de Poço das Antas (GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006) (Figura 13), que dista do PNMC cerca de 141,72 km. O intervalo de distância geográfica entre as áreas foi de 18,74 – 345,77 km. O Teste de Mantel indicou que a similaridade florística entre as áreas não foi explicada pela proximidade geográfica entre as mesmas ($r = -0,0591$; $p = 0,2078$; 10000 simulações). Na Figura 12 encontra-se um mapa com a localização das áreas comparadas com o Parque do Curió.

Tabela 2: Relação das dez localidades do estado do Rio de Janeiro comparadas com o Parque Natural Municipal do Curió de Paracambi. Legenda: CCAT = área total da localidade, expressa em hectares; NUA = número de unidades amostrais; AA = área amostrada, expressa em hectares; F = forma das unidades amostrais; CI = critério de inclusão; N = número de indivíduos; S = riqueza específica; DoAT = Dominância absoluta total, expressa em m²/ha; Referência = Referência bibliográfica do trabalho.

Local	AT (ha)	NUA	AA (ha)	F(m)	CI	N	S*	DoAT (m ² /ha)	Referência
Parque Natural Municipal do Curió	913,96	30 transectos	0,3	2 X 50	DAP ≥ 5 cm	515	150	38.1	Este estudo
Estação Ecológica Estadual do Paraíso	4290	150 pontos quadrantes	—	—	DAP ≥ 5 cm	592	138	57.3	KURTZ & ARAUJO, 2000
Fazenda Biovert Agroflorestral Ltda.	—	6 parcelas	0,36	20 X 30	CAP ≥ 3,18 cm	579	129	23.2	BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002
Ilha Grande	19000	78 parcelas	1,04	10 X 10	DAP ≥ 2,5 cm	2332	236	5.6-57.9	OLIVEIRA, 2002
Serra do Imbé, Parque Estadual do Desengano	—	10 parcelas	1,2	30 X 40	DAP ≥ 10 cm	940	210	86.7	MORENO <i>et al.</i> , 2003
Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande	—	200 pontos quadrantes	—	—	CAP ≥ 15 cm	800	44	12.1	PEIXOTO <i>et al.</i> , 2005
Mata do Bom Jesus	35	84 pontos quadrantes	—	—	CAP ≥ 10 cm	336	105	17.3	CARVALHO <i>et al.</i> , 2006
REBIO Poço das Antas	4 (5500)	40 parcelas	1	10 X 25	DAP ≥ 5 cm	580	174	26.9	GUEDES-BRUNI <i>et al.</i> , 2006

Mata Rio Vermelho	800	8 transectos	0,4	5 X 100	DAP ≥ 5 cm	598	106	11.6	CARVALHO <i>et al.</i> , 2007
Centro de Ecologia e Cidadania Tinguá	16,5	10 transectos	0,2	10 X 20	DAP ≥ 5 cm	277	53	22.1	PINTO-SOBRINHO <i>et al.</i> , 2010
RPPN Porangaba	72	50 parcelas	0,5	10 X 10	DAP ≥ 5 cm	943	105	82.8	GANDRA <i>et al.</i> , 2011

* Aqui estão incluídos os números totais de espécies, inclusive as morfoespécies e aquelas identificadas até família ou gênero.

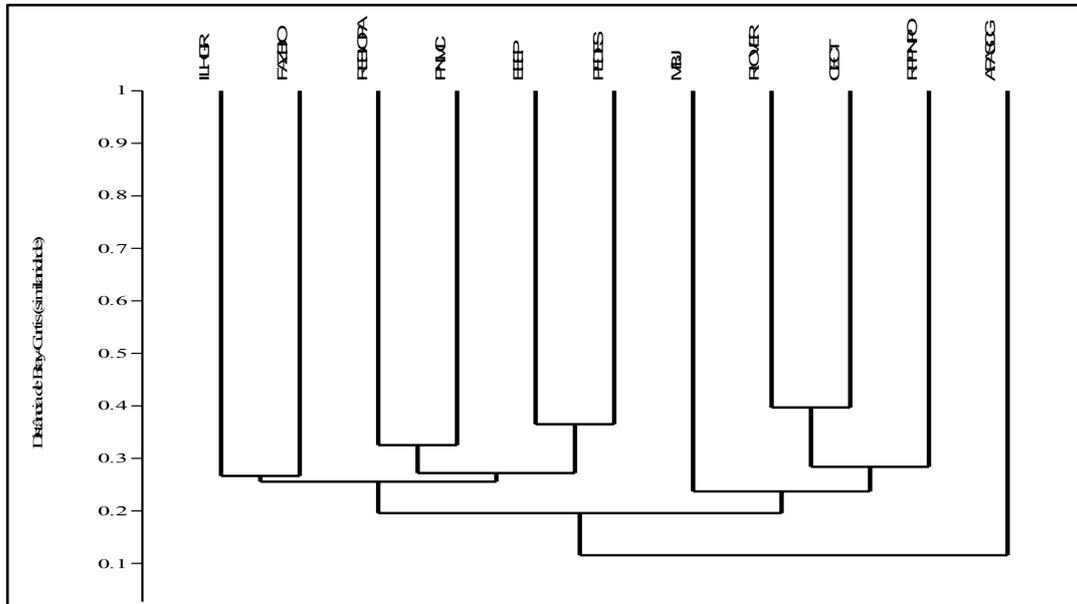


Figura 12: Dendrograma de similaridade florística entre o Parque Natural Municipal do Curió (PNMC) e outras localidades do estado do Rio de Janeiro. A medida de distância utilizada no eixo das ordenadas é a de *Bray-Curtis*. Legenda: APASCG =Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande; CECT =Centro de Ecologia e Cidadania Tinguá; EEEP = Estação Ecológica Estadual do Paraíso; FAZBIO = Fazenda Biovert Agroflorestal Ltda.; ILHGR =Ilha Grande; PEDES =Serra do Imbé, Parque Estadual do Desengano; REBIOPA – Reserva Biológica de Poço das Antas; MBJ = Mata Bom Jesus; RIOVER =Mata Rio Vermelho;RPPNPO – Reserva Particular de Proteção Natural Porangaba.



Figura 13: Imagem se satélite obtida pelo programa *Google Earth* do estado do Rio de Janeiro. Na imagem estão localizadas as áreas de comparadas com Parque Natural Municipal do Curió. Os ponteiros amarelos indicam as localidades. Legenda: APASCG =Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande; CECT =Centro de Ecologia e Cidadania Tinguá; EEEP = Estação Ecológica Estadual do Paraíso; FAZBIO = Fazenda Biovert Agroflorestal Ltda.; ILHGR =Ilha Grande; PEDES =Serra do Imbé, Parque Estadual do Desengano; REBIOPA – Reserva Biológica de Poço das Antas; MBJ = Mata Bom Jesus; RIOVER =Mata Rio Vermelho; RPPNPO – Reserva Particular de Proteção Natural Porangaba.

6 DISCUSSÃO

A estrutura de comunidade arbórea no PNMC revelou 150 espécies e 40 famílias e no trecho amostrado para uma área amostrada de 0,3ha. Este número de espécies pode ser considerado mediano quando comparado a outros estudos fitossociológicos em Floresta Ombrófila Densa no Rio de Janeiro (KURTZ & ARAUJO, 2000; BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002; OLIVEIRA, 2002; MORENO *et al.*, 2003; PEIXOTO *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; PINTO-SOBRINHO *et al.*, 2010; GANDRA *et al.*, 2011). Contudo os valores de espécies esperados para o PNMC obtido através dos estimadores ACE1 e Chao1 (respectivamente 272,12 e 273,52) indicam uma maior riqueza florística para as árvores do que a encontrada. Se esses valores obtidos pelos estimadores forem verificados, o PNMC poderá figurar dentre os remanescentes florestais do Rio de Janeiro com uma das maiores riquezas arbóreas para o estado. O fato da curva de acumulação de espécies não ter apresentado tendência à estabilização pode ser também um indício de que ao amostrarmos mais áreas no Parque haverá um incremento na riqueza de espécies. Contudo, SCHILLING & BATISTA (2008) relatam que curvas de suficiência amostral e de rarefação devem ser vistas com cautela, pois nem sempre correspondem ao parâmetro mais adequado para indicar número amostras suficientes para representar a riqueza específica de uma área.

Já em relação às famílias com maior riqueza específica, o PNMC apresentou semelhança quanto ao número de espécies por família quando comparado com os estudos já citados. As famílias mais comumente ricas entre as áreas foram: Fabaceae, Myrtaceae, Lauraceae, Rubiaceae e Euphorbiaceae. Dentre estes estudos, o PNMC obteve maior riqueza para a família Sapindaceae (8) e a segunda maior riqueza para em Sapotaceae (12). Essa semelhança encontrada no PNMC reitera um padrão de riqueza da flora arbórea para estas famílias em Florestas Ombrófilas Densas (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000).

Dentre as espécies amostradas neste estudo, destacam-se *Algernonia leandrii*, *Byrsonima oblanceolata*, *Mollinedia lamprohylla* e *Tripterodendron filicifolium*, que são descritas como possuindo uma distribuição geográfica restrita a um ou dois estados da região sudeste (FORZZA *et al.*, 2011). Esses dados reforçam a referência ao alto endemismo da Floresta Atlântica (MITTERMEIER *et al.*, 2004; STEHMANN, 2009a, 2009b). Outras espécies destacadas (*Euterpe edulis*, *Macrotorus utriculatus* e *Mollinedia lamprohylla*) são aquelas que se encontram na categoria de ameaçadas de extinção, segundo o MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2008). Estes dados indicam a importância do PNMC como um remanescente florestal que se encontra inserido em uma vasta área fragmentada - o Mosaico de Unidades de Conservação da Região da Serra da Bocaina e o Mosaico da Mata Atlântica Central Fluminense (LINO & ALBUQUERQUE, 2007) – e que ainda comporta espécies endêmicas e ameaçadas. Além disso, essas espécies aqui encontradas contribuem para reforçar o status que a região de Paracambi possui como Área Prioritária para a Conservação em Floresta Atlântica (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007).

Acerca da amostragem das espécies de baixa abundância é possível levantar um ponto concernente a atividade humana interferindo na comunidade arbórea do Parque do Curió. Encontrei somente um indivíduo de *Euterpe edulis* (palmito-juçara). Originalmente, o palmito-juçara tinha sua distribuição no país pelas Regiões Sul e Sudeste, estado de Goiás e quase todo o Nordeste (MEYER, & DORNELLES, 2003). Contudo, esta espécie foi intensamente explorada como fonte alimentar (seu meristema apical para a produção do palmito), acarretando na redução drástica de suas populações (RAUPP *et al.*, 2009). Essa redução foi tão significativa que faz com que a espécie seja enquadrada dentre as plantas ameaçadas de extinção no país (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2008). Em ambientes onde a espécie está protegida, suas populações podem se restabelecer ao ponto de atingir altos

valores de abundância, inclusive nas bordas de trilhas (BARROSO, 2009). Além disso, ela é considerada uma das espécies chaves para os ecossistemas onde é encontrada, especialmente devido a grande quantidade de frugívoros que utilizam seus frutos como recurso alimentar (GALETTI & ALEIXO, 1998). A baixíssima abundância de *E. edulis* no PNMC pode assim ser apontado como mais um indício de que eventos de pressão antrópica têm grande contribuição na estruturação da atual comunidade arbórea do PNMC.

Quanto ao tamanho das árvores da comunidade, cerca de 80% das árvores possuíam DAP inferior a 20 cm, altura entre 4-12 m e copa entre 4-6 m e podem ser classificá-las como de pequeno porte (PEIXOTO & GENTRY, 1990). Já a DoA total (38,18 m²/ha) encontrada no PNMC esteve entre valores que podem ser considerados medianos (KURTZ & ARAUJO, 2000; BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002; OLIVEIRA, 2002; MORENO *et al.*, 2003; PEIXOTO *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; PINTO-SOBRINHO *et al.*, 2010; GANDRA *et al.*, 2011). CLARK (1996) sugere que DoA total possa ser um parâmetro da comunidade arbórea para inferir que a floresta como um todo esteja caminhando para estágios mais avançados de sucessão. Isso pode indicar que o PNMC, apesar de ter sofrido interferências antrópicas no passado, indicando predomínio de árvores de pequeno porte, possa se tratar de uma Floresta que vem conseguindo se recuperar dos distúrbios aos quais foi submetido. As interferências antrópicas que mais podem ter contribuído para a atual condição da comunidade arbórea no Parque do Curió devem ter sido duas: a drenagem de nascentes para fornecimento de energia hidroelétrica à extinta Companhia Têxtil Brasil Industrial e a implantação do talhão de eucalipto. O processo de canalização de nascentes para abastecimento da antiga Companhia no fim do século XIX pode ter alterado a hidrografia do Parque em um curto período de tempo, ocasionando uma maior taxa de mortalidade nas populações mais sensíveis da comunidade e favorecendo o desenvolvimento das espécies mais tolerantes ao novo regime hídrico. Como a água é um recurso limitante ao desenvolvimento das plantas (LARCHER, 2000), uma rápida mudança de disponibilidade hídrica poderia contribuir para alterar a comunidade.

Já a implantação do talhão de eucalipto pode ser também outro evento que contribuiria para a alta frequência de pequenas árvores. Neste caso, além da perda imediata de indivíduos arbóreos nativos para a implantação do talhão, existem também as práticas de manejo que normalmente impedem a regeneração natural, como uma maneira de evitar a competição com a cultura que fora implantada (PUTZ, 1991). Assim, a comunidade arbórea do PNMC seria predominantemente de menor porte por já ter passado por pelo menos dois eventos mais recentes de considerável intervenção. Dessa forma, os indivíduos que foram amostrados neste trabalho constituiriam-se principalmente dos regenerantes que tiveram sucesso em seu desenvolvimento após os eventos de perturbação. Quanto a isso, cabe ressaltar que quatro das cinco espécies de maior VI (*S.verticillata*, *P.contorta*, *A.verticillatus* e *C. racemosa*) parecem reforçar o argumento da influência das intervenções humanas na comunidade arbórea do Parque, já que estas plantas reúnem características de espécies mais generalistas e colonizadoras de ambientes que sofreram alteração, como rápido crescimento, produção de muitas sementes e frutos anemocóricos e/ou autocóricos, ou aqueles que ainda que sejam zoocóricos são mediados por organismos de pequeno porte, como formigas, pássaros e morcegos frugívoros, animais que podem transitar com certa facilidade por áreas abertas (LORENZI, 2002a, 2002b, 2009).

A presença da espécie exótica introduzida *C. citriodora* (eucalipto) entre as de maior VI também reforça o argumento sobre o efeito das alterações antrópicas pretéritas na determinação da estrutura da comunidade arbórea no PNMC. Apesar do reduzido número de indivíduos amostrados (N = 5), eles foram responsáveis pelo quinto maior VI, especialmente devido ao grande porte das árvores (DAP > 30 cm). Como se trata de um plantio, é bem provável que os indivíduos do talhão tenham sido plantados em um mesmo período de tempo

e possuam uma base genética estreita, fator esse que pode conferir *fitness* muito semelhantes entre os indivíduos (GRIFFITHS *et al.*, 2002). Dessa forma, o grande porte dos indivíduos amostrados pode indicar duas coisas: um grande porte da maioria dos indivíduos do talhão e uma senescência sincrônica. De fato isto pode ser notado, pois esse talhão é composto por indivíduos predominantemente de grande porte e ano após ano uma quantidade considerável de eucaliptos vem caindo (*observação pessoal*). Esses eventos de morte e quedas em curtos intervalos de tempo e em locais próximos uns dos outros podem acarretar no surgimento de clareiras que irão se coalescer na região do antigo talhão e adjacências. Como consequência disso, o PNMC poderá experimentar um processo de redução de classe diamétrica média, pelo aumento da frequência de indivíduos de pequeno porte após esse possível evento de abertura de clareiras. Assim, o monitoramento da área do talhão e a implantação de medidas que reduzam o impacto de sucessivas quedas de eucalipto pode contribuir para manter o desenvolvimento sucessional da comunidade arbórea do Parque.

Quanto ao resultado obtido pelo dendrograma, a similaridade florística encontrada entre as áreas foi, de um modo geral, baixa. Isso pode indicar que os remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro apresentam uma elevada diversidade beta, havendo uma proeminente substituição de espécies entre remanescentes florestais. Esse resultado está em consonância com o que NETTESHEIM *et al.*, (2010) demonstraram. Esses autores ressaltaram que existe uma importante substituição de espécies ao longo de áreas de estudo que eles compararam no estado do Rio de Janeiro, o que pode ser atribuído às variações geoclimáticas entre as áreas analisadas. O resultado não significativo do Teste de Mantel mostrou que áreas geograficamente mais próximas não apresentaram maior similaridade quanto composição, indicando que processos dispersivos parecem não ser mais relevantes à composição florística entre as áreas comparadas. De fato alguns estudos têm contribuído para sustentar que uma das causas das elevadas riqueza, endemismo e diversidade beta da Floresta Atlântica, pode estar associada à grande variação ambiental que ela apresenta (SCARANO, 2002; TABARELLI *et al.*, 2005). Dessa forma, nessa escala da paisagem, a heterogeneidade ambiental pode ser mais importante para a distribuição das espécies arbóreas nos remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro do que a capacidade dispersiva das espécies.

Porém, o fato das áreas comparadas neste estudo estarem inseridas em uma paisagem onde a cobertura florestal encontra-se fragmentada também deve ser considerado. A baixa conectividade entre remanescentes da Floresta Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2008) pode figurar como filtro ambiental que reduz a dispersão entre áreas de modo geral. Sendo assim, a baixa similaridade encontrada poderia ser também explicada pelos processos históricos de fragmentação.

A riqueza específica de valor mediano do PNMC, a semelhança na composição das principais famílias botânicas com outras áreas do Estado do Rio de Janeiro e a singularidade em riqueza arbórea para algumas destas famílias em relação a estas mesmas áreas, são resultados que indicam a importância do Parque do Curió para a conservação da flora fluminense. Além disso, a presença de espécies endêmicas e ameaçadas encontradas em uma área cuja intervenção humana teve uma significativa contribuição na estruturação da comunidade arbórea são indícios de que o Parque Natural Municipal do Curió deve ser visto com atenção no contexto da conservação de remanescentes florestais no Estado do Rio de Janeiro. A presença de espécies de maior VI generalistas ou exóticas pode indicar a importância de distúrbios antrópicos para a atual estrutura da comunidade do Curió. As classes de tamanho da comunidade predominantemente pequenas contrapondo-se a DoA total intermediário podem indicar que o PNMC apresenta sinais de que caminha para uma maturação estrutural. A baixa similaridade florística do PNMC com os demais remanescentes do estado do Rio de Janeiro aqui comparados reforçam também a importância da conservação

do PNMC como fonte de diversidade florística para o estado do Rio de Janeiro. O conjunto de informações concernentes à comunidade arbórea do PNMC denotam que a condição atual da estrutura dessa comunidade é principalmente um produto de grande intervenções antrópicas do passado e que mesmo assim ele tende a avanço sucessional . Nesse sentido o *status* de área protegida do Parque do Curió permitirá uma catalisação desse processo.

Dado que as árvores já foram consideradas organismos estruturais das florestas, a aplicação de medidas que favoreçam o avanço da sucessão natural da comunidade arbórea do PNMC poderá contribuir a um melhor desenvolvimento desse fragmento florestal como um todo. Além disso, conservação área do PNMC significa a continuidade de importantes serviços ambientais para as populações humanas instaladas no município de Paracambi e cidades vizinhas.

CAPÍTULO II

Caracterização Estrutural da Comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió

7 INTRODUÇÃO

As plantas trepadeiras são vegetais que dependem de outras plantas (forófitos) para fins de suporte físico devido à impossibilidade de auto-sustentação para crescimento em altura, estando a ascensão vertical das mesmas atreladas à presença de um suporte. Apesar da necessidade de um suporte para sustentação, as trepadeiras germinam e mantêm-se durante todo seu ciclo de vida fixadas ao solo através de suas raízes (UDULUTSCH *et al.*, 2004). O fato de permanecerem durante todo seu ciclo de vida ligadas ao solo distingue as trepadeiras das plantas epifíticas, que assim como as trepadeiras necessitam de um forófito (GENTRY, 1991). Juntamente com os epífitos vasculares, as trepadeiras são consideradas as formas de vida características das florestas tropicais (PUTZ, 1984a; KERSTEN & SILVA, 2001; ROGALSKI & ZANIN, 2003; REZENDE & RANGA, 2005) e, de acordo com ENGEL *et al.* (1998), cerca de 90% das espécies de trepadeiras encontra-se nas regiões tropicais, correspondendo a mais de 8000 espécies vegetais (GENTRY, 1991). Esse grande grupo de plantas trepadeiras pode ainda ser distinguido em dois grupos: as vinhas compostas pelas espécies herbáceas, e as lianas, que correspondem às espécies lenhosas (NESHEIM & ØKLAND, 2007). No que diz respeito às lianas, elas se destacam como um importante componente lenhoso nas florestas tropicais, desempenhando diversas funções ecológicas (ENGEL *et al.*, 1998; SCHNITZER & BONGERS, 2002).

Alguns estudos têm creditado às lianas importante papel na estrutura, dinâmica e manutenção dos ecossistemas florestais nos trópicos (YONG *et al.*, 2012). Nesse âmbito destacam-se contribuições como: oferta recurso de alimentar e abrigo para fauna (AIDE & ZIMMERMAN, 1990; ADLER, 1998; ASENSIO *et al.*, 2007; MARTINS, 2009), filtro ecológico na regeneração em clareiras naturais (SCHNITZER *et al.*, 2000), participante ativa na disponibilização de nutrientes na ciclagem devido a decomposição rápida de suas folhas (YONG *et al.*, 2012), atuando como dispersora de nutrientes na floresta (YONG *et al.*, 2012) e no estoque de carbono (PHILIPS *et al.*, 2002). Há ainda estudos que apontam para alterações na composição e estrutura de comunidade de lianas e suas implicações em ecossistemas tropicais devido as mudanças climáticas globais (SCHNITZER, 2005; SCHNITZER & BONGERS, 2011; SCHNITZER *et al.*, 2011).

A despeito da importância das lianas nos ecossistemas tropicais, elas vêm historicamente recebendo pouca atenção em estudos de ecologia florestal em relação aos demais componentes vegetais (GENTRY, 1991; SCHNITZER & BONGERS, 2002). Esse fator está ligado principalmente à falta de consenso metodológico na amostragem para a caracterização da comunidade. No entanto, recentemente vem sendo publicados protocolos de coleta e amostragem ecológica de lianas com o objetivo de difundir, orientar e padronizar as amostragens, tornando-as mais passíveis de comparação (GERWING *et al.*, 2006; SCHNITZER *et al.*, 2006, 2008). Outro fator que merece destaque está relacionado a dificuldades na coleta que, normalmente, implica na ascensão ao dossel para alcançar as folhas e estruturas reprodutivas, dependendo tempo, pessoal capacitado e equipamento específico para escalada. Por fim, também existem dificuldades na identificação, pois as coleções botânicas (herbários) geralmente apresentam poucos depósitos de espécies de lianas justamente pela dificuldade de coleta (SCHNITZER & BONGERS, 2002).

