

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA

Catia Urbanetz



“FATORES ABIÓTICOS E VARIAÇÃO ESPACIAL NA ESTRUTURA DA FLORESTA OMBRÓFILA Densa ATLÂNTICA”.

... responde à redação ...
da tese defendida pelo(a) candidato (a) <b>CATIA URBANETZ</b>
... aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de Biologia,  
para a obtenção do título de Doutor em  
Biologia Vegetal.

A handwritten signature in blue ink, appearing to be "Luiza Sumiko Kinoshita".

Orientadora: Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita

Co-orientador: Prof. Dr. Fernando R. Martins

Campinas, 2010

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA  
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

**Ur18f**

Urbanetz, Catia

Fatores abióticos e variação espacial na estrutura da Floresta Ombrófila Densa Atlântica / Catia Urbanetz. – Campinas, SP: [s.n.], 2010.

Orientadores: Luiza Sumiko Kinoshita, Fernando Roberto Martins.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Mata Atlântica. 2. Floresta ombrófila densa submontana. 3. Floresta ombrófila densa de terras baixas. 4. Comunidade arbórea. 5. Solos. I. Kinoshita, Luiza Sumiko, 1947-. II. Martins, Fernando Roberto, 1949-. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

(rcdt/ib)

**Título em inglês:** Abiotic factors and spatial variation in the structure of an Atlantic Ombrophilous Dense Forest.

**Palavras-chave em inglês:** Mata Atlântica – Brazil; Submontane dense ombrophilous forest; Lowland dense ombrophilous forest; Tree community; Soils; Microrelief.

**Área de concentração:** Biologia Vegetal.

**Titulação:** Doutora em Biologia Vegetal.

**Banca examinadora:** Luiza Sumiko Kinoshita, Natalia Macedo Ivanauskas, George John Shepherd, Ricardo Ribeiro Rodrigues, Ivan Schiavini.

**Data da defesa:** 29/01/2010.

**Programa de Pós-Graduação:** Biologia Vegetal.

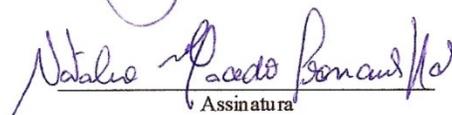
Campinas, 29 de janeiro de 2010.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra . Luiza Sumiko Kinoshita (Orientadora)

  
Assinatura

Dra. Natália Macedo Ivanauskas

  
Assinatura

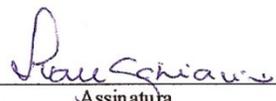
Prof. Dr. George John Shepherd.....

  
Assinatura

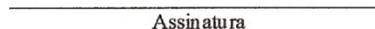
Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues.....

  
Assinatura

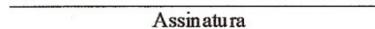
Prof. Dr. Ivan Schiavini da Silva

  
Assinatura

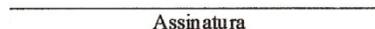
Profa. Dra. Kikyo Yamamoto

  
Assinatura

Dra. Giselda Durigan

  
Assinatura

Prof. Dr. Rafael Silva Oliveira

  
Assinatura

## **Agradecimentos**

À Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita, pela orientação, dedicação e sugestões realizadas no decorrer deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Fernando R. Martins pela co-orientação e sugestões realizadas no decorrer deste trabalho.

Ao Prof. Dr. George John Shepherd, pela disponibilidade do programa de análises de dados FITOPAC 2 e pela ajuda em diversas ocasiões.

À FAPESP pela bolsa de doutorado (proc. no. 06/51930-4) e pelo auxílio pesquisa (proc. no. 06/61649-0) concedidos.

Às Coordenadoras do Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da UNICAMP, Profa. Dra. Sandra M. Carmello-Guerreiro e Profa. Dra. Eliana Forni-Martins, pela atenção dispensada em diversas ocasiões.

Ao Chefe do Departamento de Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da UNICAMP, Prof. Dr. Carlos Joly, pela utilização das dependências, em especial o laboratório de Taxonomia Vegetal.

Ao Curador do Herbário UEC, Dr. Washington Marcondes Ferreira Neto, pela preparação do material coletado e por disponibilizar a coleção de consulta para a identificação dos materiais botânicos.

Aos professores do Departamento de Biologia Vegetal, pela atenção tanto nas disciplinas como em outras ocasiões.

Ao Prof. Jorge Yoshio Tamashiro pela colaboração no trabalho através da ajuda com a identificação de material botânico.

Aos amigos, Mariuza Lindenberg e ao Max de Ramos Luccas, proprietários da fazenda Folha Larga, pelo apoio logístico sem o qual nada teria sido realizado, e pela amizade.

Aos membros da pré-banca, Dra. Natalia M. Ivanauskas, Prof. Dr. George J. Shepherd e Prof. Dr. Sergius Gandolfi, pelas valiosas sugestões que tanto contribuíram para a melhoria do trabalho aqui apresentado.

Aos mateiros Lelo, João, e, especialmente, ao Domingos, funcionários da Fazenda Folha Larga, pela indispensável ajuda no campo.

Aos amigos da biologia da UNICAMP, Mario e Paulo, pela ajuda no campo.

Ao Prof. Dr. Rafael Oliveira pela amizade e ajuda em diversas ocasiões.

Aos funcionários Departamento de Biologia Vegetal, especialmente ao João Carlos, pela amizade e ajuda nas coletas de material botânico em campo, instalação das parcelas e em diversas ocasiões; ao Renato (Pezão), pela ajuda nas coletas de solo e de material botânico, e à Livia, pela ajuda na incorporação de material botânico no herbário UEC.

Aos especialistas Fiorella Mazine (Myrtaceae), João B. Baitello (Lauraceae), João Semir (Asteraceae), Luis C. Bernacci (Myrsinaceae), Marcos Sobral (Myrtaceae), pelas identificações dos materiais botânicos.

Ao amigo Leonardo D. Meireles e a colega Daniela Sampaio, pela ajuda com as identificações de alguns materiais de algumas famílias. Aos amigos Tiago D.M. Barbosa, Rubens Coelho, Marcelo P. Ferreira, Rodrigo Camargo, pela identificação do material de Lauraceae, Sapindaceae, Rubiaceae e Fabaceae, respectivamente.

À colega do laboratório de Taxonomia Rosemeri Morokawa pela ajuda na preparação das exsiccatas incorporadas ao herbário UEC.

Ao meu amigo José Pedro pela amizade e pela ajuda neste trabalho em diversas ocasiões.

Aos meus colegas e amigos Felipe Amorim, Rafael Costa, Juliano van Melis e Danilo Ribeiro pela ajuda com a utilização de alguns programas de análises de dados.