Nos últimos 20 anos pelo menos 35 artigos abordaram estudos sobre florística, fitossociologia e manejo das lianas, foram publicados para diferentes localidades do território brasileiro (PEIXOTO & GENTRY, 1990; CITADINI-ZANETTE *et al.*, 1997; VIDAL *et al.*, 1997; ENGEL *et al.*, 1998; MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1998; LOMBARDI *et al.*, 1999; GERWING & FARIAS, 2000; LAURANCE *et al.*, 2001; RESTOM & NESPTAD, 2001; GERWING & UHL, 2002; GERWING & VIDAL, 2002; HORA & SOARES, 2002; PHILIPS *et al.*, 2002; VIDAL & GERWING, 2003; PINHO *et al.* 2004; UDULUTSCH *et al.*,

2004; REZENDE & RANGA, 2005; TIBIRIÇÁ *et al.*, 2006; REZENDE *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2007; SIMONELLI *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2008; BARROS *et al.*, 2009; DURIGON *et al.*, 2009; GEHRINGA *et al.*, 2009; GROGAN & LANDIS, 2009; MADEIRA *et al.*, 2009; SANTOS *et al.*, 2009; ARAUJO & ALVES, 2010; SFAIR *et al.*, 2010; VILLAGRA & ROMANIUC-NETO, 2010; UDULUTSCH *et al.*, 2010; ALVES *et al.*, 2011; SFAIR & MARTINS, 2011). Desses estudos, somente oito estão relacionados à estrutura de comunidade de lianas (CITADINI-ZANETTE *et al.*, 1997; LOMBARDI *et al.*, 1999; LAURANCE *et al.*, 2001; GERWING & VIDAL, 2002; HORA & SOARES, 2002; PHILIPS *et al.*, 2002; REZENDE *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2008). Quando reduzimos a escala para o estado do Rio de Janeiro, há uma enorme escassez de trabalhos que tratem da estrutura de comunidade de lianas, sem nenhum artigo publicado até o momento. Contudo vale destacar a realização de uma tese doutorado já defendida cuja lista florística já fora publicada (BARROS *et al.*, 2009), um capítulo de livro o qual abordava a estrutura de comunidade de lianas (LIMA *et al.*, 1997) e um resumo em anais de congresso (CARVALHO *et al.*, 2000).

A ausência desses estudos, em especial aqueles que visam à caracterização da estrutura da comunidade de lianas, é uma lacuna a ser preenchida e que dificulta o estabelecimento de medidas para a caracterização de formações florestais, conservação e manejo desse importante componente das formações florestais brasileiras. A importância do conhecimento da estrutura e comunidade de lianas pode também permitir uma melhor compreensão do funcionamento dos ecossistemas florestais (SCHNITZER & BONGERS, 2002; YONG *et al.*, 2012). Sendo assim, busquei responder no presente estudo a seguinte questão: Como é a estrutura da comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió, um remanescente florestal situado no município de Paracambi, região Sul do Estado do Rio de Janeiro? Dessa forma, o presente trabalho visa identificar e descrever a comunidade de lianas no Parque do Curió, a partir de métodos fitossociológicos dando conta dos seguintes objetivos específicos:

- Mensurar os parâmetros de riqueza, abundância, dominância e composição da comunidade
- Comparar os resultados obtidos com outros estudos na Região Sudeste.

8 MATERIAL E MÉTODOS

8.1 Levantamento de dados bióticos: amostragem das lianas

Na realização do trabalho marquei, amostré e mesurei o diâmetro de todas as lianas que se encontravam enraizadas nos transectos e cujo diâmetro do caule a 1,3 m de comprimento a partir do enraizamento principal fosse igual ou maior a 1 cm (SCHNITZER *et al.*, 2008). No caso de algumas lianas que apresentavam caule não cilíndrico, calculei o diâmetro utilizando a fórmula proposta por GERWING *et al.* (2006) e SCHNITZER *et al.* (2008), que sugerem que sejam medidas a maior e menor espessura dos caules, a 1,3 m de comprimento a partir do enraizamento, e que se calcule o diâmetro a partir da seguinte expressão:

$$D = \sqrt{(e_1 + e_2)},$$

onde o diâmetro (D) é a raiz quadrada dos somatórios das espessuras (e_1, e_2). Além do diâmetro também tomei nota acerca da presença ou ausência de algum tipo de estrutura de ascensão especializada (volúvel, gavinha, espinho, raiz, estrutura adesiva).

Com os valores de abundância de cada espécie por unidade amostral (UA) construí uma matriz de abundância de espécies por UA. Com análise dessa matriz através do programa *EstimateS* (COLWELL, 2011) pude obter estimativas de riqueza esperada ACE 1 e Chao 1

(estimativa de cobertura da abundância para comunidades heterogêneas) (COLWELL & CODDINGTON, 1994; CHAO, 2005). Construí também a curva de acumulação de espécies, que descreve o incremento de espécies em função do aumento do número de UA's (SCHILLING & BATISTA, 2008). As estimativas de riqueza e a curva de acumulação de espécies utilizei como ferramentas para reconhecer se o esforço amostral empregado pôde caracterizar a riqueza da flora de lianas no PNMC.

De maneira a representar a riqueza e equabilidade utilizei o diagrama de dominância (WHITTAKER, 1965) - com uma maneira gráfica e simples de representar a riqueza e a equabilidade de uma área (MELO, 2008). Este diagrama deve ser construído colocando-se no eixo das abscissas as espécies em ordem decrescente de abundância relativa (DRe), normalmente em transformação logarítmica, que é representada no eixo das ordenadas. O comprimento da curva de pontos indica o número de espécies e uma maior inclinação da curva de pontos uma menor equabilidade (MELO, 2008).

Efetuei a descrição da estrutura da comunidade de lianas, através do cálculo dos seguintes dos parâmetros fitossociológicos (MORO & MARTINS, 2011): densidade absoluta (Da; indivíduos/ha), dominância absoluta (DoA; m²/ha), frequência absoluta (Fa); densidade relativa (DeR; %); dominância relativa (DoRe; %), frequência, frequência relativa (Fre; %); área basal (AB; m²), e valor de importância (VI). Esses descritores permitiram retratar de maneira qualitativa e quantitativa a comunidade de lianas. Obtive também o percentual de lianas mortas. Contudo os indivíduos mortos não foram incluídos para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos. Para facilitar a comparação e compreensão de possíveis padrões da estrutura de comunidade de lianas, elaborei uma tabela sintetizando a informação de levantamentos fitossociológicos para a Região Sudeste do Brasil.

9 RESULTADOS

A riqueza florística de lianas do PNMC consta de 20 famílias e 89 espécies. Destas espécies, 8 estão indeterminadas (morfoespécies). As famílias botânicas de maior riqueza específica foram: Fabaceae (15), Bignoniaceae (14), Malpighiaceae (13), Apocynaceae e Sapindaceae (8) e Menispermaceae (4). As demais famílias (as 14 restantes) corresponderam a um total de 27 espécies (cerca 30%, incluindo as indeterminadas), sendo que cada uma dessas famílias tinham entre uma e duas espécies (Figura 14). Os estimadores de riqueza específica ACE 1 e Chao 1 indicaram respectivamente 175,48 e 171,29 para o possível número de espécies para o Parque. No que diz respeito à curva de rarefação de espécies não houve uma tendência a estabilização (Figura 15).

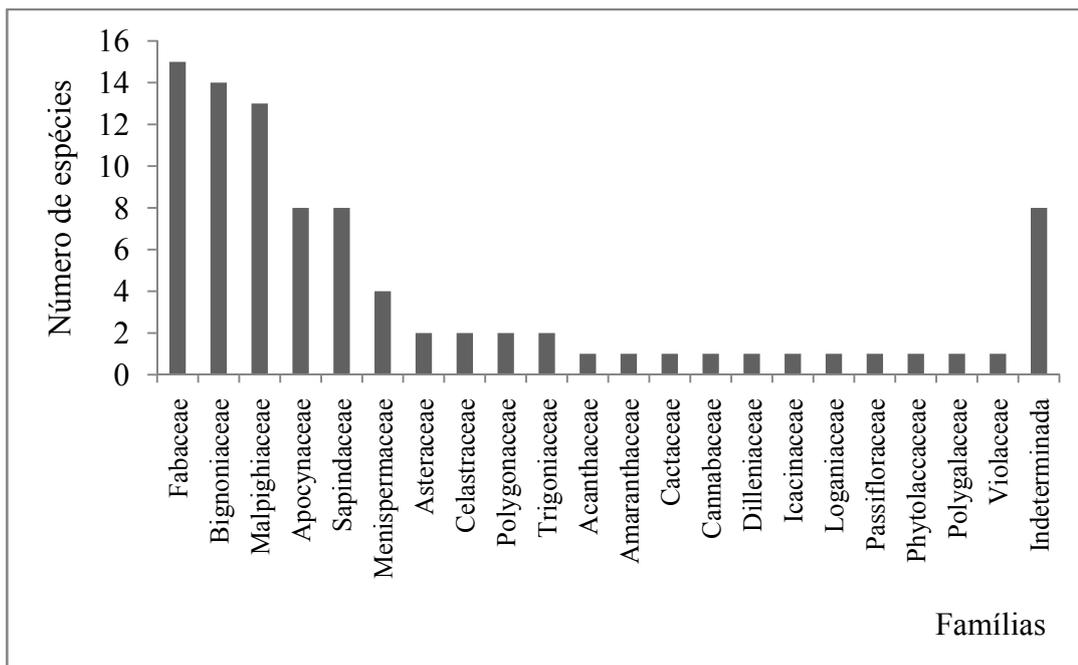


Figura 14: Riqueza de espécies por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de riqueza de espécies arbóreas. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.

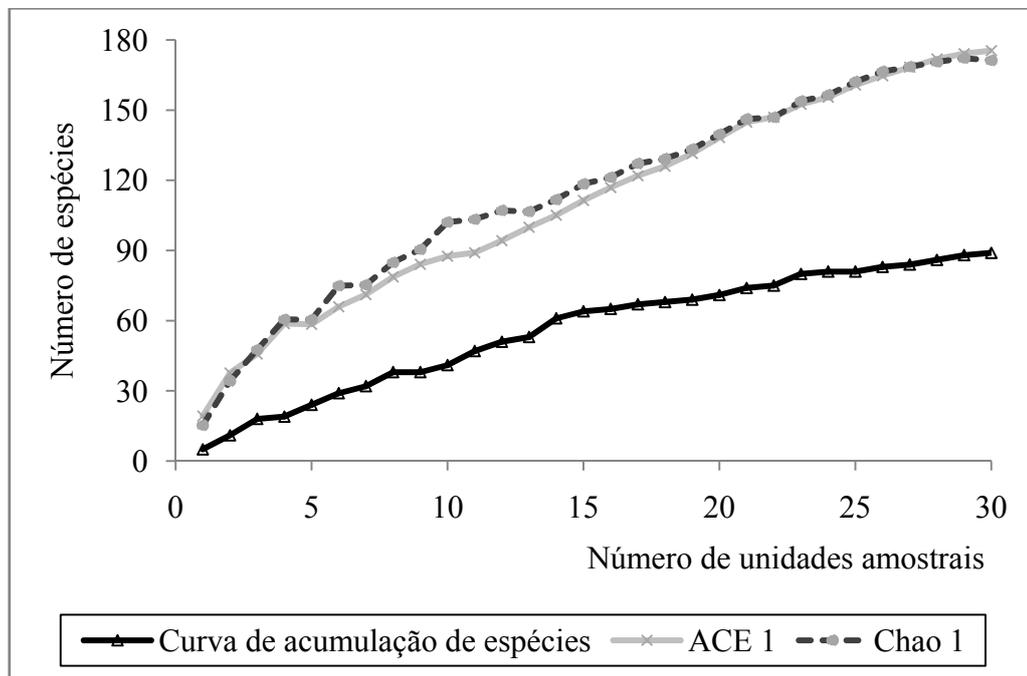


Figura 15: Curva de acumulação de espécies de lianas encontradas por unidade amostral e curva dos estimadores de diversidade ACE 1 e Chao 1 no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abcissas apresenta as unidades amostrais e o eixo das ordenadas o incremento de espécies por unidade amostral. Abaixo do gráfico estão as legendas das curvas. Observa-se a não estabilização da curva de acumulação de espécies.

Amostrei 287 lianas ao longo das 30 unidades amostrais no Parque Natural Municipal do Curió. Desses, cinco estavam mortos e corresponderam a 1,7% da amostra. Em termos gerais de abundância, as espécies com somente um indivíduo corresponderam a um total de 54% da riqueza específica e representou somente pouco mais de 17% da abundância total do Parque do Curió. Já as espécies mais abundantes (≥ 9 indivíduos) foram responsáveis por 10% da riqueza específica e contribuíram com de 45,3% da abundância no PNMC. O diagrama de dominância apresentou uma curva de grande inclinação, indicando uma baixa equabilidade para o PNMC (Figura 16).

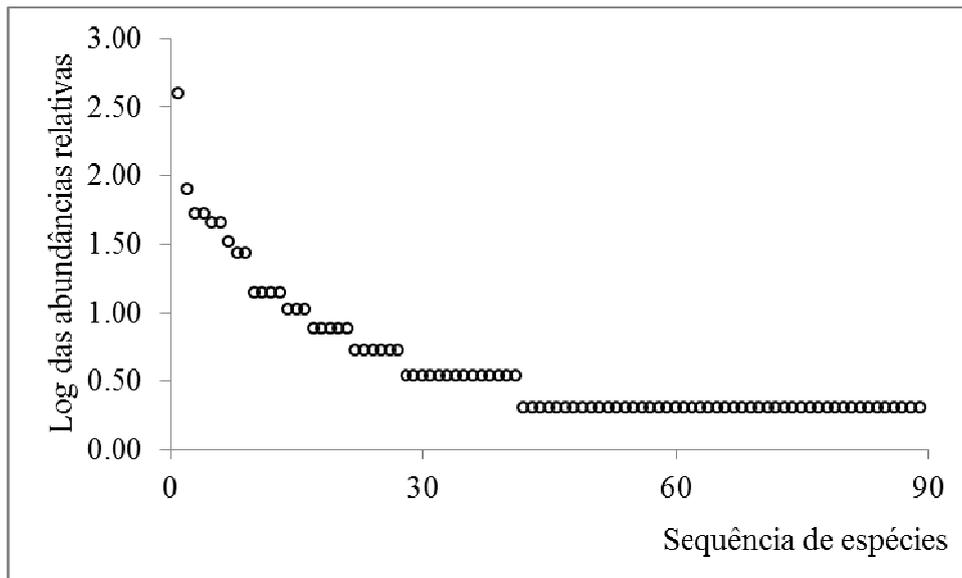


Figura 16: Diagrama de dominância das espécies de lianas encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. O eixo das abscissas apresenta as espécies ordenadas sequencialmente da maior para a menor abundância e o eixo das ordenadas os valores de abundância relativa (transformação logarítmica). Note a inclinação da curva de pontos indicando baixa equabilidade.

Em relação à abundância de indivíduos, as famílias que mais contribuíram foram: Malpighiaceae (N = 78 indivíduos; 27,7%), Bignoniaceae (N = 51; 18,1%), Fabaceae (N = 43; 15,2%), Apocynaceae (N = 25; 8,9%) e Sapindaceae (N = 18; 6,4%). É interessante também destacar a sexta família em número de indivíduos, Dilleniaceae (N = 13; 4,6%), apresentou somente uma espécie (*Davilla rugosa* Poir.). Cabe também mencionar que a grande contribuição da família Malpighiaceae deve-se especialmente a duas espécies, *Niederzuehlla acutifolia* (Cav.) W.R.Anderson e *Mezia* aff. *includens* (Benth.) Cuatrec. (Figura 17).

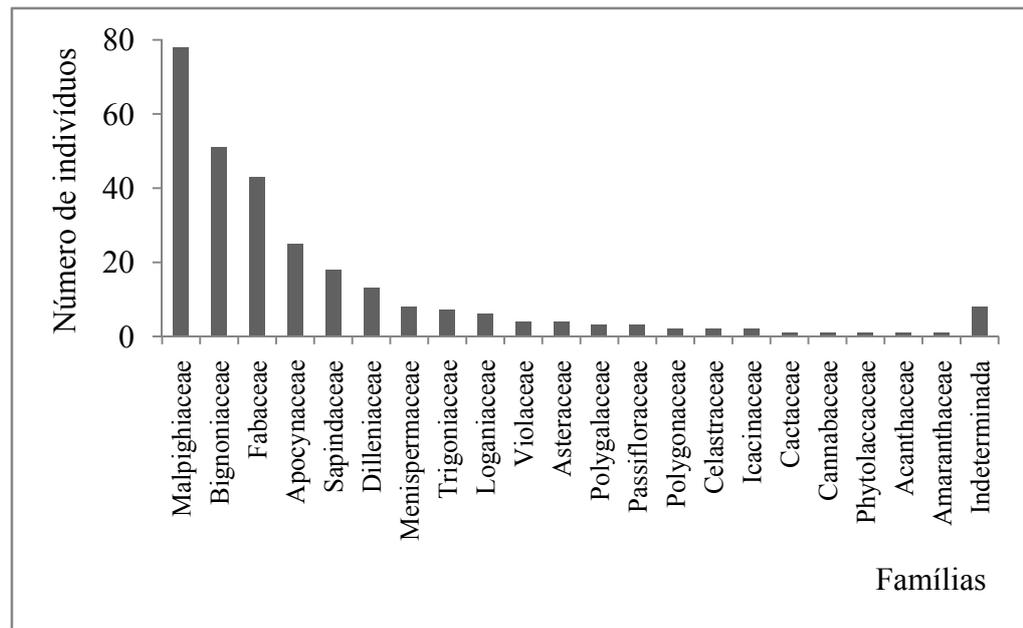


Figura 17: Número de indivíduos de lianas por famílias encontradas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. – RJ. As famílias estão organizadas segundo ordem decrescente de indivíduos. As espécies indeterminadas encontram-se agrupadas ao final do gráfico.

Em termos de estrutura de ascensão, quatro tipos estiveram presentes entre as espécies: espinhos, espinhos e gavinhas combinados em uma mesma planta, gavinhas e volúvel. O tipo de mais recorrente foi o volúvel presente em 45% das espécies. Em seguida a estrutura mais recorrente foi gavinhas, (31%) seguido por espinhos (10%). As espécies com estruturas combinadas (espinhos e gavinhas) representaram 6% das espécies. Aproximadamente 8% das espécies não tiveram seu tipo de estrutura de ascensão definido. Essas plantas correspondem a sete das oito plantas indeterminadas cuja presença ou ausência de estrutura de ascensão não fora detectada (Anexo 2).

O intervalo classe de diâmetro do caule das lianas variou de 1 a 10 cm (Figura 18). Dentro deste intervalo, cerca de 73% dos indivíduos amostrados encontravam-se entre 1 e 3 cm de diâmetro. As classe intermediárias (3-6 cm) contribuíram com 22% dos indivíduos e intervalos acima de 6 cm corresponderam a aproximadamente 5% do total. Lianas de maior porte (≥ 8 cm) foram pouco frequentes no Parque, sendo registrado apenas um indivíduo com 10 cm de diâmetro.

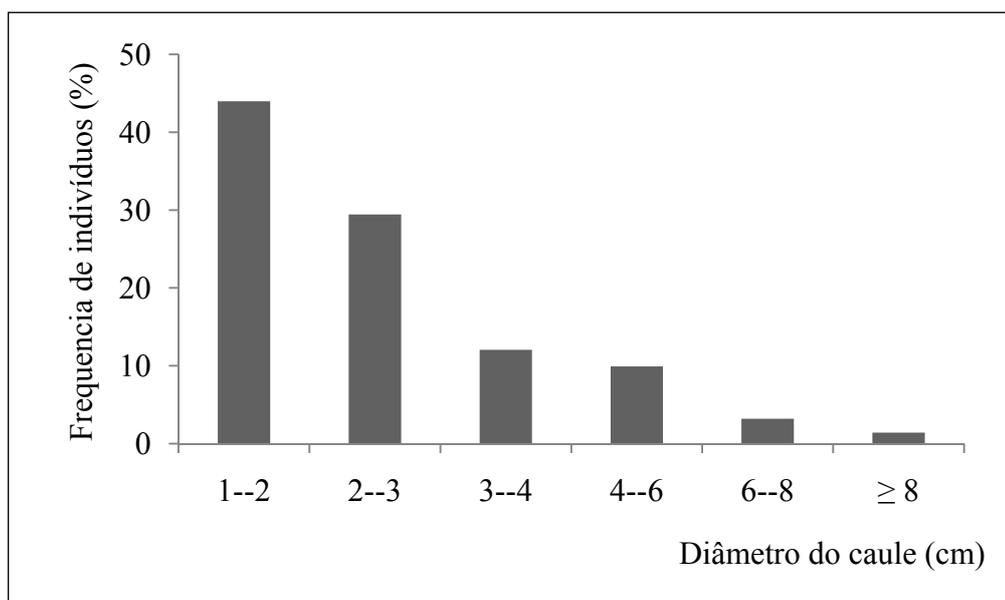


Figura 18: Frequência das lianas amostradas (valores percentuais) no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ por classe de diâmetro do caule (cm).

Somente as lianas vivas (282) foram consideradas nos valores e parâmetros fitossociológicos apresentados. A área basal das lianas amostradas totalizou 0,2 m², estimado em 0,68 m²/ha. Quanto ao VI, as dez espécies de maior valor de importância foram: *Niedenzuella acutifolia* (Cav.) W.R.Anderson(34,9), *Senegalia pedicellata* (Benth.)Seigler & Ebinger (19,1), *Forsteronia pubescens* A.DC. (11,1), *Mezia aff. includens* (Benth.) Cuatrec. (11,0) e *Adenocalymma ternatum* (Vell.) Mello ex Bureau & K.Schum.(10,9), *Davilla rugosa* Poir. (9,8), *Senegalia mikanii* (Benth.) Seigler & Ebinger (9,4), *Mansoa lanceolata* (DC.) A.H.Gentry (8,0), *Strychnos trinervis* (Vell.) Mart.(7,3), *Fridericia bracteolata* (DC.) L.G.Lohmann (7,1) e *Bignonia binata* Thunb.(7,1). Destas espécies somente duas pertenciam a família Malpighiaceae (*N. acutifolia* e *Mezia aff. incluens*). Contudo esta família obteve o maior valor de VI (74,7), seguido por Fabaceae (56,6), Bignoniaceae (50,9), Apocynaceae (22,4), Sapindaceae (17,4) e Menispermaceae (10,8).Dentre estas espécies de maior valor de importância, duas (*Senegalia pedicellata* e *S. mikanii*) são consideradas endêmicas do estado do Rio de Janeiro. Outras espécies como *Adenocalymma ternatum* ocorre somente na região sudeste e *Mansoa lanceolata* é descrita como ocorrendo somente para os estados da Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (FORZZA *et al.*, 2011). A Tabela 3 uma lista das espécies com os 10 maiores VI além dos outros parâmetros fitossociológicos calculados para as espécies.

Tabela 3: Parâmetros fitossociológicos das dez espécies de lianas do Parque Natural Municipal do Curió com maior Valor de Importância (VI). Legenda: N= número de indivíduos; DRe= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FRe= frequência relativa; AB= área basal; DoA= dominância absoluta; DoRe= dominância relativa; VI= valor de importância.

Espécie	N	F	DRe (%)	FA (%)	FRe (%)	AB (m ²)	DoA (m ² /ha)	DoRe (%)	VI
<i>Niedenzuella acutifolia</i> (Cav.) W.R.Anderson	35	11	12,4	36,7	6,3	0,033	0,11	16,18	34,9
<i>Senegalia pedicellata</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	12	8	4,3	26,7	4,6	0,021	0,07	10,20	19,1
<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC. <i>Mezia aff. includens</i> (Benth.) Cuatrec.	13	5	4,6	16,7	2,9	0,007	0,02	3,59	11,1
<i>Adenocalymma ternatum</i> (Vell.) Mello ex Bureau & K.Schum.	16	3	5,7	10,0	1,7	0,007	0,02	3,62	11,0
<i>Davilla rugosa</i> Poir.	12	9	4,3	30,0	5,2	0,003	0,01	1,44	10,9
<i>Senegalia mikanii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	13	7	4,6	23,3	4,0	0,002	0,01	1,13	9,8
<i>Mansoa lanceolata</i> (DC.) A.H.Gentry	9	7	3,2	23,3	4,0	0,004	0,01	2,15	9,4
<i>Strychnos trinervis</i> (Vell.) Mart. <i>Fridericia bracteolata</i> (DC.) L.G.Lohmann	10	4	3,5	13,3	2,3	0,004	0,01	2,18	8,0
Demais espécies	6	5	2,1	16,7	2,9	0,005	0,02	2,28	7,3
Total	3	2	1,1	6,7	1,1	0,010	0,03	4,94	7,1
	153	113	54,3	376,7	64,9	0,107	0,36	52,3	171,5
	282	174	100	580	100	0,206	0,69	100	300

Dentre os trabalhos comparados com o presente estudo, dois deles foram desenvolvidos no estado de São Paulo (HORA & SOARES 2002; REZENDE *et al.*, 2007), um no Rio de Janeiro (LIMA *et al.*, 1997) e um em Minas Gerais (LOMBARDI *et al.*, 1999), todos em Florestas Estacionais. A área total de amostragem diferiu entre os estudos, assim como número e a forma das unidades amostrais. Quanto aos critérios de inclusão, eles foram bem diversos tanto quanto o diâmetro para inclusão (variou de 0,5 a 2,5cm), quanto à posição relativa no caule onde se tomou a medida do diâmetro. As demais informações concernentes a esses trabalhos e para o PNMC estão contidas na Tabela 4.

Tabela 4: Quadro comparativo entre trabalhos de estrutura de comunidade na Região Sudeste do Brasil. Em negrito encontra-se destacado as informações pertinentes a Parque Natural Municipal do Curió. Legenda: UF= unidade federativa; TF= tipo florestal; AT= área total; AA= área amostrada; TUA= tipo de unidade amostral; UA= número de unidades amostrais; F= formato da unidade amostral; N= número de indivíduos amostrados; S= riqueza específica; DI= diâmetro de inclusão; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FESD= Floresta Estacional Semidecidual; T= transecto; P= parcela.

Local	UF	TF	AT (ha)	AA (ha)	TUA	UA	F(m)	N	S	DI (cm)	Referência bibliográfica
Estação Ecológica da UFMG	MG	FOD	150	2,5	T	10	5 X 50	484	55	≥ 0,5 cm a uma distância linear de 70 cm a partir do enraizamento	LOMBARDI <i>et al.</i> , 1999
Parque Natural Municipal do Curió	RJ	FOD	913,96	0,3	T	30	2 X 50	287	89	≥ 1cm a 1,3m de compr. do caule a partir do enraizamento principal	Este estudo
Reserva Ecológica Macaé de Cima	RJ	FESD	7200	2	P	2	100 X 100	--	144	≥ 2,5 cm a 1,3m do solo	LIMA <i>et al.</i> , 1997
Fazenda Canchim	SP	FESD	112	0,75	P	75	10 X 10	528	45	≥ 2,5 cm a 1,3m do solo	HORA & SOARES, 2002
Estação Ecológica Paulo de Faria	SP	FESD	100	1	P	100	10 X 10	1427	45	≥ 1 cm a 1,3m do solo	REZENDE <i>et al.</i> , 2007

10 DISCUSSÃO

A estrutura de comunidade das lianas no PNMC revelou 89 espécies distribuídas em 20 famílias em uma área amostrada de 0,3ha. Em relação à composição florística das lianas, o PNMC apresentou um padrão similar ao já reportado para florestas neotropicais. As famílias botânicas com maior riqueza específica registradas no PNMC (Fabaceae, Bignoniaceae, Malpighiaceae, Apocynaceae e Sapindaceae) são aquelas já apresentadas na literatura como sendo normalmente as mais representativas (GENTRY, 1991; LIMA *et al.*, 1997; ENGEL *et al.*, 1998; LOMBARDI *et al.*, 1999; HORA & SOARES, 2002; REZENDE *et al.*, 2007; UDULUTSCH *et al.*, 2010). Mesmo quando consideradas as trepadeiras de uma maneira geral, estas famílias ainda são a de maior destaque (VILLAGRA *et al.*, 2004; UDULUTSCH *et al.*, 2004, 2010; TIBIRIÇÁ *et al.*, 2006; BARROS *et al.*, 2009; DURIGON *et al.*, 2009).

O número de espécies encontradas no PNMC pode ser considerado baixo quando comparado ao de LIMA *et al.* (1997), que realizaram o estudo em Floresta Ombrófila Densa, assim como o caso do PNMC, obtendo 144 espécies em 2 ha de área amostrada e utilizando um critério de inclusão de diâmetro $\geq 2,5$ cm (medidos a 1,3 m a partir do solo). Se aliarmos esta informação aos valores de riqueza de espécies estimado através dos estimadores ACE 1 e Chao1 para o PNMC (respectivamente 175,48 e 171,29), é possível supor que a riqueza florística de lianas de fato seja maior do que a encontrada. A curva de rarefação, que não apresentou tendência à estabilização, é também um indício do incremento de espécies de lianas para o Parque. Isto indica que um maior esforço amostral revelará uma maior riqueza florística, possivelmente aproximando-se ao encontrado por LIMA *et al.* (1997). Contudo, SCHILLING & BATISTA (2008) relataram que as curvas de suficiência amostral e de rarefação podem não ser o parâmetro mais adequado para indicar número de amostras suficientes para representar a riqueza específica de uma área. Estes autores argumentam que a dificuldade em estabelecer o limite das comunidades em florestas tropicais e a não estabilização da curva mesmo em grandes amostras devido a alta riqueza de espécies nessas florestas são razões para se analisar as curvas com cautela.

Ainda tomando como base somente o número de espécies, é possível também fazer outra inferência. Mesmo que o valor de riqueza específica do PNMC possa ser maior do que o encontrado, este valor por si só é quase o dobro daqueles encontrados em Florestas Estacionais da Região Sudeste (LOMBARDI *et al.*, 1999; HORA & SOARES, 2002; REZENDE *et al.*, 2007). Vale ressaltar que estes trabalhos utilizaram diferentes critérios de inclusão e o tamanho total das áreas amostradas nos trabalhos foi pelo menos o dobro daquela utilizada no PNMC (ver Tabela 1). Quando associamos a riqueza obtida no PNMC com a obtida por LIMA *et al.* (1997), ambas Florestas Ombrófilas Densas, e comparamos com a de LOMBARDI *et al.* (1999), HORA & SOARES (2002) e REZENDE *et al.* (2007), Florestas Estacionais Semidecíduais, é possível supor que as Florestas Ombrófilas do Sudeste possam ter em torno de 1,5 até três vezes mais espécies do que em Florestas Estacionais Semidecíduais da mesma região. Contudo isto deve ser avaliado com prudência, dado que os levantamentos feitos em Florestas Estacionais Semidecíduais comparados com este trabalho foram feitos em remanescentes florestais de pequeno porte (100-150 ha), diferente dos aqui apresentados para Floresta Ombrófila Densa, que apresentaram maior porte (913 e 7200 ha). Essa maior riqueza então poderia ser simplesmente efeito do tamanho das áreas. Seriam necessários levantamentos de comunidade de lianas em Florestas Estacionais Semidecíduais de maior porte afim que verificar a real existência desta tendência a menor riqueza neste tipo de floresta.

Com relação aos valores de abundância obtidos no PNMC, eles são menores do que aqueles encontrados em literatura (LOMBARDI *et al.*, 1999; HORA & SOARES, 2002;

REZENDE *et al.*, 2007). Todos esses trabalhos citados acima foram desenvolvidos em Florestas Estacionais Semidecíduais. SCHINTZER (2005) aponta as Florestas Estacionais como os ecossistemas florestais de maior abundância de lianas no globo. Esse autor ressalta que devido às adaptações ecofisiológicas das lianas (raízes mais profundas que podem obter água e nutrientes de camadas mais profundas do solo), elas possuem vantagens sobre as árvores nas áreas sujeitas a sazonalidade, já que as lianas poderiam obter maior quantidade recursos hídricos em períodos mais secos. Assim, nas florestas sazonais, enquanto as árvores estão em sua maioria decíduas para evitar o estresse hídrico, as lianas tendem a manter sua atividade metabólica a um nível quase normal durante a maior parte do tempo. Além disso, nestes períodos, o dossel torna-se mais aberto, facilitando a obtenção de energia luminosa para fotossíntese garantindo às lianas o investimento em crescimento vegetativo e reprodutivo, aumentando suas possibilidades de dispersão, tornando assim sua abundância maior em Florestas Estacionais. A menor abundância encontrada em meu trabalho em relação às Florestas Estacionais Semidecíduais parece denotar essa indicação de SCHINTZER (2005). Contudo, como são ainda poucas as iniciativas de estudos de comunidades de lianas em Florestas Ombrófilas Densas na Região Sudeste fica difícil assegurar algum padrão. O único trabalho encontrado até o momento para Florestas Ombrófilas Densas (LIMA *et al.*, 1997) omite esta informação. Deste modo, ainda é prematuro asseverar alguma diferença clara no padrão de abundância nas Florestas Ombrófilas Densas e Estacionais Semidecíduais

O padrão de distribuição da abundância de espécies no PNMC, que consistiu em poucas espécies com abundância elevada e um grande número de espécies raras, juntamente com a maior ocorrência de lianas de pequeno porte, pode ser interpretado com um indicativo do estado de conservação do PNMC. Possivelmente o Parque se encontra em uma condição intermediária de desenvolvimento (haja visto que o PNMC foi submetido à intervenções como drenagem de mananciais, o plantio de um talhão eucalipto e de jaqueiras e invasão por Poaceae exóticas em certos trechos). Segundo PEIXOTO & GENTRY (1990), uma alta frequência de lianas de grande porte (assim como árvores) pode ser um indício de florestas mais maduras, diferente do que foi o encontrado no PNMC. A baixa frequência de lianas de grande porte também pode sustentar a ideia do PNMC como um remanescente em estágio intermediário de desenvolvimento, pois CLARK (1996) aponta que florestas secundárias mais antigas possuem baixa frequência de grandes lianas.

O conjunto de informações apresentado neste trabalho consistiu provavelmente na primeira iniciativa em estudo de estrutura de comunidade de lianas em um fragmento florestal no corredor ecológico Tinguá-Bocaina. As informações apresentadas neste estudo também permitiram lançar um dos primeiros olhares acerca diferenças estruturais entre as comunidades de lianas nas Florestas Ombrófilas Densas e Estacionais Semidecíduais na Região Sudeste. Permitiu também identificar a ocorrência de espécies endêmicas presentes em um fragmento florestal de porte mediando. Dado a relevância das informações aqui apresentadas, e a pressão antrópica eminente sobre o PNMC, este trabalho veio reafirmar a importância do conhecimento concernente à estrutura de lianas na conservação de ecossistemas no sudeste brasileiro.

CAPÍTULO III

Relações biométricas entre árvores e lianas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ.

11 INTRODUÇÃO

As plantas trepadeiras lenhosas ou lianas (NESHEIM & ØKLAND, 2007) são alguns dos grupos ecológicos de vegetais que dependem de outras plantas (forófitos) para fins de suporte físico, devido à impossibilidade de auto-sustentação para crescimento em altura. Apesar dessa necessidade de um suporte, as lianas germinam e mantêm-se fixadas ao solo através de suas raízes durante todo seu ciclo de vida (UDULUTSCH *et al.*, 2004). O fato de permanecerem ligadas ao solo, distingue as lianas das plantas epifíticas, que também necessitam de um forófito, mas não mantêm ligação com o solo durante todo o ciclo de vida (GENTRY, 1991). Devido à importância dos forófito para o crescimento das lianas, eles podem ser compreendidos como um substrato necessário para o desenvolvimento destes vegetais.

Nos ecossistemas florestais, as lianas vêm sendo destacadas muitas vezes como causadoras de impactos negativos sobre a flora arbórea, seus principais forófitos, levando a redução na aptidão das árvores, o que levou as lianas a serem classificadas como parasitas estruturais das árvores (STEVENS, 1987). Alguns estudos têm demonstrado que as árvores infestadas podem experimentar um impacto negativo em relação às árvores livres de infestação (BARKER & PÉREZ-SALICRUP, 2000), especialmente devido à competição por luz com as lianas (PUTZ, 1984a; DILLENBURG *et al.*, 1993; GRAUEL & PUTZ, 2004). Essa competição causada pelo sombreamento imposto pelas lianas faz com que as árvores infestadas tendem a apresentar menores taxas de crescimento e produção de biomassa (DILLENBURG *et al.*, 1995; HEIJDEN & PHILLIPS, 2009), inclusive havendo registros de redução no número de propágulos reprodutivos produzidos (NABE-NIELSEN *et al.*, 2009; STEVENS, 1987). As árvores também podem sofrer estresses mecânicos, como a quebra de ramos, devido ao peso das lianas que precisam suportar (SCHNITZER *et al.*, 2005). Ainda sim o estresse mecânico pode também provocar injúrias, tornando-se uma porta de entrada a patógenos (PUTZ, 1991). Também é reportada a competição entre lianas e árvores por nutrientes no subsolo da floresta, levando plântulas de diferentes espécies a apresentar uma menor taxa de crescimento quando infestadas por lianas (SCHNITZER *et al.*, 2005).

A compreensão e a investigação das lianas como causadoras uma série de impactos negativos a comunidade arbórea pode ser em parte advinda dos entraves que elas podem representar para florestas manejadas e áreas de extrativismo vegetal. Quanto a esse tema, alguns trabalhos vêm sendo publicados procurando avaliar e desenvolver técnicas para o controle de lianas em áreas onde ocorre extrativismo vegetal (PUTZ, 1991; GERWING, 2001; PARREN & BONGERS, 2001; PÉREZ-SALICRUP, 2001a, 2001b; GERWING & VIDAL, 2002; PINHO *et al.*, 2004; GROGAN & LANDIS, 2009; NABE-NIELSEN *et al.*, 2009). Em florestas manejadas onde é feita a extração de madeira, as lianas podem significar um problema à qualidade a madeira extraída (VIDAL & GERWING, 2003), pois além de provocar injúrias mecânicas pela quebra ou queda de ramos, elas também podem causar deformidades nos fustes, ocasionando no comprometimento da qualidade do mesmo e inviabilizando sua comercialização (PINHO *et al.*, 2004). Além disso, ao enrolar-se fortemente as copas das árvores, as lianas podem, no momento do abate da árvore de interesse, arrastar outras árvores (PUTZ, 1991).

Uma revisão recente acerca do papel das lianas nos ecossistemas florestais contrapôs esta visão negativa acerca das lianas. YONG *et al.* (2012) ressaltaram que as lianas podem exercer um papel importante na disponibilização de nutrientes para seus forófitos, já que elas podem manter maiores concentrações de nutrientes na biomassa foliar do que as árvores, sendo suas folhas mais rapidamente decompostas. Além disso, por possuírem um baixo investimento em tecidos de sustentação, as lianas tendem a investir mais na produção de tecidos fotossintetizantes, que são prioritariamente localizados nas folhas. YONG *et al.* (2012)

também enfatizaram o papel das lianas na translocação de nutrientes, tanto horizontal (devido a possibilidade de enraizamento em vários pontos da floresta) quanto verticalmente (entre camadas do solo) nas florestas. Esse argumento já fora defendido por SCHNITZER (2005), baseando-se na alegação de que as lianas possuem raízes mais profundas que permitem translocar nutrientes entre as camadas do solo e, devido a esta translocação, as lianas poderiam promover a “fertilização” de áreas pobres em nutrientes, permitindo o estabelecimento e desenvolvimento de outros vegetais, inclusive de seus forófitos (YONG *et al.*, 2012). Uma outra contribuição das lianas está na possibilidade de funcionarem como um “filtro protetor” na borda de fragmentos florestais, impedindo ou atenuando o impacto deletério do efeito de borda sobre a regeneração e a comunidade arbustivo-arbórea (JORDÃO, 2009).

Em outra perspectiva, alguns estudos concentram-se na tentativa de explicar quais são as condições que permitem ou impedem a ascensão de uma liana sobre uma árvore (BOOM & MORI, 1983; ADDO-FORDJOUR *et al.*, 2009;), avaliando quais atributos do corpo do forófito poderiam torná-lo mais susceptível a infestação ou quais estruturas do corpo das lianas e estratégias de ascensão poderiam garantir maior sucesso para a escalada. BOOM & MORI (1983) indicaram que o ritidoma liso ou raízes tabulares não evitam a ocupação por lianas. Em contrapartida, TALLEY *et al.* (1996) e CARSE *et al.* (2000) trouxeram evidências de que árvores com ritidoma liso ou esfoliantes possuíam menos lianas do que árvores com ritidomas com outros tipos de superfícies. Já PÉREZ-SALICRUP *et al.* (2001) demonstraram que o número de árvores infestadas não diferia de acordo com o tipo estrutura de ascensão, mas que grandes lianas estão presentes em um maior número de árvores. PINARD & PUTZ (1994) apontaram que árvores já infestadas são mais susceptíveis a infestação por outras lianas, já que novos indivíduos poderiam se apoiar mais facilmente nos ramos de outras lianas para a ascensão. Outros estudos demonstraram que árvores de maior porte tendem a ser mais comumente infestadas por lianas (PÉREZ-SALICRUP & MEIJERE, 2005; MALIZIA & GRAU, 2006; NESHEIM & ØKLAND, 2007; CARRASCO-URRA, & GIANOLI, 2009; JIMÉNEZ-CASTILLO & LUSK, 2009), tanto pelo fato das árvores maiores estarem a mais tempo no ambiente, aumentando a probabilidade de colonização, quanto por estas tenderem a receber maior incidência luminosa por alcançarem o dossel e por possuírem também maior copa (um maior sítio de ocupação). Deste modo as lianas estariam preferencialmente sobre grandes árvores, pois isto conferiria a elas possibilidade de obter maior quantidade de energia luminosa ao se fixarem sobre grandes árvores.

Procurando investigar as relações lianas-forófitos e causas da susceptibilidade à infestação, elaborei duas questões. A primeira questão consistiu em compreender de que maneira o tamanho dos forófitos está relacionado com a infestação por lianas? Para verificar esta questão estabeleci como hipótese a suposição de que árvores de menor tamanho apresentariam uma maior chance de infestação em uma floresta predominantemente composta por indivíduos arbóreos de menor porte (ver CAPÍTULO I), pois estes seriam os forófitos em maior disponibilidade numérica e também por estas árvores serem em tese mais facilmente e rapidamente escalados pelas lianas via tronco. Para constatar esta hipótese previ que à medida que tivesse árvores de maior DAP e altura, menor seriam as frequências de infestação. A segunda questão versou em entender qual é a relação entre o tamanho dos forófitos e o tamanho de lianas? Construí como hipótese a ideia de que quanto maior o tamanho do forófito, maior tenderia a ser o tamanho da liana que ele sustenta. Se encararmos as árvores como um substrato ao desenvolvimento das lianas (como já citado) podemos imaginar que um substrato maior seja um maior recurso espacial, possibilitando que a liana cresça mais. Com vistas a verificar esta hipótese previ que quanto fosse maior o DAP de uma árvore, maior seria o diâmetro do caule da liana que ascenderia pela árvore através do tronco. Para responder essas questões, desenvolvi o presente trabalho no Parque Natural Municipal do Curió, uma

Unidade de Conservação na região sul do estado do Rio de Janeiro. Como objetivo geral deste trabalho pretendi avaliar as relações biométricas entre árvores e lianas. Meus objetivos específicos estiveram delimitados aos seguintes pontos:

- Avaliar se há relação entre a taxa de infestação e o tamanho das árvores
- Avaliar se lianas de maior porte infestam preferencialmente árvores de maior porte.

12 MATERIAIS E MÉTODOS

12.1 Coleta de dados

Amostrei ao longo dos 30 transectos (2 x 50m) todas as lianas enraizadas dentro dos transectos com pelo menos 1 cm de diâmetro a 1,3m de comprimento a partir do ponto de enraizamento (SCHNITZER *et al.*, 2008). Em seguida amostrei todos os respectivos forófitos das lianas cujo DAP ≥ 5 cm, ainda que estivessem fora do transectos. Os forófitos e lianas mortas não foram incluídos na amostragem, bem como as lianas que se encontravam no ambiente sustentando-se sem a necessidade de um forófito, ainda que possuíssem o tamanho mínimo do critério de inclusão. As lianas cujos forófitos possuíssem DAP < 5 cm não foram incluídas na análise, apresentada a seguir.

12.2 Tratamento dos dados e análise estatística

Antes de executar as análises estatísticas pertinentes para verificar minhas hipóteses, conferi a normalidade e a homocedasticidade entre dos conjuntos de dados “DAP das árvores, altura total das árvores (HT) e infestação por lianas” (relacionados à primeira hipótese) e “DAP das árvores e diâmetro do caule das lianas” (concernentes a segunda hipótese). Os testes para normalidade e homocedasticidade que efetuei foram respectivamente: *Shapiro-Wilk* (SHAPIRO & WILK, 1965) e *Levene* (LEVENE, 1960). Para a normalidade utilizei o programa *Systat 11* e para a homocedasticidade o programa *R*, pacote “*s20x*” (BALEMI *et al.*, 2011). Os dados não-normais foram transformados para o logaritmo natural dos valores (Tabela 5). No caso dos dados relacionados à “infestação por lianas”, eles consistiram em dados binários categóricos, onde a presença de lianas (infestada) considerei “1” e a ausência de lianas considerei “0”. Por se tratarem de dados categóricos binários, eles dispensaram a verificação de normalidade e homocedasticidade. Como as variáveis DAP e HT das árvores eram altamente correlacionadas ($r = 0,701$), efetuei uma regressão linear simples entre as mesmas ($F = 496,169$; $p < 0,001$; $R^2 = 0,492$) e utilizei os valores dos resíduos da regressão para testar a primeira hipótese.

Para avaliar se havia um efeito do tamanho dos forófitos e na infestação de lianas, utilizei uma regressão logística simples tendo como variável preditora o tamanho das árvores (resíduos da regressão DAP e HT) e variável resposta a presença ou ausência de lianas. A variável resposta como já dito antes foi do tipo categórica binária. Já para avaliar se há uma relação entre o tamanho das lianas e o tamanho dos forófitos (em termos de DAP), utilizei uma análise de regressão linear simples. Como variável preditora tive o DAP das árvores (independente do tamanho, bastando possuir uma liana enraizada no transecto) e variável resposta o diâmetro do caule das lianas. Da mesma maneira que na regressão logística simples, as árvores que possuíam mais de uma liana d foram inseridas na análise tantas vezes o número de lianas encontradas sobre elas. Para as regressões realizadas utilizei o programa *Systat 11*.

Tabela 5: Valores dos testes *Shapiro-Wilk* para normalidade dos dados e *Levene* para homogeneidade de variâncias de acordo como os conjuntos de dados: DAP forófitos X abundância lianas por forófito e DAP forófitos X Diâmetro caule lianas.

Conjunto de dados	Tamanho amostral	Dado	<i>Shapiro-Wilk</i> (normalidade)	<i>Levene</i> (homocedasticidade)
DAP forófitos X HT forófitos	515	DAP forófitos	W= 0,709; p< 0,001	F= 2,589; p <0,001
		HT forófitos	W= 0,915; p< 0,001	
DAP forófitos X Diâmetro caule lianas	192	DAP árvores	W= 0,755; p<0,001	F= 0,758; p = 0,933
		Diâmetro caule lianas	W= 0,812; p< 0,001	

13 RESULTADOS

Do total de árvores amostrado neste estudo, aproximadamente de 23,4% (N = 515) com $DAP \geq 5\text{cm}$ apresentaram uma ou mais lianas ascendendo a partir de seu tronco. O resultado da regressão logística indicou a que não houve relação significativa entre o tamanho dos forófitos e a presença de lianas por forófito ($G = -0,217; p = 0,828; P^2 = 0,00$) (Figura 19). Já na a regressão linear simples revelou a existência de uma relação significativa e positiva entre tamanho do forófito e tamanho das lianas ($F = 11,784; p = 0,001; R^2 = 0,058$) (Figura 20).

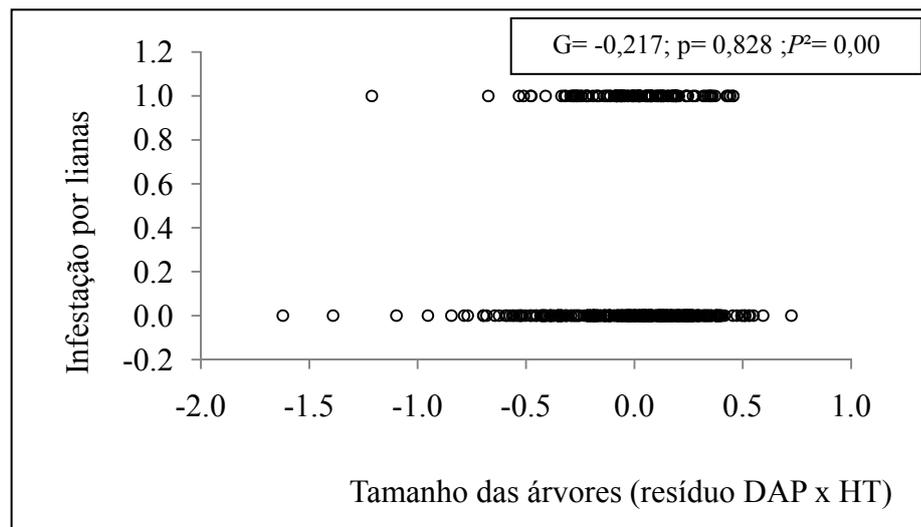


Figura 19: Gráfico da regressão logística simples representando a não relação entre os valores de DAP dos forófitos (cm) e infestação (presença/ausência) de lianas por forófito. Os valores da regressão (valor G , valor p e P^2) estão apresentados em caixa no canto superior direito do de cada gráfico.