Aos colegas e amigos do Departamento de Biologia Vegetal, especialmente, Gustavo, Léo, Rubem A., Ewerton, Marcelinho, Ita, Chris, Sandra, André Gil, Roberta, Marcela, Tiago, Shesterson, Rubens, Larissinha, Leticia, João Aranha, Larissa, Arildo, Aline, Vinicius, André R., Carol, Ligia, Cris, Chris, Carla, Erico, Bruno A., Renata, Wellington, Marcos, Ana Paula, Karina, Bruno R., Giseli, Nívea, Maira, Pedro C., Julia, Pedro E., pela amizade, aprendizado e ajuda durante esses anos de convivência.

Aos amigos Eduardo, Léo T., Marcos B., Poliana, Ingrid, Roberta B., Paulinha, Luciano, Paola, Guilherme, Marcela, Flavia, Sadao, Leandro, Leticia, Marina, Graziela, Nelci, pela amizade.

Aos amigos de república Wilson, Juliano, Lucas, Mateus, Juan, Tiago, Ita, Carol, Carla, Carmen, Catharina e Ana Paula, pela convivência e aprendizado durante esses anos em que morei em Campinas.

À minha professora de dança Aida e à Luciana e à Lorryne, pelos momentos agradáveis durante as aulas.

Aos amigos da banda Wilson, Christian e Pedrinho pelos momentos alegres e divertidos que compartilhamos em Campinas. E ao nosso fã número um, Almir, sempre presente nos ensaios.

À Ana M. Meyer pela ajuda em meu autoconhecimento nesses anos que estive em Campinas.

Aos meus pais, irmão e parentes, por todo o apoio e amor que sempre me deram.

“Uma jornada de mil quilômetros começa com apenas um passo”.

Lao Tzu

## SUMÁRIO

<b>Resumo</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	3
<b>Introdução Geral</b> .....	5
Referências Bibliográficas.....	12
<b>Capítulo I – Fatores Abióticos, Composição Florística e Organização Comunitária de uma Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas</b> .....	21
Resumo.....	22
Introdução.....	23
Material e Métodos.....	25
Resultados.....	28
Discussão.....	34
Conclusões.....	37
Referências Bibliográficas.....	37
<b>Capítulo II – Fatores Abióticos, Composição Florística e Organização Comunitária de trechos da Floresta Ombrófila Densa Atlântica</b> .....	51
Resumo.....	52
Introdução.....	53
Material e Métodos.....	55
Resultados.....	59
Discussão.....	60
Conclusões.....	62
Referências Bibliográficas.....	62

### **Capítulo III – Determinismo Ecológico e Estrutura de Comunidades na Floresta Ombrófila Densa**

Atlântica.....	69
Resumo.....	70
Introdução.....	71
Material e Métodos.....	74
Resultados.....	79
Discussão.....	83
Conclusões.....	88
Referências Bibliográficas.....	88
<b>Considerações Finais.....</b>	<b>102</b>
<b>Anexo 1 - Tabelas com o resumo das variáveis abióticas mensuradas.....</b>	<b>124</b>
<b>Anexo 2 – Tabela com os parâmetros fitossociológicos das espécies da Floresta Ombrófila Densa da encosta.....</b>	<b>132</b>

## RESUMO

O objetivo principal desse trabalho foi investigar a influência do microrelevo, de nutrientes e de fatores granulométricos do solo na determinação da estrutura espacial da Floresta Ombrófila Densa Atlântica. Foram instalados três blocos de 40 parcelas em uma encosta, em solo argiloso e em cotas altitudinais distintas. Também foram instalados três blocos de 20 parcelas em uma planície, a 1,5 km da encosta, em intervalos de 1,5 km entre cada bloco na direção do mar e em solo arenoso. Foram marcados e medidos todos os indivíduos arbóreos com PAP  $\geq$  15 cm. A área total amostrada foi de 1,8 ha. Foram feitas análises de agrupamento e ordenação a partir de matrizes de abundância de espécies para verificar a presença de padrões, grupos ou gradientes. Foi aplicado o Mantel simples para testar a correlação entre uma matriz de dissimilaridades das parcelas (índice de Bray-Curtis e abundância de espécies) e uma matriz de dados abióticos (distância Euclidiana simples e nutrientes no solo, altitude e declividade). Foi aplicado o teste de Mantel parcial para verificar se existia correlação entre estas matrizes mesmo quando levadas em conta as distâncias geográficas. Foi feita a Análise Canônica de Correspondências (CCA) a partir das matrizes de abundância de espécies e dos dados abióticos para verificar a existência de relações entre as mesmas. Foram marcados e medidos 3415 indivíduos, pertencentes a 201 espécies e 55 famílias. Foi encontrada uma diferenciação clara entre a composição e distribuição de abundância de espécies da floresta da encosta e a da floresta da planície. Entretanto, ocorreram espécies comuns à ambas as formações. Provavelmente, as espécies comuns possuem uma plasticidade ecológica ampla e são capazes de tolerar as condições mais extremas de escassez de nutrientes e alagamento da planície. Os resultados da CCA e dos testes de Mantel simples e parcial sugerem que parte da diferenciação entre a floresta da encosta e a da planície provavelmente está relacionada com o teor de areia, Magnésio e pH do solo, declividade e altitude. Apesar disso, a maior parte da inércia encontrada não pôde ser explicada pelas variáveis abióticas mensuradas. A composição de espécies da planície não se mostrou uniforme, uma vez que o techo mais próximo do mar se

diferenciou claramente dos demais. Os resultados da CCA indicaram que isso pode estar relacionado com um gradiente de areia no solo. A composição florística e a estrutura da floresta de encosta se mostrou mais uniforme do que a da planície. Não ocorreram correlações significativas entre a abundância de espécies na encosta e as variáveis abióticas na encosta quando foi levada em conta as distâncias geográficas. Possivelmente, eventos estocásticos tais como dispersão ou interferência antrópica ou outras variáveis bióticas e abióticas não mensuradas podem ter determinado a variação na estrutura espacial encontrada na encosta. O determinismo ecológico parece exercer um papel mais importante na escala da paisagem do que na escala local no presente estudo. Estudos complementares enfocando outros aspectos tais como dispersão, competição ou outras variáveis abióticas não mensuradas podem ser úteis para auxiliar no esclarecimento das principais causas dos padrões espaciais encontrados que não ficaram claras no modelo.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, solo, microrelevo.