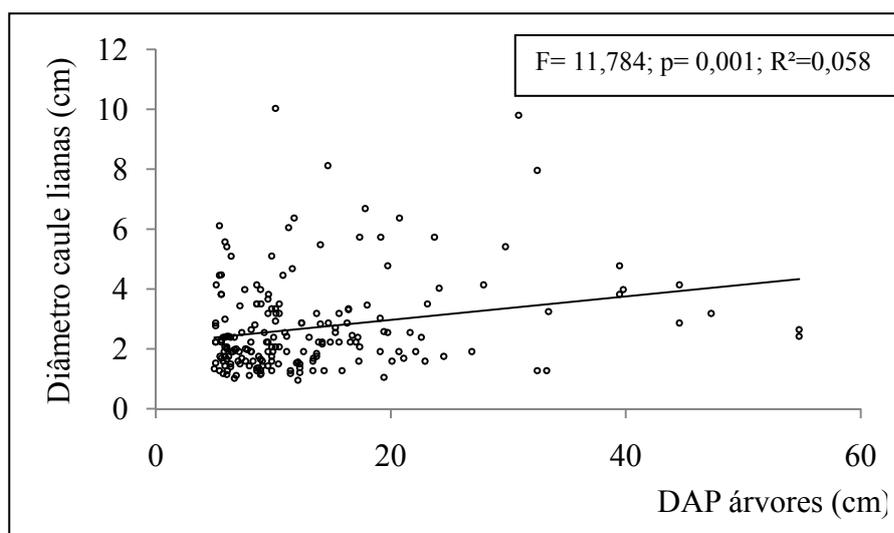


Figura 20: Gráfico de dispersão (com reta da regressão) representando a relação entre os valores de DAP dos forófitos (cm) e o diâmetro do caule das lianas (cm). Os valores da regressão (valor F , valor p e R^2) estão apresentados em caixa no canto superior direito do de cada gráfico.

14. DISCUSSÃO

Os dados indicaram que as lianas do Parque do Curió ascendem sobre os forófitos independente do tamanho destes, o que contrapõe a tendência descrita na literatura de que o tamanho do forófito é um preditor do grau de infestação por lianas (PÉREZ-SALICRUP & MEIJERE, 2005; MALIZIA & GRAU, 2006; NESHEIM & ØKLAND, 2007; CARRASCO-URRA & GIANOLI, 2009; JIMÉNEZ-CASTILLO & LUSK, 2009), mesmo em florestas temperadas do hemisfério norte (LEICHT-YOUNG *et al.*, 2010). Esses autores demonstraram que nas florestas tropicais e temperadas do hemisfério sul as árvores grandes normalmente são mais frequentemente infestadas por lianas do que árvores de pequeno porte. Boa parte do argumento que justifica a maior infestação em grandes árvores em literatura vem sendo sustentado em função de que grandes árvores consistem em um “espaço” que pode fornecer maior disponibilidade de energia luminosa às lianas pelo fato dessas grandes árvores ocuparem o dossel. Porém em Florestas Secundárias, como é o caso do PNMC, deve ser considerado que a estrutura da comunidade arbórea pode apresentar um predomínio de árvores de pequeno porte e menos estratificada (CLARK, 1996; CAPÍTULO I). Essa estrutura da comunidade pode contribuir para uma dinâmica de gradiente luminoso menos heterogêneo, acarretando em uma menor diferença entre a intensidade de energia luminosa que atinge o dossel e aquela incidente no interior da floresta. Isso poderia permitir que as lianas pudessem ocupar qualquer forófito.

Uma outra suposição é que pode haver lianas adaptadas a diferentes condições de disponibilidade de luz. Dessa forma, por mais que seja evidente a existência de um gradiente de luz entre dossel e interior, não haveria uma relação clara entre luminosidade incidente e infestação de lianas, já que as espécies poderiam apresentar necessidades ecofisiológicas distintas. Essas distinções já vem sendo reportadas no que tange à adaptação das lianas a germinação em baixas condições de luminosidade e a tolerância a essa condição enquanto na fase plântulas, de maneira similar às árvores, (GILBERT *et al.*, 2006; CAI *et al.*, 2008;

TOLEDO-ACEVES, *et al.*, 2008) ou ainda capazes de se aclimatar em face às alterações na disponibilidade de energia luminosa (AVALOS & MULKEY, 1999). Dessa forma, como as lianas constituem um vasto grupo ecofisiológico, é coerente julgar que possa haver espécies adaptadas à condição de baixa disponibilidade de luz (GIANOLI *et al.*, 2010) e que por isso não precisem estar sobre grandes forófitos para garantir maior aporte de energia luminosa.

No que tange aos meus resultados, eles provavelmente são o primeiro registro com resultados distintos daqueles reportados em literatura para explicar a relação “infestação lianas-tamanho árvore”. Aquilo que encontrei neste trabalho pode indicar que em determinadas florestas ou estágios sucessionais, os fatores determinantes para ascensão das lianas sobre um determinado forófito possam ser estocásticos. Talvez para as algumas condições da estrutura da comunidade arbórea, como por exemplo, o predomínio de árvores de pequeno porte em uma dada floresta (caso do PNMC), a proximidade com um forófito em si seja o fator mais relevante para o início a ascensão.

Por outro lado, a relação encontrada entre tamanho das lianas e o tamanho dos forófitos indica que árvores de maior porte podem constituir um suporte que possa oferecer melhores condições (no caso maior espaço disponível), além de ser um substrato mais estável, para o crescimento das lianas no PNMC. Contudo, conforme apontaram meus resultados, a relação entre os tamanhos de lianas e árvores mostrou-se fraca ($R^2 = 0,058$). Assim, é bem provável que esta relação não seja preponderante ao crescimento de uma liana. Segundo alguns autores, é possível que isto seja um artefato da forma de realizar a análise, que desconsidera a resposta de cada espécie individualmente ao tamanho dos forófitos, como foi encontrado em um estudo em uma floresta temperada madura essa relação positiva também já foi observada como uma relação pouco mais forte (LEICHT-YOUNG *et al.*, 2010). Dessa forma, ao aumentar o tamanho da amostra e realizar a análise levando em consideração a identidade das espécies de lianas e árvores, relações individuais possam ser observadas de forma mais clara, especialmente em florestas tropicais consideradas maduras (condição diferente daquela encontrada no PNMC) (PEIXOTO & GENTRY, 1991). Porém, esse tipo de relação ainda merece investigação.

O atributo corporal tamanho do forófito pode não desempenhar papel algum na sua susceptibilidade por lianas. Essa ausência de relação pode estar relacionada à própria estrutura da floresta ou à capacidade adaptativa das espécies de lianas. O tamanho do forófito foi confirmado como um fator que influencia de maneira positiva o tamanho das lianas. Contudo, essa relação se mostrou fraca. As causas dessa baixa relação podem estar associada à estrutura da comunidade arbórea de menor porte que permite uma condição luminosa mais homogênea entre dossel em interior. Para as comunidades de árvores e lianas do PNMC as relações biométricas mostraram-se pouco ineficazes para predizer algum padrão de infestação nas árvores e pouco eficazes para predizer o tamanho das lianas. Assim, é bem provável que haja pouca influencia dessas relações sobre as comunidades de árvore e lianas.

CAPÍTULO IV

Relação entre variáveis ambientais e a comunidade de árvores e a comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió

15 INTRODUÇÃO

A identificação dos padrões de diversidade dos organismos, bem como a elucidação dos fatores que possam conduzir os padrões observados parece ser um dos principais objetivos da Ecologia enquanto ciência. Desde as observações iniciais descritas pelos primeiros naturalistas até os dias atuais, esse assunto desperta o interesse da comunidade científica. O debate acerca dos padrões e processos que estruturam as comunidades ecológicas serviu de base para o florescimento de algumas das principais teorias que vem sendo utilizadas para interpretar as comunidades ecológicas enquanto fenômeno natural. Duas destas teorias ecológicas que merecem destaque são a Teoria do Nicho (GRINDELL, 1917; HUTCHINSON, 1957) e a Teoria Neutra (HUBBELL, 2001).

A Teoria do Nicho foi desenvolvida inicialmente por GRINDELL (1917), mas a partir de 1957 é que a teoria foi enunciada matematicamente e delineada por Hutchinson. Segundo HUTCHINSON (1957), nicho seria o conjunto de relações bióticas e abióticas que regem os limites que uma determinada espécie ocupa em um determinado ambiente. Como as condições bióticas e abióticas possuem diversos componentes, o nicho é um conceito multidimensional. Pela perspectiva da teoria do nicho, a estrutura de uma determinada comunidade seria um produto das relações multidimensionais das espécies que a compõem. Por exemplo, um determinado organismo possuiria maior abundância que os demais componentes de uma comunidade devido a sua capacidade de otimizar as dimensões de seu nicho. Isso significa dizer que os organismos possuiriam distinções quanto à adaptabilidade e as estratégias de vida. Assim, a coexistência de espécies só seria possível caso não houvesse sobreposição completa das multidimensões que compõem os nichos. A partir do conceito de nicho seria possível também traçar as possíveis relações existentes entre as espécies em uma comunidade. A Teoria do Nicho foi à concepção sobre os mecanismos que estruturam as comunidades virtualmente aceita até fins do século XX.

No início do século XXI surgiu uma concepção teórica alternativa à Teoria do Nicho: a Teoria Neutra da Biodiversidade e Biogeografia (HUBBELL, 2001). A Teoria Neutra estabelece que a estrutura de uma comunidade é oriunda de eventos estocásticos, partindo do princípio de que as espécies da comunidade possuem aptidões equivalentes e conferindo as espécies mesmas probabilidades de morte, reprodução e dispersão (HUBBELL, 2005). Com isso, a composição das comunidades seria estabelecida pela capacidade de dispersão de seus indivíduos (THOMPSON & TOWNSEND, 2006) e fazendo com que a similaridade entre comunidades seja um efeito da proximidade geográfica. No que diz respeito à abrangência da teoria do nicho, MARCO-JUNIOR (2006) salienta que os defensores da Teoria do Nicho argumentam que esta seria uma teoria sintética para explicar a diversidade de espécies. Contudo esse mesmo autor apresenta algumas possíveis incongruências concernentes a Teoria do Nicho enquanto síntese ecológica.

Diante da discussão entre a abrangência e a aplicabilidade da Teoria do Nicho e da Teoria Neutra entre os ecólogos, alguns pesquisadores vêm ressaltando a complementaridade de ambas as teorias como maneiras de compreender as comunidades ecológicas (GILBERT & LECHOWICZ, 2004; TILMAN 2004; GASTON & CHOWN, 2005; GEWIN, 2006; LEIBOLD & MCPEEK, 2006; THOMPSON & TOWNSEND, 2006; CHU *et al.*, 2007; HÉRAULT, 2007). Esses autores argumentam que os processos que atuam sobre as comunidades poderiam ser vistos pela ação conjunta dos processos previstos nas Teorias de Nicho e Neutra, mas que dependendo da comunidade estudada, as teorias poderiam assumir um papel preponderante. Em uma revisão sobre a contribuição dos processos espaciais (neutros) e de nicho (heterogeneidade ambiental), COTTENIE (2005) indicou a heterogeneidade ambiental como processo com maior preponderância sobre a diversidade das comunidades.

A Floresta Atlântica é notadamente um dos biomas mundiais de maior diversidade de espécies e de variação ambiental do globo (MORELLATO & HADDAD, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2008). Ela também vem sendo destacada no cenário mundial devido ao seu grande endemismo de espécies (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2004; TABARELLI *et al.*, 2005). Uma das causas de sua grande variação ambiental deve-se também a uma grande variação altitudinal em distâncias relativamente curtas. Por exemplo, no Estado do Rio de Janeiro alguns trechos de Floresta Atlântica variam do nível do Mar a mais de 2500 m de altitude em cerca de 70 km em linha reta (SACARANO, 2002). Conseqüentemente, essa grande riqueza de gradientes ambientais muitas vezes gerados pelas variações altitudinais vem sendo apresentado como um das fontes da riqueza e endemismo de espécies para mata Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2008). Algumas das variações ambientais mesmo em pequenas escalas da paisagem já foram constatadas como sendo sensíveis o suficiente para exercer influência sobre a estrutura de comunidades vegetais (MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010).

Reconhecendo a possibilidade de predominância dos processos ambientais sobre os processos estocásticos nas comunidades vegetais em floresta atlântica questioneei: Qual é a contribuição de fatores ambientais a estruturação da comunidade lenhosa em um trecho de Floresta Ombrófila Densa no Estado do Rio de Janeiro? Dados as possibilidades de variações ambientais em uma escala espacial relativamente reduzida em Floresta Atlântica, suponho que os fatores ambientais são mais relevantes para estruturação das comunidades do que fatores espaciais. Assim, o meu objetivo geral neste trabalho foi de avaliar a influência que os fatores ambientais (solo, luminosidade e declividade do terreno) têm sobre a composição da comunidade de árvores e da comunidade de lianas no Parque Natural Municipal do Curió, em Paracambi, RJ. Meus objetivos específicos destacam-se por:

- Comparar os padrões apresentados entre as comunidades entre árvores e lianas.
- Inferir sobre as possíveis causas dos padrões encontrados

16 MATERIAL E MÉTODOS

16.1 Levantamento de dados abióticos

As variáveis ambientais coletadas e apresentadas a seguir foram selecionadas de modo a verificar a possível contribuição desses fatores à estruturação da comunidade de lianas e de árvores. As variáveis ambientais amostradas foram: atributos químicos e físicos do solo, abertura do dossel florestal (como uma medida de incidência luminosa) e declividade do terreno.

16.2 Solo

Nas extremidades e no centro de cada transecto (Figura 21), coletei amostras de solo para análises de fertilidade e granulométrica nas seguintes profundidades: 0-5 cm; 5-10 cm 10-20 cm. As coletas foram feitas nos primeiros 20 cm de espessura, pois, normalmente, na porção mais superficial é que se encontra acumulada uma maior quantidade dos nutrientes do solo, motivo pelo qual normalmente encontramos maior quantidade de raízes finas, responsáveis pela absorção dos nutrientes (LEPSCH, 2002). Para cada intervalo de profundidade coletei três amostras simples as quais homogeneizei, formando uma amostra composta. Posteriormente, obtive três amostras compostas, uma para cada intervalo de profundidade.

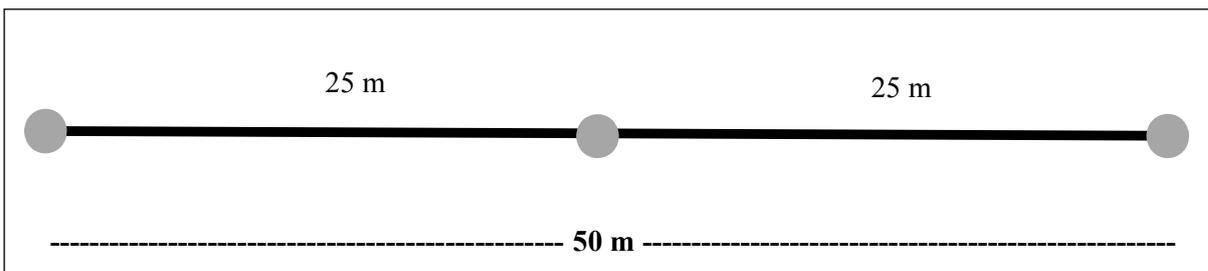


Figura 21: Esquema representando a disposição dos locais de amostragem (círculos cinza) de solo, fotografia de dossel e declividade ao longo dos transectos paralelos às trilhas dos Bugios e dos Escravos no Parque Natural Municipal do Curio.

Em laboratório as amostras foram secas ao ar e na temperatura ambiente. Posteriormente, destorreei as amostras e as peneirei com uma peneira com malha de 2 mm de abertura. A partir do material seco e peneirado efetuei análise de pH em água e da concentração seguintes elementos e nutrientes: Al^{3+} , Carbono orgânico (C.Org), Ca^{2+} , H^+ , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ e P. Além disso, também efetuei a análise granulométrica (percentual de areia, silte e argila) das amostras coletadas. As análises químicas e físicas de cada atributo seguiram as metodologias propostas por EMBRAPA (2009) e TEDESCO *et al.* (1995). Conduzi as análises de fertilidade e granulométrica respectivamente nos Laboratórios de Gênese e Classificação do Solo e Laboratório de Física do Solo da UFRRJ.

16.3 Abertura do dossel florestal

Mensurei a abertura do dossel no transectos utilizando uma câmera com lente hemisférica de 8 mm (Nikon Coolpix 4300). Em cada transecto, fotografei o dossel em três pontos equidistantes, nos mesmos locais de coleta de solo (Figura 21). Tratei as fotografias utilizando o programa *Gap Light Analyzer 2.0* e mensurei o percentual de área aberta do dossel para cada fotografia. Após isto, calculei o valor médio de abertura do dossel para cada transecto a partir das três fotografias que retirei em cada um deles. Os valores de abertura de dossel obtidos foram utilizados como inferência da contribuição da energia luminosa que incide sobre os transectos, baseado no pressuposto de que quanto maior for a abertura, maior poderá ser a energia luminosa que incide.

16.4 Declividade do terreno

Registrei a declividade nos transectos com o auxílio de um clinômetro digital. Os locais de amostragem ao longo dos transectos foram os mesmos utilizados na amostragem de solo (Figura 21). Para executar a amostragem, posicionei sobre o solo um suporte que media 2 m de comprimento e 1m de altura, feito com canos de PVC (Figura 22), de tal forma que permitisse uma maior precisão na obtenção dos valores de declividade (%). Assim como para abertura de dossel obtive um valor médio de declividade a partir das três amostragens feitas em cada transecto.



Figura 22: Fotografia do interior de um transecto no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi. RJ. A imagem evidencia o suporte de PVC utilizado para sustentar o clinômetro digital durante a amostragem.

16.5 Tratamento dos dados

As matrizes de abundância de espécies de árvores e de lianas por transecto que gerei nos CAPÍTULO I e II foram aqui utilizadas para efetuar os testes estatísticos. A partir de cada uma dessas matrizes de abundância pude gerar a matriz com as distâncias de *Bray-Curtis*. Esta matriz compara os valores de dissimilaridade entre as UA's. Os valores de dissimilaridade variam de 0 a 1, onde "0" consiste na dissimilaridade mínima entre as unidades amostrais e "1" a dissimilaridade máxima. A distância de *Bray-Curtis* consiste em uma medida de distância semi-métrica frequentemente utilizada para avaliar similaridade em dados ecológicos (GOTELLI & ELLINSON, 2011). Gerei também matrizes com os valores das variáveis ambientais por transecto.

A fim de verificar a normalidade multivariada de dados que coletei, efetuei o teste *E* (*Energy*) através do pacote *energy* do programa estatístico *R* (SZÉKELY & RIZZO, 2011). Efetuei o teste de normalidade em três grupos, pois o grande número de variáveis ambientais fez com que o programa não executasse a operação. Os grupos foram os seguintes: 1º - elementos solo 0-5cm + declividade + abertura do dossel – 2º - elementos solo 5-10 cm + declividade + abertura do dossel – 3º - elementos solo 10-20cm + declividade + abertura do dossel. Como não fora constatada a normalidade multivariada dos dados (Tabela 6), efetuei o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* por meio do programa *Systat 11* a fim de detectar quais conjuntos de dados das variáveis ambientais não possuíam distribuição normal (Tabela 7). De acordo com GOTELLI & ELLINSON (2011) e HAIR JR. *et al.*(2005), um conjunto de variáveis cuja normalidade é verificada separadamente para cada conjunto são bons indícios de normalidade multivariada. Contudo eles afirmam que nem sempre se pode obter normalidade multivariada a partir da constatação de normalidade em cada conjunto de dados. Sendo assim quando um determinado conjunto de dados não atendeu o pressuposto da normalidade esse conjunto de dados foi normalizado utilizando a transformação logarítmica (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Depois de normalizados, padronizei os dados ambientais, já que cada variável ambiental que utilizei apresentava unidade e escala distinta das demais, o que pode comprometer a análise de dados e sua interpretação (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). A padronização de dados corresponde a seguinte fórmula matemática:

$$Z_i = \frac{Y_i - \bar{Y}}{S_y}$$

onde Z_i é o valor transformado Y_i é o valor original, \bar{Y} é a média dos valores de um determinado conjunto de dados e S_y desvio padrão do mesmo conjunto de dados. Esse procedimento resulta em variáveis adimensionais (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Tabela 6: Resultado dos testes de normalidade multivariada (teste *Energy*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió.

Variáveis	Valor de E (estatística <i>Energy</i>)	p (999 simulações)
Amostra 0-5cm + abertura dossel + declividade	2,1172	<0,001
Amostra 5-10cm + abertura dossel + declividade	2,1379	<0,001
Amostra 10-20cm + abertura dossel + declividade	2,1959	<0,001

Tabela 7: Resultado dos testes de normalidade univariada (teste de *Shapiro-Wilk*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió. Os valores referentes ao solo estão separados segundo a profundidade. Em negrito encontram-se os valores cuja normalidade fora constatada.

Variáveis	Profundidade					
	0-5 cm		5-10 cm		10-20 cm	
	Valor de W (estatística <i>Shapiro-Wilk</i>)	p	Valor de W (estatística <i>Shapiro-Wilk</i>)	p	Valor de W (estatística <i>Shapiro-Wilk</i>)	p
pH	0,896	0,007	0,814	<0,001	0,787	<0,001
C.Org.	0,959	0,284	0,981	0,859	0,963	0,371
Ca	0,813	<0,001	0,799	<0,001	0,747	<0,001
Mg	0,934	0,061	0,96	0,308	0,938	0,082
Al	0,934	0,063	0,872	0,002	0,877	0,002
H	0,928	0,044	0,95	0,17	0,884	0,003
P	0,936	0,07	0,905	0,011	0,893	0,006
Na	0,777	<0,001	0,785	<0,001	0,772	<0,001
K	0,972	0,589	0,948	0,15	0,891	0,005
Argila	0,96	0,311	0,966	0,433	0,98	0,813
Areia	0,959	0,284	0,978	0,781	0,983	0,895

Silte	0,962	0,341	0,962	0,347	0,909	0,014
Variáveis	Valor de W (estatística <i>Shapiro-Wilk</i>)				p	
Declividade	0,950				0,174	
Abertura						
Dossel	0,957				0,252	

16.6 Análises estatísticas

Com o intuito de avaliar possíveis padrões na composição florística da comunidade arbórea e de lianas, efetuei uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) através do programa *Systat 11*. Essa análise permitiu avaliar se havia algum padrão na estrutura da comunidade, isto é, se as unidades amostrais estavam ordenadas em função da composição de espécies. Para efetuar o NMDS utilizei a matrizes com a distância de *Bray-Curtis*, geradas a partir das matrizes de abundância de espécies por unidade amostral (para árvores ver Capítulo I e para lianas ver Capítulo II). O NMDS foi construído tanto para a comunidade arbórea como para a comunidade de lianas e organizado em dois eixos, pois esta conformação torna mais clara e simples a compreensão de algum padrão na ordenação das UA's.

Para avaliar se havia um efeito de auto-correlação espacial entre as unidades amostrais para as comunidades de árvores e para a comunidade de lianas, efetuei o teste de Mantel com 10000 simulações. Na realização do Teste de Mantel utilizei uma matriz de distância geográfica e uma matriz de similaridade (distância de *Bray-Curtis*) entre as unidades amostrais. A matriz de distância física entre as UA's foram obtidas a partir das coordenadas geográficas registradas em cada UA's (ver MATERIAL E MÉTODOS GERAL). Obtive as distâncias entre cada unidade amostral processando as coordenadas com o programa *Arc Map 10*. Feito estas etapas, conduzi o Teste de Mantel no programa *Bioestat5.0*.

Para avaliar o efeito das variáveis ambientais mensuradas na ordenação das UA's, efetuei uma Análise de Componentes Principais (PCA). Como possuía três intervalos de profundidade de solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm), efetuei primeiramente a PCA para cada uma das profundidades separadamente no programa *PAST*. Com o resultado de cada respectiva PCA em mãos, selecionei o eixo responsável por explicar a maior porção da variância para cada profundidade e efetuei uma análise de variância entre os eixos das três profundidades no programa *Systat 11*. Desse modo verifiquei se havia diferença entre os teores dos elementos amostrados entre as profundidades do solo. Como não fora constatado diferença entre os teores das profundidades pela análise de variância ($F= 0,00$; $p= 1$; $gl= 2$), a partir dos dados brutos calculei a média aritmética de cada elemento entre as profundidades de solo em cada unidade amostral. A estes novos valores de elementos do solo, submeti também a todo o processo detalhado no tópico 13.5 “tratamento dos dados” (Tabela 8). Em seguida, efetuei mais uma PCA, incluindo também os dados já “tratados” de declividade e abertura do dossel (Tabela 9). Para essa PCA, gerei um gráfico de ordenação bidimensional onde as UA's foram organizadas segundo a afinidade com as variáveis ambientais. Além disso, obtive o conjunto de variáveis que explicaria em maior proporção a ordenação das UA's no primeiro eixo através dos autovalores (valor percentual que indica quanto da porção da variância é explicada pela variável ou conjunto de variáveis).

Somente depois de obter o NMDS das árvores, o NMDS das lianas e PCA das variáveis ambientais é que pude efetuar o teste de hipótese de que fatores ambientais são mais relevantes para estruturação das comunidades do que fatores espaciais em uma escala espacial reduzida. Realizei o teste da seguinte maneira: selecionei o eixo 1 do NMDS da comunidade

de árvores (doravante chamado NMDS-1arv), que explica a maior parte da ordenação da comunidade arbórea nas UA's e efetuei uma regressão linear simples como o eixo 1 da PCA, que explica a maior parte da variância das variáveis ambientais. Do mesmo modo fiz uma regressão entre o eixo 1 do NMDS da comunidade de lianas (doravante chamado NMDS-liana) como o eixo 1 da PCA (PCA-1). Ambas as regressões tiveram como variável preditora o eixo "PCA-1" e variáveis resposta os eixos "NMDS-arv" e "NMDS-liana".

Tabela 8: Resultado dos testes de normalidade multivariada (teste *Energy*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió.

Variável	Valor de E (estatística <i>Energy</i>)	p (999 simulações)
Solo + abertura dossel + declividade	1,495	0,009

Tabela 9: Resultado dos testes de normalidade univariada (teste de *Shapiro-Wilk*) das variáveis ambientais coletadas no Parque Natural Municipal do Curió. Em negrito encontram-se os valores cuja normalidade fora constatada.

Variáveis	Valor de W (estatística <i>Shapiro-Wilk</i>)	p
pH	0,793	<0,001
C.Org.	0,986	0,951
Ca	0,789	<0,001
Mg	0,952	0,192
Al	0,900	0,008
H	0,960	0,309
P	0,905	0,011
Na	0,792	<0,001
K	0,955	0,228
Argila	0,972	0,595
Areia	0,970	0,540
Silte	0,963	0,375
Declividade	0,950	0,174
Abertura Dossel	0,957	0,252

17 RESULTADOS

17.1 Atributos químicos e físicos do solo, luz e declividade

Os dados indicaram que camadas mais profundas tendem a apresentar menores valores de pH e de todos os atributos químicos do solo, com exceção do alumínio que apresentou um aumento nos teores em função do aumento da profundidade (Tabela 10). No entanto, como já apresentado não houve diferença significativa entre nenhum dos parâmetros químicos entre as três camadas de solo analisadas. Em relação à granulometria, a fração areia foi a que apresentou uma maior redução dos valores, especialmente da profundidade 0-5 cm para 5-10 cm (de 43 para 36 %). Em contrapartida a fração argila apresentou um acréscimo gradativo de seus teores em função do aumento da profundidade do solo (respectivamente 26, 30 e 32%) (Tabela 10). Os valores de abertura do dossel variaram entre 5,14 e 11,7%, com média de 7,95% \pm 1,31%. Já os valores de declividade variaram entre 13,1 e 97,5%, com média de 61,6% \pm 17,3%.

Tabela 10: Valores médios de pH e teores dos elementos químicos encontrados nos solos das unidades amostrais alocadas no Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi – RJ. Os valores médios seguem acompanhados dos seus respectivos desvios padrões e foram aqui separados de acordo com as profundidades do solo.

Profundidade	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
Elementos	Média \pm Desvio Padrão (cmol _c . dm ⁻³)*		
pH (em água)	4,89 \pm 0,56	4,66 \pm 0,52	4,62 \pm 0,46
C.Org. (g kg ⁻¹)	15,40 \pm 6,56	11,97 \pm 3,65	9,27 \pm 3,09
Ca	2,15 \pm 2,22	1,16 \pm 1,34	0,78 \pm 0,99
Mg	2,36 \pm 1,18	2,29 \pm 1,29	2,07 \pm 1,13
Al	1,16 \pm 0,82	1,60 \pm 0,82	1,79 \pm 0,82
H	5,22 \pm 1,41	5,04 \pm 1,28	4,47 \pm 1,24
P	6,37 \pm 1,59	5,23 \pm 1,19	4,24 \pm 1,45
Na	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01	0,01 \pm 0,01
K	0,23 \pm 0,09	0,17 \pm 0,08	0,14 \pm 0,07
Argila total (%)	26 \pm 6	30 \pm 7	32 \pm 7
Areia total (%)	59 \pm 6	52 \pm 6	52 \pm 6
Silte (%)	15 \pm 4	17 \pm 3	16 \pm 4

* exceto para pH e C.

17.2 Ordenação das UA's segundo a estrutura da comunidade.

A comunidade arbórea do Parque do Curió apresentou um padrão em sua composição ao longo de suas unidades amostrais (Figura 23). O resultado do NMDS indicou que as UA's apresentam um padrão de ordenação segundo as abundâncias das espécies (R^2 não-métrico = 0,767). Ao realizar o teste de Mantel para verificar a existência de auto-correlação espacial entre as UA's pude detectar que a proximidade geográfica entre as UA's possui baixíssima correlação com padrão de composição da comunidade arbórea ($r=-0,003$; $p<0,0001$; 10000 simulações). A comunidade de lianas do Parque do Curió também apresentou um padrão de

ordenação em função das abundâncias das espécies encontradas através do NMDS (R^2 não-métrico = 0,880) (Figura 24). Em relação ao teste de Mantel indicou que a ordenação das abundâncias das UA's é pouco explicado pela proximidade física das unidades amostrais ($r = -0,035$; $p < 0,0001$; 10000 simulações).

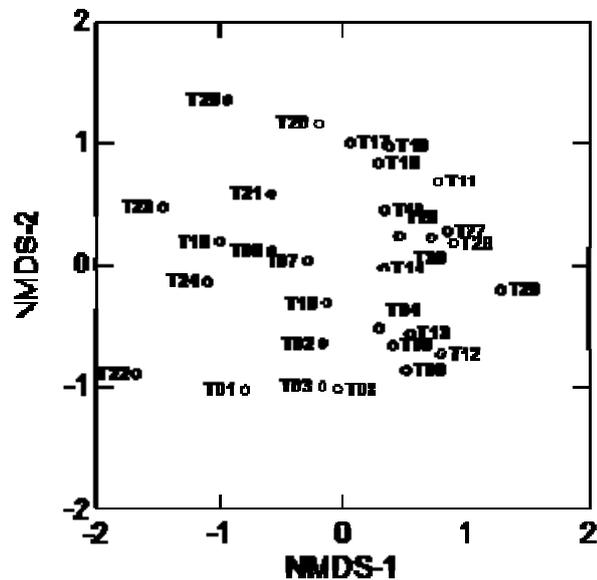


Figura 23: Ordenação das unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal do Curió em função composição florística da comunidade arbórea. Os círculos brancos representam as unidades amostrais com seus respectivos rótulos.

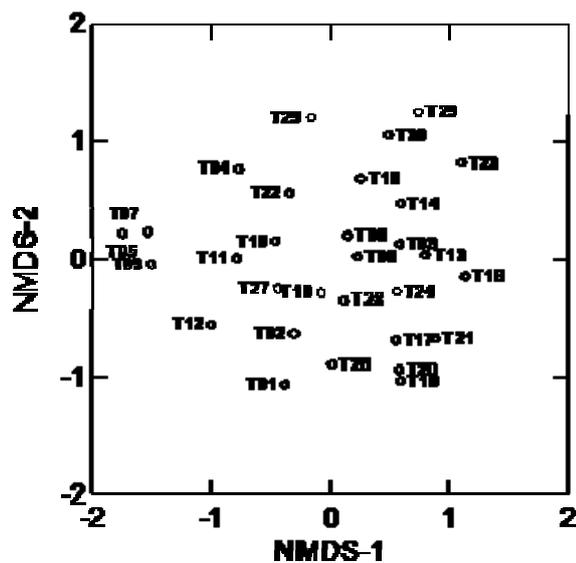


Figura 24: Ordenação das unidades amostrais instaladas no Parque Natural Municipal do Curió em função composição florística da comunidade de lianas. Os círculos brancos representam as unidades amostrais com seus respectivos rótulos.

17.3 Análise de Componentes Principais (PCA)

Para a PCA dos atributos de solo (obtido pela média de cada elemento entre as profundidades amostradas), declividade e abertura do dossel obtive um valor de 36,77% da variância explicada pelo eixo 1 (PCA-1). As variáveis que alcançaram maior contribuição para explicar a variância nas unidades amostrais foram respectivamente: pH (15,89%), Mg (14,62%), Ca (14,30%), Al (13,90%) e H (12,12%). As demais variáveis contribuíram de maneira conjunta com aproximadamente 29,2% na explicação da variância entre as UA's. O PCA ordena as UA's em nove grupos que apresentam semelhança nas variáveis ambientais (Figura 25; Tabela11).

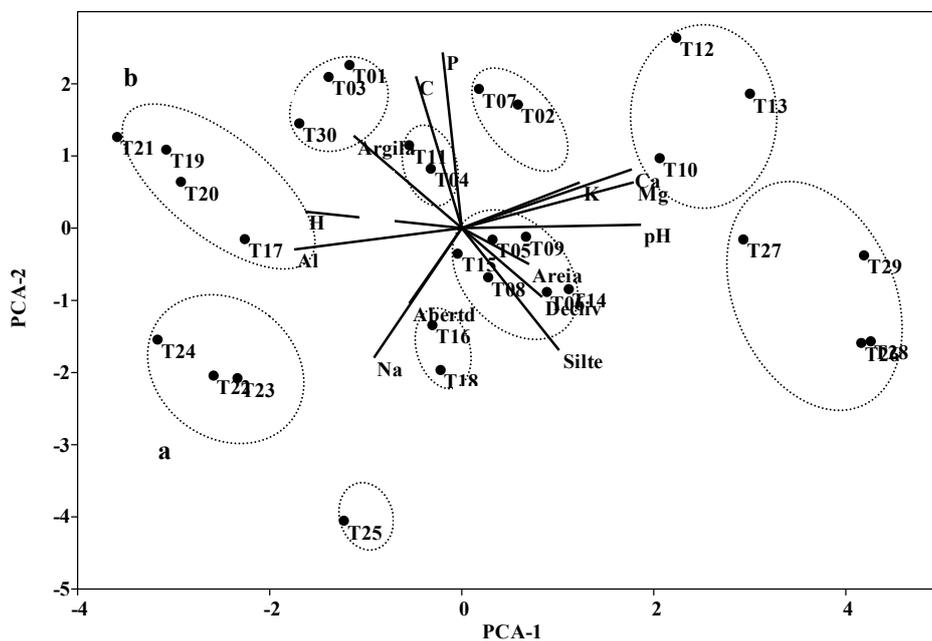


Figura 25: Ordenação obtida por meio de Análise de Componentes Principais (PCA) nas Unidades amostrais do Parque Natural Municipal do Curió. As unidades amostrais (pontos negros) estão ordenadas de acordo a afinidade com determinadas variáveis ambientais. As variáveis ambientais estão expressas pelos vetores que partem do meio do gráfico. Os grupos de afinidade correspondem às elipses pontilhadas. Cada unidade amostral, variável ambiental e grupo de afinidade vêm indicados pelo seu respectivo rótulo. Legenda: Abertd = Abertura do Dossel; Decliv = Declividade.

Tabela 11: Grupos de afinidade das unidades amostrais por variáveis no Parque Natural Municipal do Curió.

Nome do grupo	Unidades amostrais	Variáveis ambientais
a	T22,T23,T24	Al, Na
b	T17,T19,T20,T21	Al, H
c	T01,T03,T30	Argila, C.Org.
d	T11,T14	Argila, C.Org., P
e	T02, T07	P
f	T10, T12, T13	pH, Ca, Mg, K
g	T26,T27,T28,T29	pH
h	T5,T6,T8,T9	Areia, Declividade, Silte
i	T16, T18	Abertura Dossel e Na
j	T25	----

17.4 Regressões PCA X NMDS

Houve relação significativa entre os valores do PCA-1 e NMDS-arv ($F = 19,557$; $p < 0,001$; $R^2 = 0,411$; $gl = 28$), indicando que a estrutura da comunidade arbórea é determinada pelas variáveis ambientais (Figura 26). Já a regressão simples entre o eixo PCA-1 e NMDS-liana não apresentou uma relação significativa ($F = 1,322$; $p = 0,260$; $R^2 = 0,045$; $gl = 28$) (Figura 27), indicando que as variáveis ambientais não explicam a estrutura da comunidade de lianas.

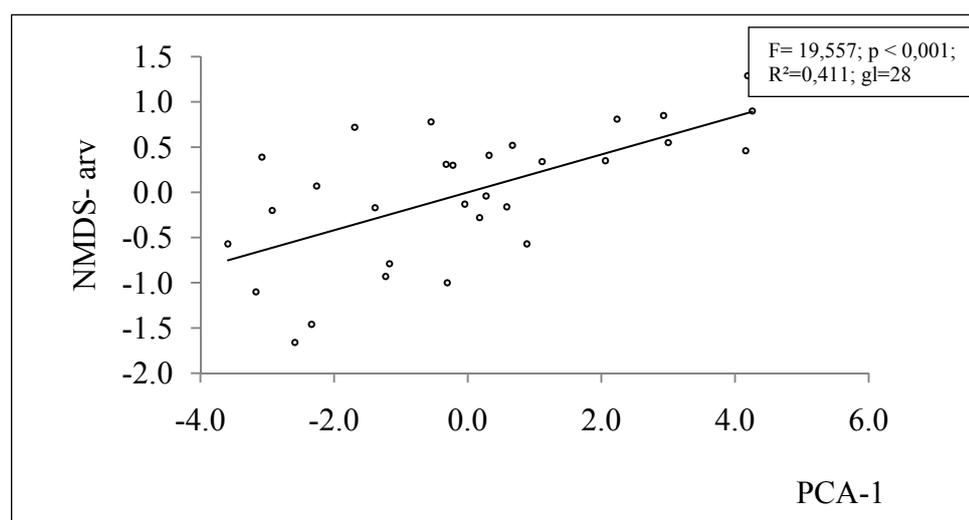


Figura 26: Gráfico de dispersão representando a relação entre os fatores ambientais (variável preditora PCA-1) e a composição florística arbórea das unidades amostrais, variável resposta (NMDS-arv) no Parque Natural Municipal do Curió. A caixa a direita do gráfico indica os valores da regressão.

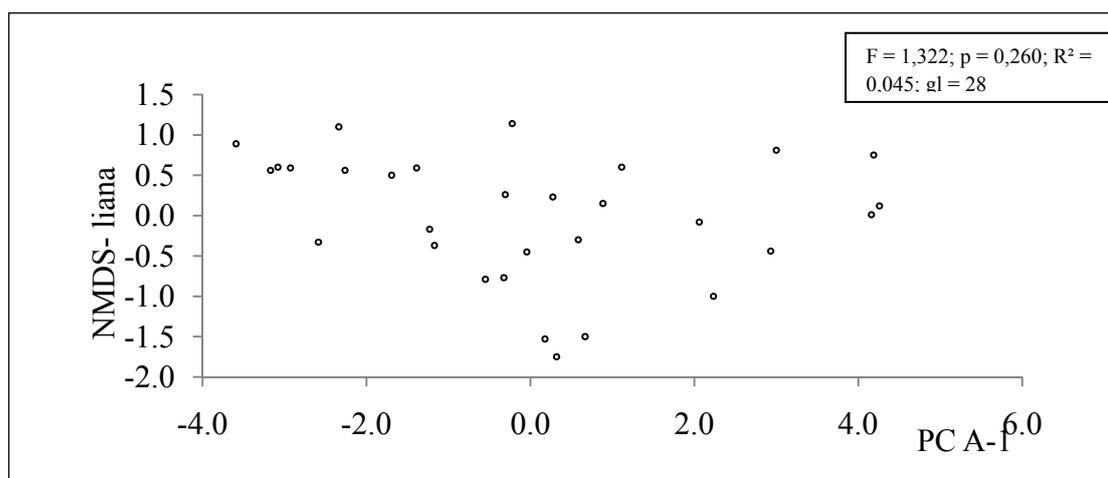


Figura 27: Gráfico de dispersão representando a ausência relação entre os fatores ambientais (variável preditora PCA-1) e a composição florística da comunidade de lianas nas unidades amostrais (variável resposta NMDS-liana) no Parque Natural Municipal do Curió. A caixa a direita do gráfico indica os valores da regressão.

18 DISCUSSÃO

As comunidades lenhosas analisadas neste estudo apresentaram padrões de estruturação distintos no PNMC. A comunidade arbórea respondeu significativamente aos fatores ambientais estudados, em especial à composição química do solo. No caso das árvores, a previsão de que os fatores ambientais seriam mais relevantes na estrutura da comunidade foram confirmados. Além disso, a influência da proximidade espacial entre as unidades amostrais na estruturação da comunidade pode ser considerada desprezível (0,37%) em relação à contribuição do solo obteve para essa comunidade, reforçando a influencia dos fatores ambientais. Já a comunidade de lianas não respondeu aos fatores ambientais, mas apresentou uma correlação espacial entre as unidades marginalmente (3,58%) maior do que a observada para a comunidade arbórea.

MÁCIA *et al.* (2007), executando um trabalho similar na Amazônia boliviana, detectaram que a comunidade de árvores e lianas foram semelhantemente influenciados pelos fatores ambientais, sendo as árvores mais sensíveis as variáveis do solo. De fato, estudos em diferentes ecossistemas vem apresentando a influência do solo sobre a comunidade arbórea (TUOMISTO *et al.*, 1995, 2003; REJANE *et al.*, 2002; LOURES *et al.*, 2007; MACHADO *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2009; LAURANCE *et al.*, 2010; MACHADO & OLIVEIRA-FILHO, 2010). Os resultados encontrados neste trabalho só vêm reforçar uma tendência já detectada da comunidade arbórea com o solo em mais um trecho de Floresta Atlântica.

Quando avaliado os estudos com comunidade de lianas a relação como o solo parece não ser tão estreita quanto o observado entre as árvores, ou até mesmo ausente de relação conforme encontrei no PNMC. SCHINTZER (2005) discorrendo sobre relação lianas-solo indica que essa relação deve ser imprevisível. LERTPANICH & BROCKELMAN (2003) destacaram a ausência de relação das lianas com o solo em uma floresta tropical na Tailândia. No trabalho de MÁCIA *et al.* (2007), os autores afirmaram que apesar da congruência de relação com o solo observado para as comunidades de árvores e lianas, as lianas foram consideradas, com maior amplitude ecológica. Já MALIZIA *et al.* (2010) identificou uma prevalência dos fatores ambientais (teor de fósforo e presença de clareiras) como tendo maior

contribuição na estruturação da comunidade de lianas em uma floresta subtropical. Esses dados parecem indicar uma ausência de consenso quanto ao papel do solo sobre a comunidade de lianas. Contudo, em uma recente revisão de HEIJDEN & PHILLIPS (2009), reunindo dados de 57 áreas nos Neotrópicos evidenciaram que as lianas estiveram fracamente relacionadas às propriedades do solo. Os diferentes padrões de estruturação da comunidade de arbóreas e de lianas obtidos neste estudo e observados em literatura podem ser explicados pela forma como estes dois grupos de plantas lenhosas utilizam o ambiente.

As árvores germinam e mantém, via de regra, fixadas a uma área durante todo seu ciclo de vida. Os tecidos responsáveis pela sustentação das árvores são o esclerênquima e o xilema. Eles conferem rigidez ao corpo das árvores. Além disso, são formados por células mortas (APPEZZATO-DA-GLÓRIA & CARMELLO-GUERREIRO, 2003), o que reduz a possibilidade de haver regeneração de um ramo que se desprende de uma árvore. Para que ocorra propagação vegetativa é necessário que haja tecidos com potencial de desdiferenciação (que obrigatoriamente são vivos) e tecido de reserva como fonte de nutrientes que possibilite a manutenção do fragmento vegetal até o enraizamento e produção de folhas. Assim, no caso das árvores, haveria um *trade-off* entre produção de tecidos de sustentação e produção de tecidos que possibilitem a regeneração de um ramo desprendido. Esse *trade-off* reduziria a chance de propagação vegetativa das árvores em termos gerais. De fato a propagação vegetativa por meio de fragmentos que se desprendem e que se regeneram são mais comumente encontradas entre as espécies de arbustos e nas arbóreas de menor porte (TURNER, 2004). Isso talvez seja um indício dessa maior proporção de tecidos vivos dado que um maior tamanho deve implicar em maior investimento em tecidos para sustentação (normalmente mortos). No caso da possibilidade de propagação vegetativa por meio de órgãos como de raízes não é algo comumente relatado nas árvores. A utilização de raízes como meio de propagação normalmente ocorre nas espécies do gênero *Ficus* e é mais comum naquelas espécies de hábito hemiepifítico (TURNER, 2004).

De maneira distinta as das árvores, após a germinação e crescimento, as lianas podem ascender ao dossel através de um forófito, descer e de novo entrar em contato com o solo, podendo enraizar novamente (SCHNITZER *et al.*, 2008). Essa flexibilidade das lianas deve-se a maior proporção de tecidos como o colênquima e parênquima que conferem maleabilidade ao corpo das lianas. (CARLQUIST, 1985; PUTZ, 1991). Nesse processo de subida ao dossel, descida ao solo e novo enraizamento, as lianas podem percorrer distâncias de centenas de metros sobre as copas das árvores (PUTZ, 1984b). Com isso uma mesma liana pode estar interconectada a diferentes tipos de solo em uma área, o que pode diluir o efeito da influência do solo sobre a estruturação de suas comunidades. Algo semelhante a esse processo descrito pode ocorrer também quando um caule de uma liana estiver prostrado ao solo, podendo vir também a enraizar em outros locais da floresta. Por essas razões PUTZ (1984b) ressalta que as lianas podem crescer tanto vertical quanto horizontalmente nas florestas. Outra possibilidade também se dá ao fato das lianas poderem emitir estolões subsuperficialmente ao solo, permitindo também a uma mesma liana se disperse por diferentes pontos de uma paisagem (BRAGA, *comunicação pessoal*).