## ABSTRACT

The aim of this study was to investigate the influence of soil nutrients and microrelief on the variation in the spatial structure of the Atlantic Dense Ombrophilous Forest vegetation. Three blocks of 40 plots were established in a steep slope forest, a clay soil, at three altitudinal levels. Three other blocks of 20 plots were established in a lowland forest, in a poor sandy soil. Area “D” is 1,5 km from the steep slope, and areas “E” and “F” at further 1,5 km intervals in the direction of the coast. All the trees individual with PBH  $\geq$  15 cm were collected. The total area sampled was 1.8 ha. Classification and ordination analysis were applied to an abundance matrix in order to analyse the similarities among samples, patch structure or gradients. Floristic dissimilarities among plots (Bray-Curtis index computed with species abundance in each plot) were correlated with environmental distances among plots (Euclidian distance index computed with nutrients soil data, altitude and declivity in each plot) and geographic distances among plots (Euclidian distance index) through Mantel and partial Mantel tests. Canonical Correspondence Analysis (CCA) was applied to species abundance and abiotic data to detect species-environment relations. It was found 3415 individuals of 201 species and 55 families. A clear separation among plots of the steep slope forest and the lowland forest was found, although, there were species common to both vegetation types. The CCA and partial Mantel test results suggested that part of this spatial structure differentiation seems to be related to sand percentage, Magnesium and pH of the soil, declivity and altitude. Nevertheless, a large part of the inertia could not be explained by the abiotic data. The species common to both areas probably have a broad ecological plasticity and can tolerate the extreme conditions of poor nutrients availability and flooding of the lowland. The lowland forest flora was not uniform and two communities were recognised in that area. The CCA results indicate that these could be related with the texture gradient in the lowland soil. The floristic composition and the structure of the steep slope forest was more regular than the lowland forest. There were no correlation among species abundance and abiotic factors when geographic space was taken

into account. Possibly stochastic events such as dispersion and human impacts or other unmeasured factors could determine the spatial structure found, together with to unexplained inertia. Ecological determinism seems to play a more important role at the landscape scale than at the local scale in this study. Studies focusing other aspects such as dispersion, competition or other unmeasured abiotic data could be helpful in clarifying the main causes of the unexplained patterns found in this study.

**Keywords:** Atlantic Rain Forest, Submontane Dense Ombrophilous Forest, Lowland Dense Ombrophilous Forest, soil, microrelief.

## INTRODUÇÃO GERAL

Muitas formações florestais tropicais vem sofrendo uma intensa redução em suas extensões. A Mata Atlântica é uma das mais ameaçadas sob esse ponto de vista, pois sofreu uma redução drástica pela ação antrópica. Resta atualmente de 11,4% a 16% de sua área original (Ribeiro *et al.* 2009). Esse bioma foi considerado por Myers *et al.* (2000) um “hotspot”, ou seja, uma área de grande concentração de espécies endêmicas e grande perda de habitats. Atualmente, os remanescentes de Mata Atlântica se concentram nas encostas litorâneas das regiões Sul e Sudeste, onde, tendo em vista as dificuldades impostas pelo relevo da Serra do Mar, a mesma foi menos devastada que nas regiões planas (São Paulo 1996). Como causas da redução da cobertura vegetal da Mata Atlântica poderiam ser apontados historicamente a colonização e o processo de ocupação, que se iniciou na região litorânea (Morellato & Haddad 2000), o extrativismo de espécies vegetais, os ciclos de expansão agrícola, a agricultura de subsistência e, mais recentemente, a retirada da madeira para carvão, a substituição das áreas de floresta por pastagem e, com o advento do turismo, a especulação imobiliária. O extrativismo da região litorânea teve início há quase 500 anos, logo após a colonização portuguesa, e começou com a exploração do pau-brasil, passando a outras espécies madeireiras e outros recursos naturais (Joly *et al.* 1991), tais como o xaxim (*Dicksonia sellowiana* (Presl) Hook.) e o palmito (*Euterpe edulis* Mart.). O palmito tem sua exploração protegida por lei (Lei Federal nº 4.771/65 - Código Florestal; alterado pela Lei Federal nº 7.803/89; e no art. 2º do Decreto Federal nº 750/93) e o xaxim teve seu corte, exploração e comércio proibidos por se encontrar na lista do IBAMA de espécies ameaçadas de extinção (Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA – Lei no. 6.938, resolução no. 278 de 25 de março de 2001, art. 1º). Perturbações causadas por corte podem estar relacionadas com mudanças significativas na composição e riqueza de espécies na Floresta Atlântica (Liebsch *et al.* 2008). Assim, estudos que contribuam para a compreensão dos padrões e relações existentes na organização das

comunidades frente às variações do ambiente permitirão avaliar os potenciais de conservação dos recursos naturais da Mata Atlântica a longo prazo.

Ainda não há um consenso sobre a definição da Mata Atlântica ou sobre suas delimitações e subdivisões. Joly *et al.* (1999) propõem o uso do termo Mata Atlântica *sensu lato*, cuja definição engloba todas as fisionomias florestais ocorrentes a leste do corredor seco no Nordeste do Brasil, e a leste do Paraguai e nordeste da Argentina no Sul e Sudeste do Brasil. Scarano (2002, 2009) complementa, afirmando que a Mata Atlântica (*sensu lato*) deve ser entendida como um complexo de formações vegetacionais, estando de acordo com Rizzini (1997).

O termo Mata Atlântica *sensu lato* é aplicado à vegetação que ocorre ao longo de todo o litoral brasileiro, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, com amplas extensões para o interior nas regiões Sul e Sudeste. Nestas regiões, distribui-se pelos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, São Paulo, Paraná e Santa Catarina, além de partes de Minas Gerais, Rio Grande do Sul, com extensões no Paraguai e Argentina. Sua principal área reside nas Serras do Mar e da Mantiqueira (Joly *et al.* 1999). As diferentes fisionomias que constituem a Mata Atlântica *sensu lato* são, segundo Veloso *et al.* (1992): Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecídua e pelos ecossistemas associados, que são os campos sulinos e as áreas de formações pioneiras com influência flúvio-marinha (dunas, manguezais e as restingas). O termo Floresta Ombrófila Densa foi introduzido por Ellenberg & Mueller-Dombois em 1965 (*apud* Veloso *et al.* 1992) e substituiu o termo pluvial (Floresta Pluvial) por ombrófila, ambos com o mesmo significado referente ao clima. Os autores empregaram os termos densa e aberta para designar a fisionomia.