Em relação à propagação vegetativa por meio de fragmentos de ramos ou caules, é possível que as lianas não experimentem o mesmo *trade-off* que plantas arbóreas, já que não necessitam de um grande investimento em tecidos de sustentação que conferem rigidez. Sendo assim, as lianas tendem a formar lenho com maior quantidade de parênquima conferindo mais flexibilidade aos ramos, facilitando a escalada do forófito e na recuperação de injúrias (CARLQUIST, 1985; BAMBER & TER-WELLE, 1994). Essa maior quantidade de parênquima, associada ao lenho das lianas, pode servir também para outras funções relacionadas como propagação vegetativa, pois essa maior proporção de parênquima poderá funcionar também como tecido de reserva e fornecimento de células que potencialmente

podem se desdiferenciar, formando outros órgãos e tecidos. Em algumas espécies de lianas já foi observado o acúmulo de amido no parênquima do lenho (CARLQUIST, 1991). Assim, quando um fragmento de uma liana se desprende, ele poderá formar um novo. Quanto a propagação vegetativa das lianas, PUTZ (1984b) admite que este modo de reprodução pode ser muito comum entre as lianas sustentando esta possibilidade pelo fato de haver observado esse modo de propagação como regra em 175 espécies de lianas na Ilha de Barro do Colorado, no Panamá.

De uma maneira distinta das árvores as lianas combinam a propagação vegetativa e a possibilidade de uma mesma liana estar contata com o solo de diferentes locais da floresta figuram como estratégias dispersiva e exploração do ambiente bem factível (YONG *et al.*, 2012). Esses fatores combinados podem fazer com que as lianas sejam mais generalistas quanto ao ambiente (em especial o solo) do que as árvores de modo que suas relações de influência liana-solo sejam ausentes ou normalmente mais fracas do que detectadas na relação árvore-solo (GENTRY, 1982; TUOMISTO *et al.*, 1995, 2003; MÁCIA *et al.*, 2007; HEIJDEN & PHILLIPS, 2009; LAURANCE *et al.*, 2010). Uma maneira curiosa em que lianas (ou fragmentos delas) poderiam ser dispersas de um ponto a outro da floresta é quando uma árvore hospedeira cai, formando uma clareira. O evento da queda pode permitir que uma liana seja levada a outro ponto da floresta, a semelhança de uma catapulta (*observação pessoal*).

A maior plasticidade das lianas em relação às árvores quanto ao uso do ambiente pode também estar relacionada a possibilidade de apresentarem raízes mais profundas do que as árvores (SCHNITZER, 2005). Essa condição vem sendo apontada nas lianas devido ao fato de não precisarem investir parte do seu desenvolvimento em crescimento diamétrico para sustentação de seu corpo. Assim existe a possibilidade em alongar e aprofundar mais seu sistema radicular no solo, podendo absorver nutrientes e água de camadas mais profundas. Com isso, é possível que o efeito da influência do solo seja diluído pelo fato da absorção de nutrientes poder ser feita em diversas camadas de profundidade por uma mesma liana. Normalmente os trabalhos que vem avaliando a influencia do solo coletam as amostras de solo em até 20 cm de profundidade, como é o caso do PNMC (LERTPANICH & BROCKELMAN, 2003; MÁCIA *et al.*, 2007; MALIZIA *et al.*, 2010). Talvez essa ausência de padrão mais marcante na relação liana-solo pode ser fruto desse mecanismo de exploração “multicamada” dos solos.

Os mecanismos distintos entre árvores e lianas parecem oferecer uma maneira plausível de explicar a diferença das comunidades em face às condições ambientais. Contudo, ressalto que para a confirmação deste padrão são necessários mais estudos comparativos entre as duas comunidades como maneira de lançar mais luz sobre este tema. Uma maneira que também auxiliaria a verificar as distinções entre árvores e lianas seria de testar a diferença entre a propagação vegetativa de grupos filogeneticamente relacionados de árvores e lianas, inferido se as lianas possuem maior taxa de regeneração do que árvores.

As árvores parecem ser mais influenciadas pelos fatores ambientais denotando a importância de processos pertinentes à teoria do nicho como mais relevantes à estrutura da comunidade. Já comunidade de lianas por não ter apresentado relações com as variáveis ambientais utilizadas e uma maior (porém ainda pequena) parte da composição explicada pela proximidade geográfica entre as unidades amostrais do que as árvores parecem denotar a presença de processos neutros como mais para organizar a estrutura de comunidade. As razões para estas diferenças nos processos que modelam estas comunidades no PNMC podem estar relacionados diferenças anatômicas das formas devida, que permitem estratégias distintas de dispersão, ocupação e uso do ambiente. A constatação das diferenças anatômicas como predominantes nesses processos, contudo carece de investigação. A diferença na resposta desses dois importantes componentes lenhosos nas florestas tropicais deve ser levada em consideração no momento de implantar e promover ferramentas de conservação e manejo

de fragmentos florestais, pois, qualquer tipo de intervenção pode corresponder a respostas diferentes entre as comunidades.

19 CONCLUSÕES GERAIS

O Parque Natural Municipal do Curió apresentou considerável riqueza florística tanto para as árvores quanto para as lianas, perfazendo um total de 239 espécies. Seus valores de riqueza florística são comparáveis a outros trechos de Floresta Atlântica no estado do Rio de Janeiro e na Região Sudeste. Nesse montante foram detectadas algumas espécies ameaçadas de extinção e ditas endêmicas do Rio de Janeiro, ou presentes em pelo menos mais um estado da Região Sudeste, ressaltando a importância do PNMC para conservação de espécies da Floresta Atlântica. No caso da comunidade de lianas duas espécies (*Senegalia mikanii* e *Senegalia pedicellata*) consideradas endêmicas do Rio de Janeiro figuraram entre aquelas como o maior índice de valor de importância para a comunidade. Mesmo diante de uma riqueza considerável de espécies existe uma expectativa de ainda haja uma quantidade de quase o dobro de espécies para ambas as comunidades, segundo os resultados obtidos pelos estimadores de diversidade.

Os padrões de riqueza de lianas obtidos para o PNMC quando comparados com outros trabalhos feitos em Florestas Ombrófilas Densas e Florestas Estacionais Semidecíduais parecem indicar um padrão de maior riqueza florística de lianas em Florestas Ombrófilas Densas. Contudo mais investigações entre estes dois tipos florestais precisam ser efetuadas a fim de confirmar este padrão. Quanto as famílias botânicas predominantes entre as comunidades, os padrões encontrados no Parque do Curió são similares aqueles já destacados em literatura para Floresta Atlântica, merecendo destaque entre a comunidade arbórea a família Sapindaceae, com o maior número de espécies (8) encontradas no PNMC quando com outros estudos para o Rio de Janeiro.

A composição diamétrica das árvores e lianas revelou uma predominância de indivíduos entre as menores classes de diâmetro. Ao observar a abundância relativa dos indivíduos de ambas as comunidades constatei a presença de poucas espécies abundantes e muitas espécies raras indicando uma baixa equabilidade. Esses padrões similares para as duas comunidades podem indicar que o PNMC ainda vem se recuperando de duas grandes intervenções históricas (construção de dutos e plantio de eucalipto) que ocorreram no Parque. Estas intervenções podem ser a possível explicação para a não observação de uma maior proporção de lianas e árvores de grande porte.

Em respeito às relações biométricas entre árvores e lianas, não foi possível prever a frequência de infestação por lianas de acordo com o tamanho do forófito. Esperava-se que pelo predomínio de árvores de pequeno porte no PNMC, as lianas estivessem predominantemente sobre elas. Desta forma supõe-se que o processo que leve as lianas a ascender por um forófito seja não determinístico. Em contrapartida, quando comparadas o tamanho dos forófitos com o tamanho das lianas, pude observar uma relação positiva, indicando que árvores grandes tendem a ser um melhor substrato ao desenvolvimento das lianas, de modo que as lianas crescer mais. Contudo a relação foi considerada fraca. Quando comparei esse resultado com outros trabalhos detectei que esta relação pode ser maior em florestas maduras, onde a uma maior proporção de árvores de grande porte.

Ao verificar se os fatores relacionados a Teoria de Nicho foram mais predominantes na composição florística das comunidades vegetais do PNMC, detectei respostas distintas entre as duas comunidades. A comunidade arbórea respondeu aos fatores ambientais avaliados (com destaque aos atributos químicos do solo) enquanto a comunidade de lianas não mostrou relação alguma. Esses resultados sugerem que em uma mesma área processos de

nicho e processos neutros podem atuar de maneira distinta sobre as comunidades vegetais. A razão dessas distinções atribui às características anatômicas peculiares a essas formas de vida que conferem estratégias diferenciadas de utilização do ambiente.

O PNMC reúne características interessantes, combinando estrutura de comunidade lenhosa com sinais de influência de alterações paisagem em momentos pretéritos com uma rica flora lenhosa. As relações de tamanho entre a as árvores e lianas não são tão preponderantes para a estrutura de ambas as comunidades e distintos processos são observados como mais relevantes para as árvores (nicho) e para as lianas (neuro). Os resultados encontrados aqui reforçam a valor de fragmentos de tamanho mediano como importantes testemunhos da flora da Floresta Atlântica e como campo experimental para elucidar padrões e processos ecológicos. São importantes também para preencher a lacuna de informação pertinente aos fragmentos florestais no corredor Tinguá-Bocaina. As informações destacadas por este trabalho podem servir de ferramentas para implementação medidas que visem à conservação de fragmentos florestais inseridos no referido corredor ecológico pois serviram para identificar o status das comunidades de árvores e lianas e suas respostas as variáveis ambientais. Por fim, esse conjunto de informações geradas pode contribuir para facilitar a tomada de decisão e ainda na construção de novas medidas de manejo por parte dos gestores do Parque Natural Municipal do Curió.

20 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADDO-FORDJOUR, P.; ANNING, A. K.; LARBI, J. A. & AKYEAMPONG, S. Liana species richness, abundance and relationship with trees in the Bobiri forest reserve, Ghana: Impact of management systems. **Forest Ecology and Management** 257: 1822–1828, 2009.
- ADLER, G. H. Impacts of resource abundance on populations of a tropical forest rodent. **Ecology** 79 (1): 242-254, 1998.
- AIDE, T. M. & ZIMMERMAN, J. K. Patterns of Insect Herbivory, Growth, and Survivorship in Juveniles of a Neotropical Liana. **Ecology** 71(4):1412-1421, 1990.
- ALVES, L. F.; ASSIS, M. A.; MELIS, J.; BARROS, A. L. S.; VIEIRA, S. A.; MARTINS, F. R. MARTINELLI, L. A. JOLY, C. A. Variation in liana abundance and biomass along an elevational gradient in the tropical Atlantic Forest (Brazil). *Ecological Research*(doi:10.1007/s11284-011-0902-8), 2011.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Journal of the Linnean Society* 161(2): 105-121, 2009.
- APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. & CARMELLO-GUERREIRO, S. M. Anatomia vegetal. 1ª ed. Editora UFV, Viçosa. 438 p., 2003.
- ARAÚJO, D. & ALVES, M. Climbing plants of a fragmented area of lowland Atlantic Forest, Igarassu, Pernambuco (northeastern Brazil). **Phytotaxa** 8: 1–24, 2010.
- ASENSIO, N.; CRISTOBAL-AZKARATE, J.; DIAS, P. A. D.; VEA, J. J. & RODRÍGUEZ-LUNA, E. Foraging Habits of *Alouatta palliata mexicana* in Three Forest Fragments. **Folia Primatologica** 78(3):141-153, 2007.
- AVALOS, G. & MULKEY, S. S. Photosynthetic acclimation of the liana *Stigmaphyllon lindenianum* to light changes in a tropical dry forest canopy. **Oecologia** 120:475-484, 1999.
- BALEMI, A., CHANDRA, D.; CURRAN, J.; DEPPA, B.; FORSTER, M.; MAIA, C.; MCARDLE, B. & WILD, C. **Stats 20x**. <<http://cran.r-project.org/web/packages/s20x/s20x.pdf>>. 2011. Acesso em: dezembro de 2011.
- BAMBER, R. K. & TER-WELLE, B. J. H. Adaptive trends in the wood anatomy of lianas. In Iqbal, M. (ed.). **Growth Patterns in Vascular Plants**. Portland, Oregon, Dioscorides Press. 1994.
- BARKER, M. G. & PÉREZ-SALICRUP, D. Comparative water relations of mature mahogany (*Swietenia macrophylla*) trees with and without lianas in a subhumid, seasonally dry forest in Bolivia. **Tree Physiology** 20: 1167–1174, 2000.
- BARROS, A. A. M.; RIBAS, L. A. & ARAUJO, D. S. D. Trepadeiras do Parque Estadual da Serra da Tiririca, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 60 (3): 681-694, 2009.
- BARROSO, F. G. **Ocorrência, distribuição e influência de plantas exóticas sobre a comunidade vegetal nativa do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ**. 2009. 87f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

- BAWA, K. S. Plant-Pollinator Interactions in Tropical Rain Forests **Annual Review of Ecology and Systematics** 21: 399-422 , 1990.
- BOOM, B. M. & MORI, S. A. Falsification of two hypotheses on liana exclusion from tropical trees possessing buttresses and smooth. **Bulletin of The Torrey Botanical Club** 109 (4): 447-450, 1983.
- BORÉM, R. A. T. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no Município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Árvore** 26 (6): 727-742, 2002.
- CAI, Z. Q.; POORTER, L.; HAN, Q. & BONGERS, F. Effects of light and nutrients on seedlings of tropical *Bauhinia* lianas and trees. **Tree Physiology** 28: 1277–1285, 2008.
- CÂMARA, I.G. Breve história da conservação da Mata Atlântica. In: GALINDO-LEAL C., CÂMARA I.G. (eds.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, São Paulo/Belo Horizonte. 2005.
- CARLQUIST, S. Anatomy of vine and liana stems: a review and synthesis. In: PUTZ, F. E. & MOONEY, H. A., (eds.). **The biology of vines**. New York, Cambridge University Press. 1991, p. 54-72,
- CARLQUIST, S. Observations on functional wood histology of vines and lianas: vessel dimorphism, tracheids, vasicentric tracheids, narrow vessels, and parenchyma. **Aliso** 11 (2): 139-157, 1985.
- CARRASCO-URRA, F. & GIANOLI, E. Abundance of climbing plants in a southern temperate rain forest: host tree characteristics or light availability? **Journal of Vegetation Science** 20: 1155–1162, 2009.
- CARSE, L. E.; FREDERICKSEN, T. S. & LICONA, J.C. Liana -Tree species associations in a Bolivian dry forest. **Tropical Ecology** 41(1): 1-10, 2000.
- CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; GOMES, J. M. L.; SOUZA, J. S. & NASCIMENTO, M. T. Comunidade Arbórea de uma Floresta de Baixada Aluvial no Município de Campos dos Goytacazes, RJ. **Cerne** 12 (2): 157-166, 2006.
- _____; BRAGA, J. M. A.; RODRIGUES, P. P. & NASCIMENTO, M. T. Distribuição e densidade de lianas em áreas de borda e interior em dois fragmentos de mata atlântica de baixada periodicamente alagada na REBIO Poço das Antas, RJ. **Anais do Sexto Congresso e Exposição Internacional sobre Florestas, FOREST 2000, Porto Seguro, BA**. Instituto Ambiental Biosfera –UFV, 2000. p.101-103.
- _____; NASCIMENTO, M. T. & BRAGA, J. M. A. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica Submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). **Árvore** 31 (4): 717-730, 2007.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. V.1, Colombo, EMBRAPA Florestas. 2003, 1039p.

CHAO, A. Species estimation and applications. In: Balakrishnan, N. C.; Read, B. & Vidakovic, B. (eds.). **Encyclopedia of Statistical Sciences**. V. 12, Wiley-Interscience 2nd ed., New York. 2005, p. 7907-7916.

CHAZDON, R. L. & The Earl of Cranbrook. Tropical Naturalists of the Sixteenth through Nineteenth Centuries. Part One. In: CHAZDON, R. L. & WHITMORE, T. C. (eds.). **Foundations of Tropical Forest Biology: classic papers with commentaries**. Chicago, The University of Chicago Press. 2002, p.1-68.

CHU, C. J.; WANG, Y. S.; DU, G. Z., MAESTRE, F. T.; LUO, Y. J. & WANG, G. On the Balance between Niche and Neutral Processes as Drivers of Community Structure along a Successional Gradient: Insights from Alpine and Sub-alpine Meadow Communities. **Annals of Botany** 100: 807–812, 2007.

CITADINI-ZANETTE, V., SOARES, J. J. & MARTINELLO, C. M. Lianas de um remanescente florestal da microbacia do Rio Novo, Orleans, Santa Catarina, Brasil. **Insula** 26:45-63, 1997.

CLARK, D. B. Abolishing Virginity. **Journal of Tropical Ecology** 12 (5): 735-739, 1996.

COLWELL, R. K. 2011. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.2. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>> Acesso em: dezembro 2011.

COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London** 345: 101 -118, 1994.

COMPANHIA BRASIL INDUSTRIAL. Quadragésimo oitavo relatório: 8 de setembro de 1921. Rio de Janeiro. 55p, 1921

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters** 8:1175–1182, 2005.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Companhia das Letras. 1996, 484 p.

DILLENBURG, L. R.; TERAMURA, A. H.; FORSETH, I. N. & WHIGHAM, D. F. Photosynthetic and biomass allocation responses of *Liquidambar styraciflua* (Hamamelidaceae) to vine competition. **American Journal of Botany** 82:454–461, 1995.

_____ ; TERAMURA, A. H.; FORSETH, I. N. & WHIGHAM, D. F. Effects of vine competition on the availability of light, water, and nitrogen to a tree host (*Liquidambar styraciflua*). **American Journal of Botany** 80:244–252, 1993.

DURIGON, J.; CANTO-DOROW, T. S. & EISINGER, S. M. Composição florística de trepadeiras ocorrentes em bordas de fragmentos de Floresta Estacional, Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rodriguésia** 60 (2): 415-422. 2009.

EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; IVANAUSKAS, N. M.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R.; DUARTE, A. R.; BREIER, T. B. & UDULUSTCH, R. G. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A. & MEIRA-NETO, J. A.

A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. V.1. Editora UFV, MG. 2011, p. 372-387.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª. ed. Brasília, Embrapa Solos/Embrapa Informação Tecnológica. 629 p. 2009.

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Série Técnica** 12(32): 43-64, 1998.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. & MACHADO, E. L. M. Análise Multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A. & MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**.V.1. Editora UFV, MG. 2011, p. 122-155.

GALETTI, M. & ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology** 35:286-293, 1998.

GANDRA, M. F.; NUNES-FREITAS, A. F. & SCHÜTTE, M. S. Composição Florística do estrato arbóreo em um trecho de Floresta Atlântica na RPPN Porangaba, no município de Itaguaí, Rio de Janeiro. **Floresta e Ambiente** 18 (1): 87-97, 2011.

GARY D. PAOLI, G. D.; CURRAN, L. M. & ZAK, D. R. Soil nutrients and beta diversity in the Bornean Dipterocarpaceae: evidence for niche partitioning by tropical rain forest trees. **Journal of Ecology** 94: 157–170, 2006.

GASTON, K. J. & CHOWN, S. L. Neutrality and the niche. **Functional Ecology** 19:1-6, 2005.

GEHRINGA, C.; PARKB, S. & DENICHA, M. Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. **Forest Ecology and Management** 195: 69–83, 2004.

GENTRY, A. H. Patterns of Neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology** 15: 1-84, 1982

_____ The distribution e evolution of climbing plants. In: PUTZ, F. E. & MOONEY, H. A., (eds.). **The biology of vines**. New York, Cambridge University Press. 1991, p. 3-53.

GERWING, J. J. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology** 38: 1264–1276, 2001.

_____ & UHL, C. Pre-Logging Liana Cutting Reduces Liana Regeneration in Logging Gaps in the Eastern Brazilian Amazon. **Ecological Applications** 12 (6): 1642-1651, 2002.

_____ & FARIAS, D. L. 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, 2000.

_____. & VIDAL, E. Changes in liana abundance and species diversity eight years after liana cutting and logging in a eastern Amazonian forest. **Conservation Biology** 16(2):544-548, 2002.

_____; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S. J.; EWANGO, C. E. N.; FOSTER, R.; KENFACK, D.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; PARREN, M.; PARTHASARATHY, N.; PÉREZ-SALICRUP, D.; PUTZ, F. E. & THOMAS, D. W. A. standart protocol for liana censuses. **Biotropica** 38 (2):256-26, 2006.

GEWIN, V. Beyond Neutrality – Ecology Finds Its Niche. **PLOS Biology** 4 (8): 1106 – 1310, 2006.

GIANOLI, E.; SALDAÑA, A.; JIMENEZ-CASTILLO, M. & VALLADARES, F. Distribution and abundance of vines along the light gradient in a southern temperate rain forest. **Journal of Vegetation Science** 21: 66–73, 2010

GIEHL, E. L. H. & BUDKE, J. C. Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A. & MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**.V.1. Editora UFV, MG. 2011, p. 23-43.

GILBERT, B. & LECHOWICZ, M. J. Neutrality, niches, and dispersal in a temperate forest understory. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 101: 7651 -7656, 2004.

_____; WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C.; KITAJIMA, K. & HERNANDEZ, A. Life history trade-offs in tropical trees and lianas. **Ecology** 87 (5): 1281–1288, 2006.

GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. **Principios de Estatística em Ecologia**.Porto Alegre, Artmed. 525 p., 2011.

GRAUEL, W. T. & PUTZ, F. E. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. **Forest Ecology and Management** 190: 99–108, 2004.

GRIFFITHS, A. J. F.; MILLER, J. H.; SUZUKI, D. T.; LEWONTIN, R. C. & GELBART, W. M. **Introdução à Genética**. 7ª ed. Guanabara-Koogan. Rio de Janeiro. 2002, 794p.

GRINNELL, J. 1917. The niche-relationship of the California thrasher. *Auk* 34:427–433, 1917.

GROGAN, J. & LANDIS, R. M. Growth history and crown vine coverage are principal factors influencing growth and mortality rates of big-leaf mahogany *Swietenia macrophylla* in Brazil. **Journal of Applied Ecology** 46: 1283–1291, 2009.

GUEDES-BRUNI, R. R.; SILVA-NETO, S. J.; MORIM, M. P. & MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura de dossel em trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica sobre morrote mamelonar da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 57 (3): 429-442, 2006.

HAIR JR., J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. & BLACK; W. C. **Análise Multivariada de Dados**. Porto Alegre, Bookman. 5ª Edição. 593p., 2005.

HARRISON, S. & BRUNA, E. Habitat fragmentation and large scale conservation: what do we know for sure? **Ecography** 22: 225-232, 1999.

HEIJDEN, G. M. F. & PHILLIPS, O. L. Environmental effects on Neotropical liana species richness. **Journal of Biogeography** 36: 1561–1572, 2009.

HEIJDEN, G. M. F. & PHILLIPS, O. L. Liana infestation impacts tree growth in a lowland tropical moist Forest. **Biogeosciences** 6: 2217–2226, 2009.

HÉRAULT, B. Reconciling niche and neutrality through the Emergent Group approach. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 9:71-78, 2007.

HORA, R. C. & SOARES, J. J. 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, 2002.

HUBBELL, S. P. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. **Functional Ecology** 19:166–172, 2005.

_____. **The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography**. Princeton University Press. Princeton, 2001, 375p.

_____; FOSTER, R. B.; O'BRIEN, S. T.; HARMS, K. E.; CONDIT, R.; WESCHSLER, B.; WRIGHT, S. J. & LAO, S. L. Light-gap disturbances, recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. **Science** 283: 554-557, 1999.

HUSTON, M. Biological diversity: **The coexistence of species in changing landscapes**. Cambridge University Press, Cambridge, UK., 1994. 681p.

HUTCHINSON, M. F. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology** 22:415–427, 1957.

INDEX HERBARIORUM. Part I: The Herbaria of the World <<http://sweetgum.nybg.org/ih/>> Acesso em: julho 2011.

JIMÉNEZ-CASTILLO, M. & LUSK, C. H. Host infestation patterns of the massive liana *Hydrangea serratifolia* (Hydrangeaceae) in a Chilean temperate rain forest. **Austral Ecology** 34: 829–834, 2009.

_____; WISER, S. K. & LUSK, C. H. Elevational parallels of latitudinal variation in the proportion of lianas in woody florae. **Journal of Biogeography**. 34: 163–168, 2007.

JORDÃO, S. M. S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerrado, Santa Rita do Passa Quatro, SP**. 2009, 248f. (Doutorado em Recursos Florestais). Universidade Federal de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

KERSTEN, R. A. & SILVA, S. M. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 24 (2): 213-226, 2001.