Já o termo Mata Atlântica *sensu stricto* pode ser aplicado apenas às áreas de Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.* 1992), definição esta adotada no presente trabalho. Esse tipo de vegetação é caracterizado por predominância de fanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância que o diferencia das outras classes de formações. Sua característica principal está associada aos fatores

climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias de 25°C) e de alta precipitação bem distribuída durante o ano (de 0 a 60 dias secos), determinando uma situação ecológica sem período biologicamente seco (Veloso *et al.* 1992). As cadeias montanhosas onde a Mata Atlântica *sensu stricto* ocorre são constituídas por rochas com origem Pré-Cambriana e são responsáveis pelos padrões de pluviosidade encontrados (Dansereau 1950, Bigarella 1991). A Floresta Ombrófila Densa foi subdividida em quatro faciações, segundo o sistema fisionômico-florístico de classificação da vegetação brasileira adotado pelo IBGE (Veloso *et al.* 1992). Essas subdivisões estão ordenadas de acordo com a latitude e hierarquia topográfica, na qual nas diferentes faixas altimétricas e latitudinais estão fisionomias e composições florísticas diferentes da vegetação. Entre 24° e 32° de latitude sul, são reconhecidas as seguintes formações: 1) Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas – com cotas altitudinais variando de 5 a 30 m; 2) Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana – 30 a 400 m de altitude; 3) Floresta Ombrófila Densa Montana – 400 a 1200 m; 4) Floresta Ombrófila Densa Alto Montana – 1200 a 1400 m de latitude, onde predominam os campos de altitude.

Um dos tipos de vegetação que faz parte da Mata Atlântica *sensu lato* é conhecido como restinga. Há muitas definições para o termo restinga. Uma delas se refere ao tipo de formação geológica resultante da deposição de sedimentos do Quaternário (últimos milhares de anos) dos rios e do mar (Leinz & Amaral 1980). Outros se referem a todas as formações vegetais que cobrem as areias holocênicas, desde o oceano (Rizzini 1997). Rizzini (1997) utilizou o termo “Complexo da Restinga” para designar a vegetação da restinga, pois a distribuição das diferentes formações vegetacionais existentes se faz em mosaicos. Os fatores determinantes de sua composição e fisionomia são variados e ora a água é o fator preponderante, ora o solo ou a idade do substrato. Assim, as formações vegetais que compõem o “Complexo da Restinga” seriam formações edáficas e o clima teria papel secundário. Veloso *et al.* (1992) chamam essas formações vegetais arbustivas e abertas que cobrem as areias holocênicas de áreas de formações pioneiras com influência flúvio-marinha (dunas, manguezais e as

restingas). Alguns autores utilizam o termo “Florestas de Restinga” referindo-se a floresta que ocorre sobre essa formação geológica do Quaternário (Souza & Capellari 2004). Veloso *et al.* (1992) não utilizam o termo “Floresta de Restinga” e, segundo os autores, entre 24° e 32° de latitude sul e de 5 a 30 metros de altitude está a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, independente do solo ou relevo sobre o qual a vegetação se encontra, definição essa a ser adotada no presente trabalho.

Fatores históricos também podem ser responsáveis pela composição e distribuição de espécies nas florestas (Legendre & Fortin 1989). Rizzini (1997) considerou que a flora das florestas das planícies da costa atlântica do Brasil, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas segundo Veloso *et al.* (1992), originou-se por um processo de ocupação pelas espécies das florestas das encostas adjacentes. Grande parte das espécies arbóreas que compõem essas florestas também ocorre nas encostas, havendo um pequeno número de espécies exclusivas (Rizzini 1997, Joly *et al.* 1991, Scarano 2009), embora as espécies em comum possam ter frequência e abundância diferentes nas diferentes formações. A colonização dos ambientes mais extremos das planícies pelas espécies da encosta estaria amplamente relacionada a uma facilitação por espécies epífitas tolerantes à condições extremas de seca e escassez de nutrientes. As espécies epífitas teriam colonizado anteriormente o ambiente original e melhorado as condições para a posterior ocupação de outras espécies menos tolerantes (Scarano 2002, 2009). Urbanetz *et al.* (submetido), ao comparar diversos levantamentos feitos em regiões litorâneas da encosta e da planície do sudeste do Brasil, verificaram que as florestas da planície analisadas constituíram um grupo florístico que se diferenciou nas diferentes análises de agrupamento. Porém, nas análises de ordenação, verificou-se a existência de um gradiente na vegetação da encosta para o mar, que poderia estar relacionado com condições ambientais diferenciais no solo, mostrando que o ecótono entre essas formações não é abrupto. Dessa maneira, estudos em menor escala contribuiriam para a compreensão sobre como se dá a diferenciação entre essas distintas formações vegetacionais (Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas) e investigar quais seriam

os fatores determinantes para a composição de suas espécies e permitiriam avaliar os potenciais de conservação dos recursos naturais a longo prazo.

A região do vale do Ribeira concentra as maiores áreas de vegetação contínua de Mata Atlântica *sensu lato* do estado de São Paulo. As características do relevo, do clima, do solo e da vegetação da região e o processo de ocupação mantiveram a região afastada do desenvolvimento econômico do restante do estado, permitindo a manutenção da maior porção contígua de vegetação preservada do território paulista, abrigando diversas fisionomias dessa vegetação (São Paulo 1996). Dessa maneira, estudos realizados nessa região são de extrema importância.

Devido à importância da Mata Atlântica *sensu lato* e o risco de extinção a qual a mesma sofre, estudos que contribuam com o entendimento de sua estrutura, riqueza, diversidade e dos fatores que determinam os padrões existentes são de extrema importância. É interessante considerar idéias recentes para o entendimento destes padrões.

Vários autores têm encontrado que a estrutura espacial da vegetação pode ser determinada por variáveis abióticas. Segundo Keddy (1992), o ambiente funciona como um filtro que remove todas as espécies que não possuem as características necessárias para sobreviver naquele ambiente. Alguns autores investigaram relações entre clima, relevo, altitude, umidade, tipos de solo, e a riqueza, abundância e distribuição de espécies arbóreas, herbáceas, de palmeiras e de samambaias nas florestas tropicais (Oliveira Filho *et al.* 1990, 1994, Leduc *et al.* 1992, Clark *et al.* 1995, Duivenvoorden 1995, Clark *et al.* 1999, Pyke *et al.* 2001, Cardoso & Schiavini 2002, Svenning *et al.* 2004, Vormisto *et al.* 2004, Poulsen *et al.* 2006, Powers *et al.* 2009, Sesnie *et al.* 2009). Porém, em vários destes trabalhos ocorreu uma porcentagem alta da variância não explicada pelas variáveis abióticas. Os autores atribuíram isso a variáveis abióticas não mensuradas, vies de amostragem, fatores históricos ou fatores que poderiam estar relacionados com o limite de dispersão.

Por outro lado, a composição de espécies de um determinado local é muitas vezes influenciada pela composição de espécies dos locais vizinhos, por causa de processos bióticos tais como crescimento, reprodução, mortalidade (Legendre 1993). Dessa maneira, os valores de uma determinada localidade poderiam ser previstos pelos valores das localidades vizinhas, o que implicaria em uma ausência de independência entre as amostras de um local para outro (Legendre 1993). Tal fato é conhecido como autocorrelação espacial. A avaliação da importância do ambiente versus outros fatores que podem induzir a padrões espaciais na densidade de espécies de plantas pode ser vista como uma questão de covariação espacial (Leduc *et al.* 1992). Uma maneira de tratar esse problema é considerar a localização espacial das amostras como uma variável sobre a qual análises estatísticas devem ser executadas (Legendre 1993). Assim, a inclusão do espaço e a presença de autocorrelação espacial também devem ser levados em conta nas análises de dados ecológicos (Legendre & Fortin 1989, Legendre 1993).

Segundo Hubbell (1997, 2001), as espécies vegetais são neutras em termos competitivos e, dessa maneira, os padrões de organização encontrados nas comunidades seriam estocásticos e estariam mais relacionados com o limite de dispersão das espécies da metacomunidade e o ambiente não atuaria como um fator determinístico na distribuição das mesmas. O limite de dispersão seria a impossibilidade de uma espécie chegar ou se estabelecer nos locais favoráveis para o seu desenvolvimento e sua sobrevivência (Hurt & Pacala 1995). Eventos de perturbações em pequena escala implicam no estabelecimento oportunístico de indivíduos da meta-comunidade circundante e não de espécies com vantagens competitivas (Hubbell *et al.* 1999). Perturbações e dispersão de sementes são ocorrências altamente aleatórias e é esperado que a similaridade de espécies arbóreas diminua com o aumento da distância geográfica (Hubbell 2001, Condit *et al.* 2002). Dessa maneira, a hipótese defendida por Hubbell (2001) é a que processos estocásticos dependentes da distância influenciam a composição da floresta mais do que os fatores ambientais.

Alguns autores têm colaborado com a hipótese que o determinismo ecológico e o limite de dispersão não são fatores excludentes e ambos podem atuar de maneira conjunta na distribuição de espécies nas florestas tropicais (Pyke *et al.* 2001, Karst *et al.* 2005, Vormisto *et al.* 2004, Svenning *et al.* 2004, Duque *et al.* 2009).

Dessa maneira, o presente trabalho teve como objetivo principal realizar a caracterização florística e da estrutura comunitária de trechos de Floresta Ombrófila Densa Submontana de uma encosta e de trechos de uma Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas de uma planície próxima (Figuras 1 a 3), localizados no município de Cananéia, no vale do Ribeira, frente à variáveis abióticas e o espaço geográfico ou à presença de uma estrutura espacial nos dados. O estudo também objetivou a comparação entre ambas as formações vegetacionais, de modo a investigar qual seria o papel de variáveis ambientais relacionadas com o solo e o microrelevo, na diferenciação da composição florística e da estrutura das diferentes formações, uma vez que o solo sobre o qual a floresta da encosta se encontra é diferente do solo da floresta da planície (Figura 4).

O capítulo I trata de estudos dos padrões espaciais dos trechos de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (blocos D, E e F, Figuras 1 e 2) ao longo de um gradiente no solo de uma planície litorânea. O capítulo II é sobre a distribuição de abundância de espécies na Floresta Ombrófila Densa de uma encosta frente às variáveis ambientais do solo e do microrelevo (blocos A, B e C, Figuras 1 e 3). Já no capítulo III está o estudo de comparação entre as formações vegetacionais da Floresta Ombrófila Densa Submontana e Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Figuras 1 a 3) e o estudo sobre o papel das variáveis ambientais em sua diferenciação.

## Referências bibliográficas

- Bigarella, J.J. 1991. Aspectos físicos da paisagem – Physical landscape features. In Mata Atlântica – Atlantic Rain Forest. Câmara, I.G. Index, São Paulo, pp 63-94.
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Bocard, D. 2008. Modelling directional spatial processes in ecological data. *Ecological Modelling* 215: 325-336.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R. & Castro, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581–2595.
- Clark, D.B., Palmer, M.W. & Clark, D.A. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rainforest trees. *Ecology* 80: 2662–2675.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh Jr., E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666–669.
- Dansereau, P. 1950. Ecological Problems of Southeastern Brazil. *The Scientific Monthly* 71(2): 71-84.
- Duivenvoorden, J.F. 1995. Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caqueta area, Colombia, NW Amazonia. *Vegetatio* 20: 91-113.
- Duque, A., Phillips, J.F., von Hildebrand, P., Posada, C.A., Prieto, A., Rudas, A., Suescún, M. & Stevenson, P. 2009. Distance decay of tree species similarity in protected areas on terra firme forests in Colombian Amazonia. *Biotropica* 41: 599–607.
- Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs* 16:, 9–21.

- Hubbell, S.P., Foster, R.B., O'Brien, S.T., Harms, K.E., Condit, R., Wechsler, B., Wright, S.J. & de Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science* 283: 554-557.
- Hubbell, S.P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Hurtt, G.C. & Pacala, S.W. (1995) The consequences of recruitment limitation. Reconciling chance, history, and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* 176: 1–12.
- Joly, C.A., Leitão-Filho, H.F. & Silva, S.M. 1991. O patrimônio florístico – The floristic heritage. *In* Câmara, G. I. (coord.). *Mata Atlântica – Atlantic Rain Forest. Index & Fundação S.O.S. Mata Atlântica*, São Paulo.
- Joly, C.A., Aidar, M.P.M., Klink, C.A., Mcgrath, D.G., Moreira, A.G., Moutinho, P., Nepstad, D.C., Oliveira, A.A., Pott, A., Rodal, Mj.N. & Sampaio, E.V.S.B. 1999. Evolution of the Brazilian Phytogeography Classification Systems: Implications for Biodiversity Conservation. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science* 51(5/6): 331-348.
- Karst J, Gilbert B, Lechowicz MJ. 2005. Fern community assembly: the roles of chance and the environment at local and intermediate scales. *Ecology* 86:2473–2486.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Leduc, A., Drapeau, P., Bergeron, Y. & Legendre, P. 1992. Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path analysis. *Journal of Vegetation Science* 3: 69-78.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.

- Leinz, V. & Amaral, S.E. 1980. *Geologia Geral*. Editora Nacional, São Paulo.
- Liebsch, D, Marques, M.C.M. & Goldenberg, R. 2008. How does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141: 1717-1725.
- Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4): 786-792.
- Myers, N., Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., Fonseca, G. A B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:852-858.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southern Brazil and the influence of the climate. *Biotropica* 32(4b):793-810.
- Oliveira Filho, A.T., Ratter, J.A. & Shepherd, G.J. 1990. Floristic composition and community structure of a central Brazilian gallery forest. *Flora* 84: 103-117.
- Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 483-508.
- Poulsen, A.D., Toumisto, H. & Balslev, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. *Biotropica* 38: 468–478.
- Powers, J.S., Becknell, J.M., Irving, J., Pérez-Aviles, D. 2009. *Forest Ecology and Management* 258: 959–970.
- Pyke, C.R., Condit, R., Aguilar, S. & Lao, S. 2001. Floristic composition across a climatic gradient in a Neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science* 12:553–566.

- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141–1153.
- Rizzini, C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro.
- São Paulo. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. 1996. Regulamentação da APA Cananéia-Iguape-Peruíbe: plano de gestão - unidade de gestão - ZEE preliminar. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, IBAMA, São Paulo.
- Scarano, F.R., 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517–524.
- Scarano, F.R., 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation* 142: 1201–1208.
- Sesnie, S.E., Finegan, B., Gessler, P.E. & Ramos, Z. 2009. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old-growth rain forest remnants. *Biotropica* 41: 16–26.
- Souza, V.C. & Capellari, L. 2004. A vegetação das dunas e restingas da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In Marques, O.A. V. & Duleba, W. (Eds.). 2004. Estação Ecológica Juréia-Itatins, ambiente físico, flora e fauna. Holos, Ribeirão Preto, p.103-114.
- Svenning, J.C., Kinner, D.A., Stallard, R.F., Engelbrecht, B.M.J. & Wright, S.J. 2004. *Ecology* 85: 2526–2538.
- Urbanetz, C. Tamashiro, J.Y., Kinoshita, L.S. \_\_\_\_\_ Floristic composition of an Atlantic Rain Forest fragment, Cananeia, Sao Paulo State, Brazil, and similarities analysis. Submetido em 09-2008 à Revista Brasileira de Botânica.

- Veloso, H.P., Oliveira Filho, L.C., Vaz, A.M.S.F., Lima, M.P.M. Marquete, R. & Brazão, J.E.M. (org.).  
1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em Geociências. IBGE, v.1, p.  
1-91.
- Vormisto, J., Svenning, J.C., Hall, P. & Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm  
(Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. *Journal of  
Ecology* 92: 577–588.

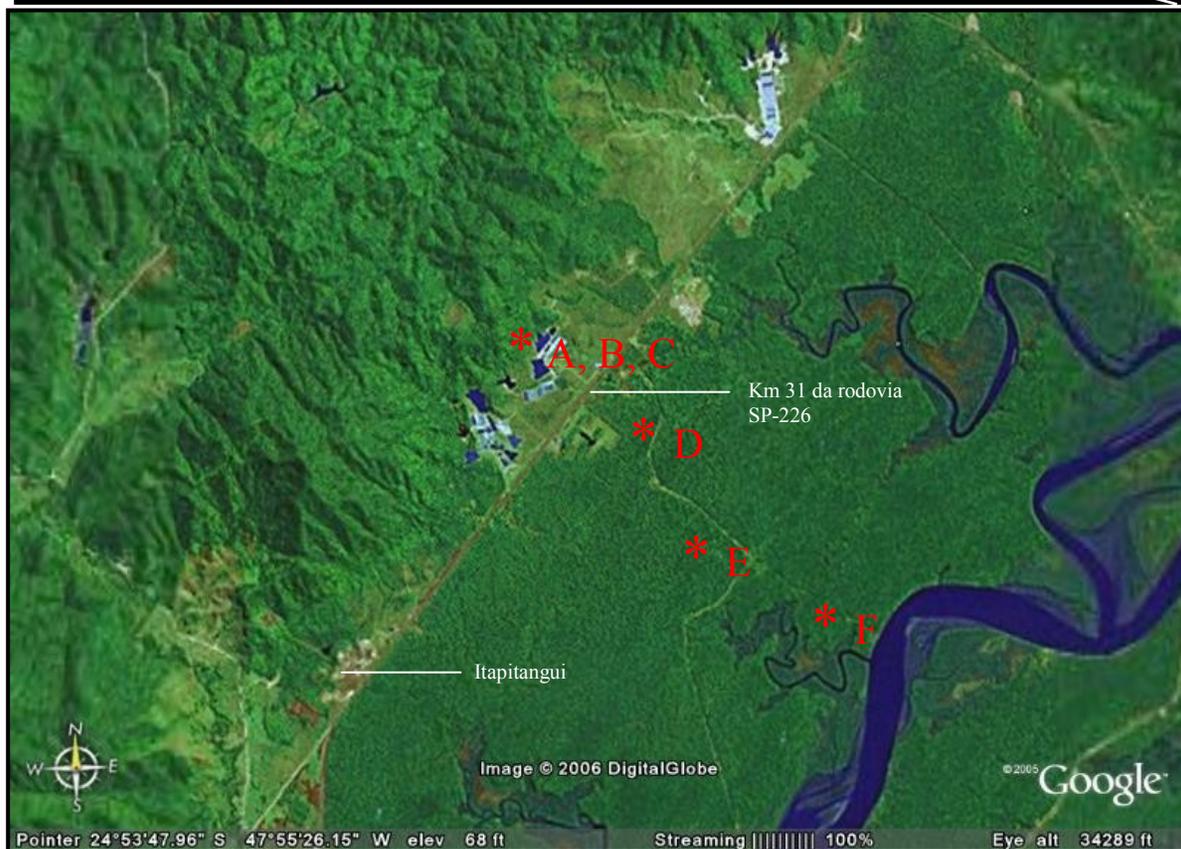
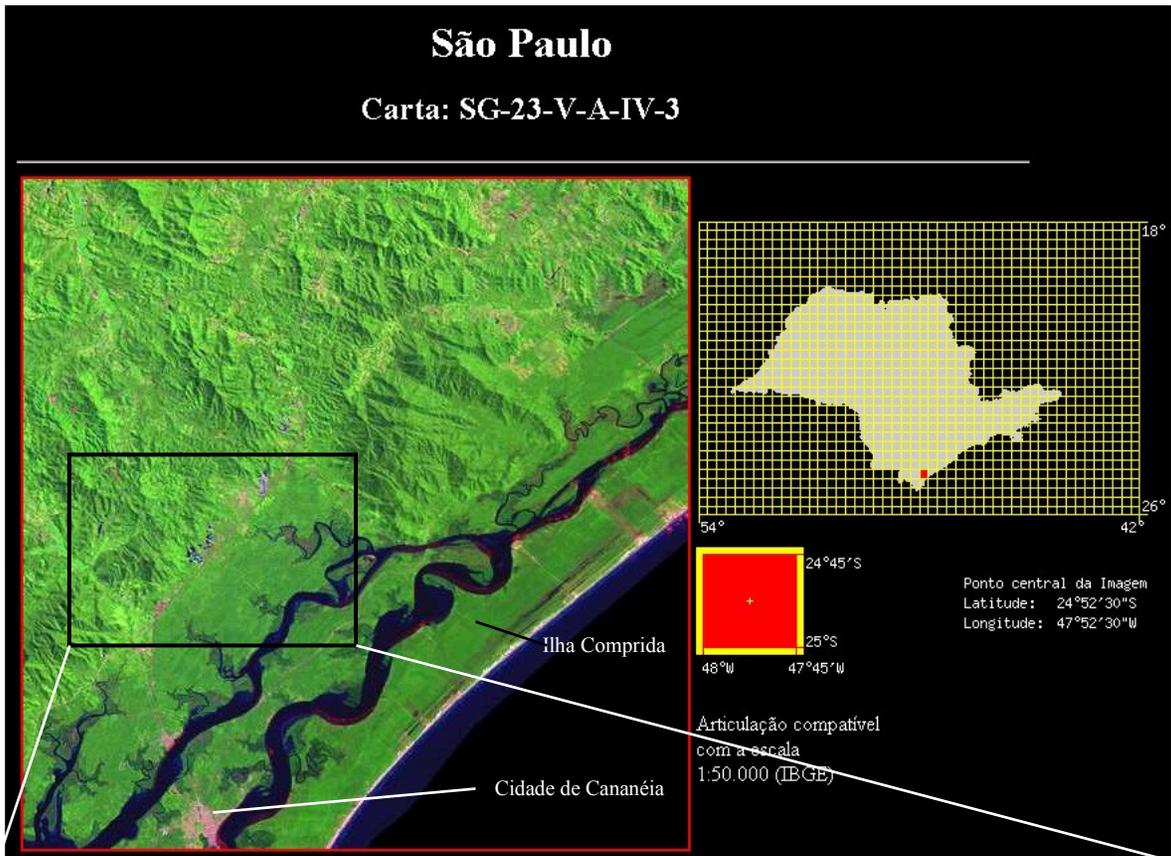