KURTZ, B. C. & ARAÚJO, D.S. D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia** 51(78/115): 69-112, 2000.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. RiMa Artes e Textos, São Carlos. 2000, 531p.

LAURANCE, S. G. W.; LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A.; FEARNSIDE, P. M.; HARMS, K. E.; VICENTINI, A. & LUIZÃO, R. C. C. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: a landscape-scale study **Journal of Vegetation Science** 21: 96–106, 2010.

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

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Amsterdam, Elsevier. 2ª edição. Science B.V. 853 p., 1998.

LEIBOLD, M. A. & MCPEEK, M. A. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. **Ecology** 87: 1399 – 1410, 2006.

LEICHT-YOUNG, S. A.; PAVLOVIC, N. B.; FROHNAPPLE, K. J.; GRUNDEL, R. Liana habitat and host preferences in northern temperate forests. **Forest Ecology and Management** 260: 1467–1477, 2010.

LEPSCH, I. F. **Formação e Conservação dos Solos**. São Paulo: Oficina de Textos, v. 1. 178 p., 2002

LERTPANICH, K. & BROCKELMAN, W. Y. Lianas and Environmental Factors in the Mo Singto Biodiversity Research Plot, Khao Yai National Park, Thailand. **The Natural History Journal of Chulalongkorn University** 3(2): 7-17, 2003.

LEVENE, H. Robust Test for Equality of Variances. In: OLKIN, I. (ed.). **Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotteling**. Stanford University Press, California. 1960, p. 278–292.

LEVEY, D. J.; SILVA, W. R. & GALETTI, M. **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford, UK. CAB Publishing, 511p., 2002.

LIEBSCH, D.; MARQUES M.C.M. & GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biology Conservation** 141: 1717–1725, 2008.

LIMA, H. C.; LIMA, M. P. M.; VAZ, A. M. S. & PESSOA, S. V. A. Trepadeiras da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: LIMA, H. C. & GUEDES-BRUNI, R. R., editores. **Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, p. 75-87, 1997.

LINO C.F.; ALBUQUERQUE J.F. (orgs.); Dias H. (coord.). **Mosaicos de Unidades de Conservação no Corredor da Serra do Mar**. Caderno nº. 32 - Série conservação e áreas

protegidas. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. São Paulo. 96 p., 2007.

FORZZA, R. C.; FILARDI, F. L. R.; COSTA, A.; CARVALHO-JUNIOR, A. A.; PEIXOTO, A. L.; WALTER, B. M. T.; BICUDO, C.; ZAPPI, D.; COSTA, D. P.; LLERAS, E.; MARTINELLI, G.; LIMA, H. C.; PRADO, J.; STEHMANN, J. R.; BAUMGRATZ, J. F. A.; PIRANI, J. R.; SYLVESTRE, L. S.; MAIA, L. C.; LOHMANN, L. G.; PAGANUCCI, L.; SILVEIRA, M.; NADRUZ, M.; MAMEDE, M. C. H.; BASTOS, M. N. C.; MORIM, M. P.; BARBOSA, M. R.; MENEZES, M.; HOPKINS, M.; SECCO, R.; CAVALCANTI, T. & SOUZA, V. C. Lista de Espécies da Flora do Brasil 2011. <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2011>> Acesso em: novembro 2011.

LOMBARDI, J. A.; TEMPONI, L. G. & LEITE, C. A. Mortality and diameter growth of lianas in a semideciduous forest fragment in Southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 13(2):159-165, 1999

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. V.1, 4ª Ed. Nova Odessa., Instituto Plantarum. 2002a, 368 p.

_____. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. V.2, 2ª Ed. Nova Odessa., Instituto Plantarum. 2002b, 368 p.

_____. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. V.3, 1ª Ed. Nova Odessa., Instituto Plantarum. 2009, 384 p.

LOURES, L.; CARVALHO, D. A.; MACHADO, E. L. M. & MARQUES, J. J. G. S. M. Florística, estrutura e características do solo de um fragmento de floresta paludosa no sudeste do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21(4): 885-896, 2007.

LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RANKIN, J. M. & SCHUBART, H. O. R. **Ecological dynamics of tropical forest fragments**. In: SUTTON, S. L.; WHITMORE, T. C. & CHADWICK, A. C. (eds.), *Tropical rain forest: ecology and management*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1983. p 377-384.

MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica* 24(1): 250-261, 2010.

_____.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BERG, E. V. D.; MARQUES, J. J. G. S. M. & CALEGÁRIO, N. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 31 (2): 287-302, 2008.

MACÍA, M. J.; RUOKOLAINEN, K.; TUOMISTO, H.; QUISBERT, J. & CALA V. Congruence between floristic patterns of trees and lianas in a southwest Amazonian rain forest. *Ecography*. 30: 561-577, 2007.

MADEIRA, B. G.; ESPÍRITO-SANTO, M. M. D'ANGELO-NETO, S.; NUNES, Y. R. F.; AZOFEIFA, G. A.; FERNANDES, G. W. & QUESADA, M. Changes in tree and liana

communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** 201:291–304, 2009.

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

_____; GRAU, H. R. & LICHSTEIN, J. W. Soil phosphorus and disturbance influence liana communities in a subtropical montane forest. **Journal of Vegetation Science** 21: 551–560, 2010.

MANGAN, S. A.; SCHNITZER, S. A.; HERRE, E. A.; MACK, K. M. L.; VALENCIA, M. C.; SANCHEZ, E. I. & BEVER, J. D. Negative plant–soil feedback predicts tree-species relative abundance in a tropical forest. **Nature** 466: 752-755, 2010.

MARCO-JUNIOR, P. Um longo caminho até uma teoria unificada para a ecologia. **Oecologia Brasiliensis** 10 (1): 120-126, 2006.

MARTINS, M. M. Lianas as a food resource for brown howlers (*Alouatta guariba*) and southern muriquis (*Brachyteles arachnoides*) in a forest fragment. **Animal Biodiversity and Conservation** 32 (1): 51-58, 2009.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica** 8 (3): 21-27, 2008.

MEYER, F. S. & DORNELLES, S. S. Demografia do palmitreiro *Euterpe edulis* (Arecaceae) na floresta ombrófila densa de terras baixas em regeneração, na região da Vila da Glória, São Francisco do Sul (SC). *Revista Saúde e Ambiente* 4 (2): 7-13, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Brasil. **Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção**. MMA, Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Diário Oficial da União 185, seção 1, 2008, p. 75-83.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Brasil. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA, Série Biodiversidade, 31. 2007, 300p.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM J., BROOKS, T. & MITTERMEIER, C. G. *et al.* **Hotspots revisited**. Mexico City: CEMEX; 430p., 2004.

MORELLATO L. P. C. & HADDAD C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**. 32: 786-792, 2000.

_____; LEITÃO-FILHO, H. F. 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, 1998.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T. & KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de Encosta da Região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasílica** 17(3): 371-386, 2003.

MORO, M. F. & MARTINS, F. R. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P.V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A. & MEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos.V.1**. Editora UFV, MG. 2011, p. 174-212.

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

NABE-NIELSEN, J.; KOLLMANN, J. & PEÑA-CLAROS, M. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. **Forest Ecology and Management** 257: 987–993, 2009.

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

NETTESHEIM, F. C.; MENEZES, L. F. T.; CARVALHO, D. C.; CONDE, M. M. S. & ARAUJO, D. S. D. **Acta Botanica Brasilica** 24 (2):369-377, 2010.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L.; RAMOS, M. B. P. & FORMIGA, K. M. Aspectos florísticos e ecológicos de grandes lianas em três ambientes florestais de terra firme na Amazônia Central. **Acta Amazonica** 38(3) 2008: 421 – 430, 2008.

OLIVEIRA, R. R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande. **Rodriguésia** 53 (82): 33-58, 2002.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica** 32 (4b): 793–810, 2000.

PARREN, M. & BONGERS, F. Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon? **Forest Ecology and Management** 141: 175-188, 2001.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L. & MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology Earth System Sciences**. 11: 1633–1644, 2007.

PEIXOTO, A. L. & GENTRY, A. Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica** 13: 19-25, 1990.

PEIXOTO, G. L.; MARTINS, S. V.; SILVA, A. F. & SILVA, E. Estrutura do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica. Brasilica** 19(3): 539-547, 2005.

PÉREZ-SALICRUP, D. R. Cost and Efficiency of Cutting Lianas in a Lowland Liana Forest of Bolivia. **Biotropica** 33(2): 324–329, 2001a.

_____ Effect of Liana Cutting on Tree Regeneration in a Liana Forest in Amazonian Bolivia. **Ecology** 82 (2): 389-396, 2001b.

_____ & MEIJERE, W. Number of Lianas per Tree and Number of Trees Climbed by Lianas at Los Tuxtlas, Mexico. **Biotropica** 37(1): 153–156, 2005.

PHILLIPS, O. L.; MARTÍNEZ, R. V.; ARROYO, L.; BAKER, T. R.; KILLEEN, T.; LEWIS, S. L. MALHI, Y.; MENDOZA, A. M.; NEILL, D.; VARGAS, P. N.; ALEXIADES, M.; CERÓN, C.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; JARDIM, A.; PALACIOS, W.; SALDIAS, M. & VINCETI, B. Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. **Nature** 418 (15): 770-774, 2002.

PINARD, M. A. & PUTZ, F. E. Vine infestation of large remnant trees in logged forest in Sabah, Malaysia: biomechanical facilitation in vine succession. **Journal of Tropical Forest Science** 6(3): 302 – 309, 1994.

PINHO, G. S. C.; FIEDLER, N. C.; LISBOA, C. D. J.; REZENDE, A. V. & MARTINS, I. S. Efeito de diferentes métodos de cortes de cipós na produção de madeira em tora na Floresta Nacional do Tapajós. **Ciência Florestal** 14(1): 179-192, 2004.

PINTO-SOBRINHO, F. A.; CHRISTO, A. G. & GUEDES-BRUNI, R. R. Fitossociologia do componente arbóreo num remanescente de Floresta Ombrófila Densa Submontana limítrofe à Reserva Biológica do Tinguá, Rio de Janeiro. **Floresta** 40 (1): 111-124, 2010.

PITTMAN, N. C. A.; TERBORGH, J. W.; SILMAN, M. R. & NÚÑEZ, V. P. Tree species distributions in a upper Amazonian forest. **Ecology** 80:2651-2661, 1999.

_____; TERBORGH, J. W.; SILMAN, M. R.; NÚÑEZ, V. P.; NEILL, D. A.; CERÓN, C. E.; PALACIOS, W. A. & AULESTIA, M. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firma forests. **Ecology** 82: 2101-2117, 2001.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PARACAMBI. **Relatório da Secretaria do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável**, 2002.

PUTZ, F. E. Liana biomass and leaf area of a “Tierra Firme” Forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. **Biotropica** 15: 185–189, 1983.

_____ Lianas vs. trees. **Biotropica** 12:224–225, 1980.

_____ How trees avoid and shed lianas? **Biotropica** 16:19–23, 1984a.

_____ Silvicultural effects of lianas. In: PUTZ, F. E. & MOONEY, H. A. **The Biology of Vines**. Cambridge University. Press, Cambridge, 1991, 493–501.

_____ The Natural History of Lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology** 65 (6): 1713-1724, 1984b.

RAUPP, S. V.; BRACK, P. & LEITE, S. L. S. Aspectos demográficos de palmitreiro (*Euterpe edulis* Mart.) em uma área da Floresta Atlântica de Encosta, em Maquiné, Rio Grande do Sul. **Iheringia**, 64 (1):p. 57-61, 2009.

REJANE T. BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A. & CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 25 (2): 195-213, 2002.

RESTOM, T. G. & NEPSTAD, D. C. Contribution of vines to the evapotranspiration of a secondary forest in eastern Amazonia. **Plant and Soil** 236: 155–163, 2001.

REZENDE, A. A. & RANGA, N. T. Lianas da Estação Ecológica do Noroeste Paulista, São José do Rio Preto/Mirassol, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 19(2): 273-279, 2005.

_____; RANGA, N. T. & PEREIRA, R. A. S. Lianas de uma floresta estacional semidecidual, Município de Paulo de Faria, Norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 30. (3):.451-461, 2007.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN A.C.; PONZONI, F.J. & HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biology. Conservation**. 142: 1144-1156, 2008.

RODRIGUES, R. R. & GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento In: DIAS, L. E. & MELLO. W. (eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 1998, p. 203-216.

ROGALSKI, J. M. & ZANIN, E. M. Composição florística de epífitos vasculares no estreito de Augusto César, Floresta Estacional Decidual do Rio Uruguai, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 26 (4): 551-556, 2003.

SANTOS, K., KINOSHITA, L. S. & REZENDE, A. A. Species composition of climbers in seasonal semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biota Neotropica** 9 (4): 175-188, 2009.

SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany** 90: 517-524, 2002.

SCHILLING, A. C. & BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica** 31(1):179-187, 2008.

SCHNITZER, S. A. A Mechanistic Explanation for Global Patterns of Liana Abundance and Distribution. **The American Naturalist** 166 (2): 262-276, 2005.

_____; KUZEE, M. E. & BONGERS, F. Disentangling above- and below-ground competition between lianas and trees in a tropical forest. **Journal of Ecology** 93: 1115–1125, 2005.

_____ & BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters** 14(4):397-406, 2011.

_____ & BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution** 17(5): 223-230, 2002.

_____; BONGERS, F. & WRIGHT, S. J. Community and ecosystem ramifications of increasing lianas in neotropical forests. **Plant Signaling & Behavior** 6: 598-600, 2011.

_____ ; DALLING, J. W. & CARSON, W. P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Ecology** 88: 655-666, 2000.

_____ ; DEWALT, S. J. & CHAVE, J. Censusing and Measuring Lianas: A Quantitative Comparison of the Common Methods. **Biotropica** 38 (5):581-591, 2006.

_____ ; RUTISHAUSER, S. & AGUILAR, S. Supplemental protocol for liana censuses. **Forest Ecology and Management** 255 (1): 1044-1049, 2008.

SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE DE PARACAMBI E INSTITUTO TERRA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL. **Plano de manejo do Parque natural Municipal do Curió de Paracambi. Prefeitura Municipal de Paracambi.**, 2010, 401p.

SFAIR, J. C. & MARTINS, F. R. The role of heterogeneity on climber diversity: is liana diversity related to tree diversity? **Global Journal of Biodiversity Science and Management** 1(1): 1-10, 2011.

_____ ; ROCHELLE, A. L. C.; REZENDE, A. A.; MELIS, J.; WEISER, V. L. & MARTINS, F. L. Nested liana-tree network in three distinct neotropical vegetation formations. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 12(4):277-281, 2010.

SHAFER, C. L. **Nature reserves: island theory and conservation practice.** Smithsonian Institution Press, Washington, 1990. 189p.

SHAPIRO, S. S. & WILK, M. B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples) **Biometrika** 52 (3/4): 591-611, 1965.

SILVA, A. C.; BERG, E. V. D.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MARQUES, J. J. G. S. M.; APPOLINÁRIO, V.; PIFANO, D. S.; OGUSUKU, L. M. & NUNES, M. H. Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em São Sebastião da Bela Vista, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 32 (2): 283-297, 2009.

SILVA, E. F.; SANTOS, T. R. R. & FERNANDES-BULHÃO, C. Levantamento florístico das lianas lenhosas, arbustos e subarbustos do Cerrado do Parque do Bacaba, Nova Xavantina – MT. **Revista Brasileira de Biociências** 5 (2): 948-950, 2007.

SIMONELLI, M. SOUZA, P. F. & CARLOS, N. L. A comunidade de lianas na borda de um fragmento de Floresta de Restinga em Regência, Linhares, ES. **Revista Brasileira de Biociências** 5(1): 630-632, 2007.

STEHMANN, J. R.; FORZZA, R. C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P. & KAMINO, L.H.Y. Diversidade taxonômica na Floresta Atlântica. In: STEHMANN, J. R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P. & KAMINO, L.H. Y. (eds.). **Plantas da Floresta Atlântica.** Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. p.3-12.a

_____ ; FORZZA, R.C.; SOBRAL, M. & KAMINO, L.H.Y. Gimnospermas e angiospermas. In: STEHMANN, J. R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.;

COSTA, D.P.& KAMINO, L.H. Y. (eds.). **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. p.13-38.b.

SVENNING, J. C.; ENGELBRECHT, B. M. J.; KINNER, D. A.; KURSAR, T. A.; STALLARD, R. F. & WRIGHT, S. J. The relative roles of environment, history and local dispersal in controlling the distributions of common tree and shrub species in a tropical forest landscape, Panama. **Journal of Tropical Ecology** 22:575–586, 2006.

_____; KINNER, D. A.; STALLARD, R. F.; ENGELBRECHT, B. M. J. & WRIGHT, S. J. Ecological determinism in plant community structure across a tropical forest landscape. **Ecology** 85(9): 2526-2538, 2004.

SZÉKELY, G. J. & RIZZO, M. L. A new test for multivariate normality. **Journal of Multivariate Analysis** 93:58–80, 2005.

_____ & RIZZO, M. L. **E-statistics (energy statistics)**. <<http://cran.r-project.org/web/packages/energy/energy.pdf>>. 2011. Acesso em: janeiro de 2012.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. C. & BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** 1 (1): 133-137, 2005.

TEDESCO, M.J., GIANELLO, C., BISSANI, C.A., BOHNEN, H, VOLKWEISS, S. J. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. 2ª. ed. Porto Alegre. Faculdade de Agronomia, UFRGS, 174p., 1995.

THE PLANT LIST. **A working list of all plant species** <<http://www.theplantlist.org/>> Acesso em: novembro de 2011.

THOMAS, W.W. CARVALHO, A. M. Atlantic moist forest of southern Bahia. In: DAVIS, S.D.; HEYWOOD, V.H; MACBRYDE, O.H & HAMILTON, A.C. (eds.) **Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation**. V. 3. London, IUCN-WWF. 1997, p.364-368.

THOMPSON, R. & TOWNSEND, C. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. **Journal of Animal Ecology** 75:476–484, 2006.

TIBIRIÇÁ, Y. J. A.; COELHO, L. F. M.; MOURA, L. C. Florística de lianas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasilica** 20(2): 339-346, 2006

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion and community assembly. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. 101: 10854 – 10861, 2004.

TOLEDO-ACEVES, T. & SWAINE, M. D. Biomass allocation and photosynthetic responses of lianas and pioneer tree seedlings to light. **Acta Oecologica** 34: 38–49, 2008.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K. & YLI-HALLA, M. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forest. **Science** 299: 241-244, 2003.

_____ ; RUOKOLAINEN, K.; KALLIOLA, R.; LINNA, A.; DANJOY, W. & RODRIGUEZ, Z. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science** 269: 63-66, 1995.

TURNER, I. M. Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. **The Journal of Applied Ecology** 33(2): 200-209, 1996.

_____ **The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest**. Edinburg, Cambridge University Press. 2004, 298p.

UDULUTSCH, R. G.; ASSIS, M. A. & PICCHI, D. G. Florística de trepadeiras numa floresta estacional semidecídua, Rio Claro – Araras, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27(1): 125-134, 2004.

_____ ; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. & DIAS, P. Composição florística e chaves de identificação para as lianas da Estação Ecológica dos Caetetus, estado de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia** 61(4): 715-730, 2010.

VIDAL, E. & GERWING, J. J. Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental. Belém, PA. **Imazon**. 141p., 2003.

_____ ; JOHNS, J.; GERWING, J.; BARRETO, P. & UHL, C. Vine management for reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology Management** 98(22):105-114, 1997.

VILLAGRA, B. L. P. & ROMANIUC NETO, S. Florística de trepadeiras no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências** 8(2): 186-200, 2010.

WALT, S. J.; ICKES, K.; NILUS, R.; HARMS, K. E. & BURSLEM, D. F. R. P. Liana habitat associations and community structure in a Bornean lowland tropical forest. **Plant Ecology** 186:203 –216, 2006.

WHITTAKER, R.H. Dominance and diversity in land plant communities. **Science** 147:250-260, 1965.

YONG, T.; KITCHING, R. L. & MIN, C. Lianas as structural parasites: A re-evaluation. Chinese **Science Bulletin** 57 (4): 307-312, 2012.

21 ANEXOS

Anexo 1: Lista das espécies arbóreas do Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi, RJ encontradas e amostradas nos transectos segundo o critério de inclusão de DAP ≥ 5 cm. As plantas aqui estão organizadas segundo ordem decrescente de VI. Legenda: N= número de indivíduos; F= frequência de indivíduos ao longo das 30 unidades amostrais; DAP= diâmetro à altura do peito; D= densidade absoluta; DRe= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FRe= frequência relativa; AB= área basal; DoA= dominância absoluta; DoRe= dominância relativa; VI= valor de importância

Família	Espécie	N	Freq	DAP (cm)	DA	DRe (%)	FA (%)	FRe (%)	AB (m ²)	DoA (m ² /ha)	DoRe (%)	VI
Euphorbiaceae	<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	64	14	669,9	213,3	12,4	0,47	4,3	0,67	2,24	5,86	22,6
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	21	12	601,0	70,0	4,1	0,40	3,7	1,69	5,62	14,73	22,5
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	54	16	497,3	180,0	10,5	0,53	5,0	0,34	1,12	2,93	18,4
Sapindaceae	<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	21	10	294,0	70,0	4,1	0,33	3,1	0,48	1,61	4,21	11,4
Myrtaceae	<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	5	2	214,9	16,7	1,0	0,07	0,6	0,78	2,61	6,84	8,4
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	4	4	126,8	13,3	0,8	0,13	1,2	0,38	1,27	3,33	5,3
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	3	2	124,8	10,0	0,6	0,07	0,6	0,47	1,57	4,11	5,3
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	10	6	128,4	33,3	1,9	0,20	1,9	0,13	0,44	1,15	5,0
Malvaceae	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	6	4	133,5	20,0	1,2	0,13	1,2	0,25	0,84	2,19	4,6
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & de Boer	9	7	74,6	30,0	1,7	0,23	2,2	0,05	0,17	0,45	4,4
Rubiaceae	<i>Bathysa gymnocarpa</i> K. Schum.	10	6	87,5	33,3	1,9	0,20	1,9	0,06	0,20	0,51	4,3
Fabaceae	<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Benth.	1	1	73,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,42	1,40	3,68	4,2
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	7	5	105,2	23,3	1,4	0,17	1,5	0,14	0,48	1,27	4,2
Lauraceae	<i>Urbanodendron bahiense</i> (Meisn.) Rohwer	8	4	108,9	26,7	1,6	0,13	1,2	0,15	0,51	1,33	4,1
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	10	5	89,4	33,3	1,9	0,17	1,5	0,07	0,24	0,62	4,1
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	8	7	57,8	26,7	1,6	0,23	2,2	0,03	0,11	0,29	4,0
	<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.)											
Sapotaceae	Pierre	2	2	79,3	6,7	0,4	0,07	0,6	0,34	1,13	2,97	4,0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	8	5	83,7	26,7	1,6	0,17	1,5	0,10	0,33	0,87	4,0
Meliaceae	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	8	5	86,4	26,7	1,6	0,17	1,5	0,09	0,31	0,82	3,9
Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	8	4	103,0	26,7	1,6	0,13	1,2	0,12	0,40	1,06	3,9

Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	8	6	58,9	26,7	1,6	0,20	1,9	0,03	0,12	0,31	3,7
Euphorbiaceae	<i>Joannesia princeps</i> Vell.	7	4	93,6	23,3	1,4	0,13	1,2	0,12	0,39	1,02	3,6
Violaceae	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	6	5	78,1	20,0	1,2	0,17	1,5	0,10	0,32	0,84	3,5
Annonaceae	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	3	2	78,8	10,0	0,6	0,07	0,6	0,24	0,82	2,14	3,3
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	6	5	64,9	20,0	1,2	0,17	1,5	0,06	0,19	0,50	3,2
Caricaceae	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	3	3	84,0	10,0	0,6	0,10	0,9	0,19	0,63	1,64	3,2
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	4	3	97,7	13,3	0,8	0,10	0,9	0,15	0,50	1,31	3,0
Sapindaceae	<i>Cupania concolor</i> Radlk.	8	1	100,7	26,7	1,6	0,03	0,3	0,10	0,33	0,86	2,7
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	3	3	68,1	10,0	0,6	0,10	0,9	0,13	0,44	1,14	2,7
Euphorbiaceae	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	3	1	77,2	10,0	0,6	0,03	0,3	0,20	0,67	1,76	2,7
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	5	4	50,0	16,7	1,0	0,13	1,2	0,05	0,16	0,42	2,6
Apocynaceae	<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers	3	3	77,2	10,0	0,6	0,10	0,9	0,13	0,42	1,10	2,6
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	4	3	70,2	13,3	0,8	0,10	0,9	0,10	0,34	0,90	2,6
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo	1	1	55,1	3,3	0,2	0,03	0,3	0,24	0,79	2,08	2,6
Lauraceae	<i>Licaria bahiana</i> H.W.Kurz	4	2	80,2	13,3	0,8	0,07	0,6	0,13	0,45	1,17	2,6
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	3	2	68,9	10,0	0,6	0,07	0,6	0,12	0,41	1,08	2,3
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	5	3	49,7	16,7	1,0	0,10	0,9	0,04	0,13	0,35	2,2
Combretaceae	<i>Terminalia januarensis</i> DC.	2	2	47,3	6,7	0,4	0,07	0,6	0,14	0,47	1,23	2,2
Lauraceae	<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.	3	3	47,0	10,0	0,6	0,10	0,9	0,07	0,24	0,64	2,1
Rubiaceae	<i>Rudgea reticulata</i> Benth.	4	2	57,9	13,3	0,8	0,07	0,6	0,07	0,25	0,65	2,0
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	2	2	46,8	6,7	0,4	0,07	0,6	0,11	0,37	0,97	2,0
Myristicaceae	<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	3	3	42,2	10,0	0,6	0,10	0,9	0,05	0,16	0,43	1,9
Sapotaceae	<i>Pradosia</i> cf. <i>glaziovii</i> (Pierre) T.D.Penn.	1	1	45,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,16	0,54	1,42	1,9
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	5	2	51,1	16,7	1,0	0,07	0,6	0,04	0,12	0,32	1,9
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	3	3	37,7	10,0	0,6	0,10	0,9	0,04	0,12	0,32	1,8
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	4	3	25,5	13,3	0,8	0,10	0,9	0,01	0,04	0,12	1,8
Fabaceae	<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovlev	3	3	31,7	10,0	0,6	0,10	0,9	0,03	0,10	0,27	1,8
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	3	3	29,1	10,0	0,6	0,10	0,9	0,03	0,10	0,26	1,8

Moraceae	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	3	3	27,4	10,0	0,6	0,10	0,9	0,02	0,07	0,20	1,7
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	3	3	24,0	10,0	0,6	0,10	0,9	0,02	0,06	0,15	1,7
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	4	2	36,6	13,3	0,8	0,07	0,6	0,03	0,09	0,23	1,6
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	2	2	34,2	6,7	0,4	0,07	0,6	0,07	0,22	0,57	1,6
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (St.-Hill.) Ravenna	1	1	39,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,12	0,41	1,07	1,6
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth & C.D.Bouché	2	2	37,1	6,7	0,4	0,07	0,6	0,06	0,19	0,49	1,5
Phyllanthaceae	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	3	2	29,4	10,0	0,6	0,07	0,6	0,03	0,08	0,22	1,4
Sapotaceae	<i>Micropholis compta</i> Pierre	1	1	36,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,10	0,34	0,90	1,4
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	2	2	32,6	6,7	0,4	0,07	0,6	0,04	0,14	0,37	1,4
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp.1	2	2	29,4	6,7	0,4	0,07	0,6	0,04	0,14	0,36	1,4
Fabaceae	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	2	2	27,2	6,7	0,4	0,07	0,6	0,04	0,13	0,34	1,4
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp.2	4	1	36,8	13,3	0,8	0,03	0,3	0,02	0,08	0,20	1,3
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) A. Gray	3	2	18,3	10,0	0,6	0,07	0,6	0,01	0,03	0,08	1,3
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	3	2	16,7	10,0	0,6	0,07	0,6	0,01	0,02	0,06	1,3
Fabaceae	<i>Inga capitata</i> Desv.	2	2	25,1	6,7	0,4	0,07	0,6	0,03	0,09	0,25	1,3
Indeterminada	Indeterminada 2	1	1	32,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,08	0,28	0,74	1,2
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	1	1	31,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,08	0,27	0,69	1,2
Sapotaceae	<i>Pouteria filipes</i> Eyma	2	2	22,3	6,7	0,4	0,07	0,6	0,02	0,07	0,18	1,2
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	2	2	22,1	6,7	0,4	0,07	0,6	0,02	0,07	0,17	1,2
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	2	2	19,6	6,7	0,4	0,07	0,6	0,02	0,05	0,14	1,1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	2	17,7	6,7	0,4	0,07	0,6	0,01	0,04	0,11	1,1
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	1	29,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,07	0,23	0,61	1,1
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	2	2	15,3	6,7	0,4	0,07	0,6	0,01	0,03	0,08	1,1
Rubiaceae	<i>Coussarea meridionalis</i> (Vell.) Müll.Arg.	2	2	14,5	6,7	0,4	0,07	0,6	0,01	0,03	0,07	1,1
Sapindaceae	<i>Matayba</i> sp.1	2	2	13,4	6,7	0,4	0,07	0,6	0,01	0,02	0,06	1,1
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp. 2	2	1	29,1	6,7	0,4	0,03	0,3	0,04	0,14	0,37	1,1
Fabaceae	<i>Abarema cochliocarpos</i> (Gomes) Barneby & J.W.Grimes	2	2	11,6	6,7	0,4	0,07	0,6	0,01	0,02	0,05	1,1
Annonaceae	<i>Guatteria pubens</i> (Mart.) R.E.Fr.	2	1	27,7	6,7	0,4	0,03	0,3	0,03	0,11	0,30	1,0

Rutaceae	<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich	2	1	25,5	6,7	0,4	0,03	0,3	0,03	0,11	0,29	1,0
Indeterminada	Indeterminada 4	1	1	25,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,05	0,16	0,43	0,9
Fabaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	1	1	24,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,05	0,16	0,41	0,9
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	1	1	23,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,04	0,15	0,39	0,9
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	1	1	23,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,04	0,15	0,39	0,9
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	2	1	22,1	6,7	0,4	0,03	0,3	0,02	0,07	0,18	0,9
Siparunaceae	<i>Siparuna bifida</i> (Poepp. & Endl.) A.DC.	2	1	19,7	6,7	0,4	0,03	0,3	0,02	0,05	0,13	0,8
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	2	1	18,8	6,7	0,4	0,03	0,3	0,01	0,03	0,08	0,8
Rubiaceae	<i>Faramea multiflora</i> A.Rich.	2	1	14,8	6,7	0,4	0,03	0,3	0,01	0,03	0,08	0,8
Annonaceae	<i>Annona neolaurifolia</i> H. Rainer	1	1	19,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,03	0,10	0,27	0,8
Fabaceae	<i>Moldenhawera floribunda</i> Schrad.	1	1	19,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,03	0,10	0,27	0,8
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum splendens</i> Spreng.	1	1	17,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,08	0,20	0,7
Monimiaceae	<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	1	1	17,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,08	0,20	0,7
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	1	22,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,07	0,18	0,7
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	1	1	15,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,06	0,17	0,7
Moraceae	<i>Ficus pertusa</i> L.f.	1	1	15,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,06	0,15	0,7
Sapotaceae	<i>Pouteria cf. bullata</i> (S.Moore) Baehni	1	1	14,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,05	0,14	0,6
Burseraceae	<i>Protium warmingianum</i> Marchand	1	1	14,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,05	0,14	0,6
Moraceae	<i>Pseudolmedia hirtula</i> Kuhlman	1	1	13,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,02	0,05	0,13	0,6
Myrtaceae	<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	1	1	13,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,05	0,13	0,6
Indeterminada	Indeterminada 5	1	1	12,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,04	0,11	0,6
Myrtaceae	<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	1	1	11,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,04	0,10	0,6
Sapindaceae	<i>Cupania furfuracea</i> Radlk.	1	1	10,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,03	0,08	0,6
Apocynaceae	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	1	1	10,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,03	0,07	0,6
Salicaceae	<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	1	1	14,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,03	0,07	0,6
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	1	1	10,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,03	0,07	0,6
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	1	1	9,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,03	0,07	0,6
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.2	1	1	9,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,06	0,6

Indeterminada	Indeterminada 3	1	1	9,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,06	0,6
Lauraceae	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees & Mart.	1	1	9,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,06	0,6
Proteaceae	<i>Roupala sculpta</i> Sleumer	1	1	9,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,06	0,6
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	1	1	9,1	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,06	0,6
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.3	1	1	8,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,6
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1	1	8,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,6
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.	1	1	8,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,6
Myrtaceae	<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	1	1	8,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,6
Celastraceae	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	1	1	8,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,6
Meliaceae	<i>Trichilia tetrapetala</i> C. DC.	1	1	8,1	3,3	0,2	0,03	0,3	0,01	0,02	0,05	0,5
Euphorbiaceae	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	1	1	8,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,02	0,04	0,5
Lauraceae	<i>Ocotea</i> aff. <i>laxa</i> (Nees) Mez	1	1	8,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,02	0,04	0,5
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	1	1	8,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,02	0,04	0,5
Indeterminada	Indeterminada 1	1	1	7,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,02	0,04	0,5
Annonaceae	<i>Guatteria candolleana</i> Schltdl.	1	1	7,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,04	0,5
Rubiaceae	<i>Alseis floribunda</i> Schott	1	1	7,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,04	0,5
Malpighiaceae	<i>Byrsonima oblanceolata</i> Nied.	1	1	7,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,04	0,5
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	1	1	6,8	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	1	6,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Asteraceae	<i>Stiffia chrysantha</i> Mikan	1	1	6,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Bignoniaceae	<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	1	1	6,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1	1	6,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Myrtaceae	<i>Calyptranthes</i> cf. <i>caudata</i> Gardner	1	1	6,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	1	6,5	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Myrtaceae	<i>Eugenia pisiformis</i> Cambess.	1	1	6,4	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Chrysobalanaceae	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Schult.) Kuntze	1	1	6,4	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	1	6,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	1	1	6,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5

Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp. 1	1	1	6,2	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Myrtaceae	<i>Eugenia</i> sp.1	1	1	6,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	1	1	6,0	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,03	0,5
Monimiaceae	<i>Mollinedia lamprophylla</i> Perkins	1	1	5,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Violaceae	<i>Rinorea laevigata</i> (Sol. ex Ging.) Hekking	1	1	5,9	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	1	1	5,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Lauraceae	<i>Ocotea fasciculata</i> (Nees) Mez	1	1	5,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Moraceae	<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	1	1	5,7	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Euphorbiaceae	<i>Algeronia leandrii</i> (Baill.) G.L.Webster	1	1	5,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Rubiaceae	<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.	1	1	5,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Fabaceae	<i>Swartzia apetala</i> Raddi	1	1	5,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	1	5,6	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Monimiaceae	<i>Macrotorus utriculatus</i> Perkins	1	1	5,4	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Myrtaceae	<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	1	1	5,4	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Rubiaceae	<i>Faramea rivularis</i> Gardner	1	1	5,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	1	1	5,3	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Clusiaceae	<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	1	1	5,1	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Sapindaceae	<i>Tripterodendron filicifolium</i> Radlk.	1	1	5,1	3,3	0,2	0,03	0,3	0,00	0,01	0,02	0,5
Total Geral		515	323	6976,8	1717	100	10,77	100	11,45	38,18	100	300

Anexo 2:Lista das lianas do Parque Natural Municipal do Curió, Paracambi, RJ encontradas e amostradas nos transectos segundo o critério de inclusão de DAP ≥ 5 cm. As plantas aqui estão organizadas segundo ordem decrescente de VI. Legenda: Asc= Tipo de ascensão; E= espinhos; E,G= espinho e gavinha; G= gavinha; V= volúvel; N= número de indivíduos; F= frequência de indivíduos ao longo das 30 unidades amostrais; DAP= diâmetro à altura do peito; D= densidade absoluta; DRe= densidade relativa; FA= frequência absoluta; FRe= frequência relativa; AB= área basal; DoA= dominância absoluta; DoRe= dominância relativa; VI= valor de importância.

Família	Espécie	Asc	N	F	DAP (cm)	DA (N/ha)	DRe (%)	FA (%)	FRe (%)	AB (m ²)	DoA (m ² /ha)	DoRe (%)	VI
Malpighiaceae	<i>Niedenzuella acutifolia</i> (Cav.) W.R.Anderson	V	35	11	101,4	116,7	12,4	36,7	6,3	0,0333	0,11	16,18	34,9
Fabaceae	<i>Senegalia pedicellata</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	E	12	8	53,7	40,0	4,3	26,7	4,6	0,0210	0,07	10,20	19,1
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	V	13	5	33,7	43,3	4,6	16,7	2,9	0,0074	0,02	3,59	11,1
Malpighiaceae	<i>Mezia aff. includens</i> (Benth.) Cuatrec. <i>Adenocalymma ternatum</i> (Vell.) Mello ex Bureau & K.Schum.	V	16	3	36,1	53,3	5,7	10,0	1,7	0,0074	0,02	3,62	11,0
Bignoniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir.	G	12	9	20,3	40,0	4,3	30,0	5,2	0,0030	0,01	1,44	10,9
Dilleniaceae	<i>Senegalia mikanii</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	V	13	7	18,8	43,3	4,6	23,3	4,0	0,0023	0,01	1,13	9,8
Fabaceae	<i>Mansoa lanceolata</i> (DC.) A.H.Gentry	G	9	7	19,6	30,0	3,2	23,3	4,0	0,0044	0,01	2,15	9,4
Bignoniaceae	<i>Strychnos trinervis</i> (Vell.) Mart.	G	10	4	20,7	33,3	3,5	13,3	2,3	0,0045	0,01	2,18	8,0
Loganiaceae	<i>Fridericia bracteolata</i> (DC.) L.G.Lohmann	G	6	5	17,2	20,0	2,1	16,7	2,9	0,0047	0,02	2,28	7,3
Bignoniaceae	<i>Bignonia binata</i> Thunb.	G	3	2	19,3	10,0	1,1	6,7	1,1	0,0101	0,03	4,94	7,1
Bignoniaceae	<i>Anchietea pyrifolia</i> (Mart.) G.Don	G	9	4	18,6	30,0	3,2	13,3	2,3	0,0033	0,01	1,59	7,1
Violaceae	<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	V	4	3	17,6	13,3	1,4	10,0	1,7	0,0066	0,02	3,20	6,3
Sapindaceae	<i>Machaerium oblongifolium</i> Vogel	G	6	5	10,8	20,0	2,1	16,7	2,9	0,0017	0,01	0,83	5,8
Fabaceae	<i>Abuta rufescens</i> Aubl.	E	6	4	14,1	20,0	2,1	13,3	2,3	0,0028	0,01	1,39	5,8
Menispermaceae	<i>Mansoa hymenaea</i> (DC.) A.H.Gentry	V	2	2	11,1	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0070	0,02	3,39	5,3
Bignoniaceae	<i>Diclidanthera laurifolia</i> Mart.	G	5	4	10,5	16,7	1,8	13,3	2,3	0,0021	0,01	1,04	5,1
Polygalaceae	<i>Trigonia villosa</i> Aubl.	V	3	2	13,1	10,0	1,1	6,7	1,1	0,0057	0,02	2,76	5,0
Trigoniaceae	<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A.Juss.	V	6	2	15,6	20,0	2,1	6,7	1,1	0,0034	0,01	1,64	4,9
Malpighiaceae	Malpighiaceae 1	V	2	2	11,3	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0058	0,02	2,84	4,7
Malpighiaceae	Malpighiaceae 1	V	4	2	12,6	13,3	1,4	6,7	1,1	0,0037	0,01	1,79	4,4

Sapindaceae	<i>Paullinia micrantha</i> Cambess.	G	4	3	8,3	13,3	1,4	10,0	1,7	0,0014	0,00	0,69	3,8
Malpighiaceae	<i>Mascagnia aff. sepium</i> (A.Juss.) Griseb.	V	4	2	10,5	13,3	1,4	6,7	1,1	0,0025	0,01	1,21	3,8
Asteraceae	<i>Piptocarpha leprosa</i> (Less.) Baker	V	3	2	10,1	10,0	1,1	6,7	1,1	0,0030	0,01	1,44	3,7
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	V	2	1	10,8	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0046	0,02	2,25	3,5
Fabaceae	<i>Senegalia recurva</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	E,G	3	3	6,5	10,0	1,1	10,0	1,7	0,0015	0,00	0,71	3,5
Apocynaceae	<i>Secondatia floribunda</i> A.DC.	V	5	1	12,0	16,7	1,8	3,3	0,6	0,0023	0,01	1,12	3,5
Passifloraceae	<i>Passiflora alliacea</i> Barb.Rodr.	G	3	2	8,6	10,0	1,1	6,7	1,1	0,0020	0,01	0,99	3,2
Malpighiaceae	<i>Hiraea gaudichaudiana</i> A.Juss.	V	4	2	7,9	13,3	1,4	6,7	1,1	0,0013	0,00	0,62	3,2
Malpighiaceae	Malpighiaceae 2	V	5	1	9,1	16,7	1,8	3,3	0,6	0,0014	0,00	0,66	3,0
Fabaceae	<i>Senegalia pteridifolia</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	E,G	2	1	8,0	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0034	0,01	1,65	2,9
Menispermaceae	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	V	3	2	6,0	10,0	1,1	6,7	1,1	0,0010	0,00	0,47	2,7
Fabaceae	<i>Machaerium uncinatum</i> (Vell.) Benth.	E	1	1	6,7	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0035	0,01	1,71	2,6
Bignoniaceae	Bignoniaceae 2	G	2	2	5,8	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0014	0,00	0,69	2,5
Malpighiaceae	<i>Heteropterys nitida</i> DC.	V	1	1	6,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0029	0,01	1,43	2,4
Malpighiaceae	Malpighiaceae 4	V	2	2	4,5	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0008	0,00	0,39	2,2
Indeterminada	Indeterminada 01	?	1	1	5,7	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0026	0,01	1,25	2,2
Bignoniaceae	<i>Xylophragma</i> sp.	G	2	2	3,8	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0006	0,00	0,28	2,1
Asteraceae	<i>Piptocarpha brasiliiana</i> Cass.	V	1	1	5,4	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0023	0,01	1,12	2,0
Apocynaceae	<i>Forsteronia brevifolia</i> Markgr.	V	2	2	3,0	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0004	0,00	0,18	2,0
Icacinaceae	<i>Leretia cordata</i> Vell.	V	2	2	3,0	6,7	0,7	6,7	1,1	0,0004	0,00	0,18	2,0
Cactaceae	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	E	1	1	4,8	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0018	0,01	0,87	1,8
Bignoniaceae	<i>Stizophyllum inaequilaterum</i> Bureau & K.Schum.	G	2	1	4,6	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0008	0,00	0,41	1,7
Apocynaceae	Apocynaceae 1	V	1	1	4,5	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0016	0,01	0,76	1,7
Menispermaceae	<i>Chondrodendron platyphyllum</i> (A.St.-Hil.) Miers	V	2	1	3,7	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0006	0,00	0,30	1,6
Malpighiaceae	<i>Heteropterys aff. perplexa</i> W.R.Anderson	V	1	1	4,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0013	0,00	0,65	1,6
Indeterminada	Indeterminada 05	?	1	1	4,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0013	0,00	0,65	1,6
Indeterminada	Indeterminada 06	?	1	1	4,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0013	0,00	0,65	1,6
Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp.3	G	2	1	3,9	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0006	0,00	0,29	1,6

Fabaceae	<i>Machaerium ternatum</i> Kuhl. & Hoehne	E,G	1	1	4,0	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0013	0,00	0,62	1,5
Sapindaceae	<i>Paullinia marginata</i> Casar.	G	2	1	3,2	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0005	0,00	0,23	1,5
Polygonaceae	<i>Coccoloba excelsa</i> Benth.	V	1	1	3,8	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0011	0,00	0,56	1,5
Malpighiaceae	<i>Carolus renidens</i> (A.Juss.) W.R.Anderson	V	2	1	2,7	6,7	0,7	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,4
Fabaceae	<i>Machaerium glabrum</i> Vogel	E	1	1	3,5	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0010	0,00	0,47	1,4
Sapindaceae	<i>Thinouia cf. ternata</i> Radlk.	G	1	1	3,3	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0009	0,00	0,43	1,4
Fabaceae	<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	E,G	1	1	3,2	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0008	0,00	0,40	1,3
Menispermaceae	<i>Abuta</i> sp.	V	1	1	3,2	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0008	0,00	0,39	1,3
Fabaceae	<i>Machaerium cantarelianum</i> Hoehne	E	1	1	2,8	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0006	0,00	0,31	1,2
Fabaceae	<i>Machaerium triste</i> Vogel	G	1	1	2,7	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0006	0,00	0,28	1,2
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	E	1	1	2,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0005	0,00	0,27	1,2
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	V	1	1	2,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0005	0,00	0,27	1,2
Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp.2	G	1	1	2,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0005	0,00	0,25	1,2
Indeterminada	Indeterminada 02	?	1	1	2,4	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0005	0,00	0,22	1,2
Indeterminada	Indeterminada 08	?	1	1	2,4	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0004	0,00	0,22	1,1
Malpighiaceae	Malpighiaceae 3	V	1	1	2,4	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0004	0,00	0,22	1,1
Indeterminada	Indeterminada 04	G	1	1	2,2	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0004	0,00	0,19	1,1
Sapindaceae	Sapindaceae 1	G	1	1	2,2	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0004	0,00	0,19	1,1
Phytolaccaceae	<i>Seguiera americana</i> L.	E	1	1	2,2	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0004	0,00	0,19	1,1
Acanthaceae	Acanthaceae1	V	1	1	2,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,16	1,1
Bignoniaceae	Bignoniaceae 5	G	1	1	2,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,16	1,1
Indeterminada	Indeterminada 07	?	1	1	2,1	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,16	1,1
Fabaceae	<i>Senegalia martiusiana</i> (Steud.) Seigler & Ebinger	E	1	1	2,0	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,15	1,1
Apocynaceae	<i>Forsteronia velloziana</i> (A.DC.) Woodson	V	1	1	1,9	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,1
Bignoniaceae	<i>Fridericia pulchella</i> (Cham.) L.G.Lohmann	G	1	1	1,9	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,1
Bignoniaceae	<i>Lundia cf. virginalis</i> DC.	G	1	1	1,9	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,1
Apocynaceae	<i>Peltastes</i> sp.	V	1	1	1,9	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,1
Trigoniaceae	<i>Trigonia nivea</i> Cambess.	V	1	1	1,9	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0003	0,00	0,14	1,1

Celastraceae	<i>Tontelea miersii</i> (Peyr.) A.C. Sm.	V	1	1	1,8	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,12	1,0
Polygonaceae	<i>Coccoloba salicifolia</i> Wedd.	V	1	1	1,7	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,11	1,0
Fabaceae	<i>Bauhinia microstachya</i> (Raddi) J.F.Macbr.	G	1	1	1,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,10	1,0
Bignoniaceae	Bignoniaceae 3	G	1	1	1,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,10	1,0
Amaranthaceae	<i>Hebanthe eriantha</i> (Poir.) Pedersen	V	1	1	1,6	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,10	1,0
Bignoniaceae	Bignoniaceae 4	G	1	1	1,5	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,09	1,0
Apocynaceae	<i>Forsteronia refracta</i> Müll.Arg.	V	1	1	1,5	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0002	0,00	0,09	1,0
Apocynaceae	<i>Forsteronia pilosa</i> (Vell.) Müll.Arg.	V	1	1	1,4	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,07	1,0
Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp.1	G	1	1	1,3	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,07	1,0
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	G	1	1	1,3	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,06	1,0
Indeterminada	Indeterminada 03	?	1	1	1,3	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,06	1,0
Malpighiaceae	<i>Heteropterys crinigera</i> Griseb.	V	1	1	1,0	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,04	1,0
Fabaceae	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	E,G	1	1	1,0	3,3	0,4	3,3	0,6	0,0001	0,00	0,03	1,0
Total Geral			282	174	742,385	940	100	580,0	100	0,2056	0,6852	100	300