Figura 1. Localização da área de estudo. Acima: imagem de satélite disponível em <http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.gov.br> (acesso em março de 2006). Abaixo: detalhe do local evidenciando o relevo mais acidentado da área do remanescente da floresta da encosta e a área da floresta da planície. (\*) Locais onde foram instaladas as parcelas. Imagem de satélite disponível em <http://www.earth.google.com/downloads.html> (acesso em março de 2006).



Figura 2. Fotos do remanescente de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, localizado no município de Cananéia, SP. a e b: fotos aéreas. a: localização das parcelas (blocos D, E, e F); b: transição da planície para a encosta; c e d: vistas do exterior da floresta; e, e': vistas do interior da floresta; f: solo encharcado de um dos trechos.



Figura 3. Fotos do remanescente de Floresta Ombrófila Densa Submontana (blocos A, B e algumas parcelas do bloco C) e de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (algumas parcelas do bloco C) da encosta, localizado no município de Cananéia, SP. a e b: fotos aéreas do remanescente; b: localização das parcelas (blocos A, B e C); c: vista lateral da floresta da encosta; d, e, f: vista do interior da floresta.



Figura 4. Mapa de solos da região de Cananéia, escala 1: 250.000, adaptado de Lepsch *et al.* (1999), mostrando os tipos de solos presentes na área de estudo (cuja localização está assinalada com asteriscos dentro do quadrado vermelho): Pva3 = Podzólico vermelho-amarelo álico (cor de rosa), argila de atividade baixa e P = podzol (azul escuro). Demais tipos de solo da região: Ca = cambissolo álico (marrom); SM = solo de mangue (verde); Ga = solos gleizados álicos (azul claro); GT = solo gleizados tiomórficos; LA = latossolo amarelo-álico (laranja); Ra = solos litólicos álicos (cinza).

## Capítulo I

Fatores Abióticos, Composição Florística e Organização Comunitária de uma Floresta  
Ombrófila Densa de Terras Baixas.

## **Resumo**

O objetivo principal desse trabalho foi investigar a influência de variáveis abióticas do solo na determinação da estrutura espacial de Floresta Ombrófila Densa Atlântica de Terras Baixas. Foram instalados três blocos de 20 parcelas em uma planície, em solo arenoso e a 1,5 km de distância entre cada bloco e em diferentes distâncias em relação ao mar. Foram marcados e medidos todos os indivíduos arbóreos com PAP  $\geq$  15 cm. Foram feitas análises de agrupamento e ordenação a partir das matrizes de abundância de espécies para verificar a presença de padrões, grupos ou gradientes entre parcelas. Foi feita a Análise Canônica de Correspondências (CCA) a partir da matriz de abundância de espécies e da matriz dos dados abióticos para verificar a existência de relações entre a distribuição de abundância e composição de espécies e o ambiente. A composição de espécies da planície não se mostrou uniforme, uma vez que o trecho mais próximo do mar se diferenciou claramente dos demais. Um gradiente granulométrico no solo se mostrou relacionado com a riqueza e a distribuição de espécies na floresta estudada. As análises também mostraram a existência de uma correlação entre o alagamento permanente do solo e a diferenciação na distribuição das espécies entre dois dos trechos.

## INTRODUÇÃO

Veloso & Klein (1968 citado por Martins 1989), em seus estudos no sul do Brasil sobre sucessão ecológica e suas relações com o ambiente, encontraram grande riqueza que variava conforme as condições edáficas. O número de espécies era reduzido drasticamente em consequência de condições edáficas desfavoráveis, tais como baixa fertilidade ou encharcamento periódico ou permanente, decorrente da má drenagem. O gradiente florístico também pode estar relacionado com fatores edáficos (Gartlan *et al.* 1986, Oliveira Filho *et al.* 1994, 1998, van den Berg & Oliveira Filho 1999, Cardoso & Schiavini 2002).

A vegetação de restinga ocorre sobre a baixada litorânea, nas planícies quaternárias de origem marinha (Rizzini 1997). Uma delas se refere a todas as formações vegetais que cobrem as areias holocênicas, desde o oceano (Rizzini 1997). Outra se refere ao tipo de formação geológica resultante da deposição de sedimentos do Quaternário (últimos milhares de anos) dos rios e do mar (Leinz & Amaral 1980). A origem da baixada litorânea ao longo da costa brasileira está relacionada com as transgressões e regressões marinhas, que ocorreram como reflexos de oscilações globais do nível do mar (Suguió 2004). Estas oscilações no nível do mar estão ligadas com as variações paleoclimáticas e movimentações tectônicas que ocorreram durante o Quaternário (Suguió 2004). Rizzini (1997) considerou que a flora das planícies originou-se por um processo de ocupação pelas espécies das florestas adjacentes nas encostas. A vegetação da encosta está sobre uma formação geológica mais antiga que a da planície (Bigarella 1991). A colonização dos ambientes mais extremos das planícies pelas espécies das encostas provavelmente estaria amplamente relacionada a uma facilitação por espécies epífitas tolerantes às condições extremas de seca e escassez de nutrientes, que teriam colonizado anteriormente o ambiente original e melhorado as condições para a posterior ocupação de outras espécies menos tolerantes (Scarano 2009).

Rizzini (1997) utilizou o termo “complexo da restinga” para designar a vegetação da restinga, pois a distribuição das diferentes formações vegetacionais existentes se faz em mosaicos. Segundo o autor, as principais formações florestais que fazem parte do complexo da restinga são: floresta paludosa, floresta esclerófila e floresta pluvial. Os fatores determinantes de sua composição e fisionomia são variados e ora a água é o fator preponderante, ora o solo ou a idade do substrato. Assim, as formações que compõem o complexo da restinga seriam formações edáficas e o clima teria papel secundário. Alguns autores utilizam a expressão Floresta de Restinga, referindo-se à floresta que ocorre sobre essa formação geológica do Quaternário na parte do interior do continente (Souza & Capellari 2004). A classificação da vegetação adotada pelo IBGE não utiliza o termo restinga. Veloso *et al.* (1992) reconhecem a Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas entre 24° e 32° de latitude sul e de 5 a 30 metros de altitude, independente do tipo de solo sobre o qual as formações florestais ocorram.

O ambiente sobre o qual a vegetação Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície ocorre é restritivo, uma vez que o solo geralmente é ácido, pobre em nutrientes, podendo haver alagamentos (Scarano 2002) causados por má drenagem, variações no nível do lençol freático ou enchentes nos rios, podendo também esse ambiente estar sujeito à erosão, devido às oscilações locais do nível do mar. Dessa maneira, o ambiente da planície não é homogêneo e a riqueza e composição de espécies pode variar conforme as condições edáficas. Essa diversidade de ambientes pode causar uma redução da riqueza em condições menos favoráveis. Assim, a composição de espécies também pode variar de um local para o outro, dependendo da condição de alagamento ou escassez de nutrientes do local, limitando a ocupação das espécies por essas condições extremas.

Assim, o presente estudo teve como objetivo principal realizar a caracterização florística e fitossociológica de trechos de Floresta de Ombrófila Densa de Terras Baixas de modo a responder as seguintes questões:

1. Como é a distribuição de abundância de espécies nos diferentes trechos amostrados? Há grupos, padrões ou gradientes?
2. Quais fatores no solo que podem estar correlacionados com a distribuição de espécies na floresta estudada?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### Área de estudo

O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado em um remanescente de floresta contínua, no município de Cananéia, sul do estado de São Paulo (24°54'S, 47°56'W; Figura 1). O remanescente é uma Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Veloso *et al.* 1992) que está sobre solo arenoso e relevo plano, com alguns trechos onde ocorrem alagamentos periódicos advindos da chuva, da má drenagem ou do afloramento do lençol freático. O trecho de floresta estudado encontra-se em uma propriedade particular que não possui atividades comerciais ou de cultivo.

O clima da região é do tipo Af – tropical úmido (Koeppen 1948). A temperatura média anual é de 20,9°C, a média do mês mais quente é de 24,8°C, do mais frio, 17,2°C. A pluviosidade média anual é de 1520,9 mm. O tipo de solo é o Podzol (Lepsch *et al.* 1999) ou Spodossol de acordo com o sistema brasileiro de classificação de solos (EMBRAPA 2006). A altitude local varia de 10-20 a.n.m.

### Coleta de dados

As coletas de material botânico foram feitas com auxílio de tesoura de poda manual e de alta poda. O material coletado foi preparado segundo método usual em taxonomia vegetal e incorporado no Herbário UEC do Departamento de Biologia Vegetal da UNICAMP.

Adotou-se o método das parcelas para a amostragem da floresta (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Foram delimitadas três áreas de 50 x 40 m (blocos D, E e F). Cada área foi dividida em parcelas contíguas de 10 x 10 m, totalizando 60 parcelas e 0,6 ha de área amostrada. Os blocos de parcelas (D, E e F) estão em intervalos de 1,5 km de distância, na direção do oceano. As parcelas dos blocos E e F estão em áreas que sofrem alagamentos periódicos devido à má drenagem durante a época de chuvas mais intensas e o lençol freático se encontra a cerca de 1 m de profundidade (observado em campo durante amostragem de solos). Já as do bloco D estão em uma área onde o lençol freático aflora, permanecendo alagada na maior parte do tempo.

Foram marcados e numerados todos os indivíduos arbóreos vivos com perímetro à altura do peito (PAP)  $\geq 15$  cm, incluindo-se palmeiras e excluindo-se os fetos arborescentes. Foram tomadas medidas de PAP à 1,3 m, altura estimada e foram identificadas as espécies as quais pertenciam esses indivíduos. Foram coletados ramos daqueles cujas espécies não foram identificadas no campo, além de ramos férteis para servir de material testemunha no herbário UEC da UNICAMP.

Foram medidos alguns dos descritores de solo de modo a averiguar uma possível correlação de tais fatores com a distribuição de espécies arbóreas. Para tanto, foram tomadas duas alíquotas no centro de cada parcela utilizando-se um trado holandês, na profundidade de 0-20 cm. As mesmas foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas para análise nos laboratórios de análises química e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). Foram analisados: acidez ativa (pH), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V%), teor de matéria orgânica (MO), fósforo disponível, cálcio, magnésio e potássio. Na análise física, foram medidos os teores de argila, silte e areia total.

## Análise dos dados

A identificação do material botânico foi realizada no laboratório de Taxonomia Vegetal do Departamento de Biologia Vegetal da UNICAMP, através de análise utilizando microscópio estereoscópico, consultas à bibliografia especializada, comparação com exsicatas do herbário UEC, bem como consultas a especialistas. As espécies e gêneros não identificados foram tratados no nível de morfoespécies. A classificação adotada foi a de APG III (2009).

Foram calculados os descritores fitossociológicos absolutos e relativos usuais descritos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), tais como densidade, dominância, frequência, assim como o índice de valor de importância (IVI), além do índice de diversidade de Shannon e o de Simpson, e o de equabilidade de Pielou (Magurran 1988) a partir de uma matriz com os nomes das espécies, famílias, PAP e altura dos indivíduos amostrados.

Foram feitas análises multivariadas de agrupamento e ordenação para verificar a existência de blocos florísticos ou gradientes entre as 60 parcelas, de modo a esclarecer se ocorrem diferenças na estrutura e composição florística entre os trechos nas diferentes distâncias do mar. Foram feitas análises de agrupamento utilizando-se o índice de Bray-Curtis, pois esse índice é adequado para dados de abundância de espécies segundo Legendre & Legendre (1998). Foram utilizados os métodos de ligação de Ward (variância mínima), simples, completa e média de grupo (UPGMA) para a obtenção dos dendrogramas. Foi feita a análise de coordenadas principais (PCO) a partir da matriz de distâncias entre as parcelas obtida através do índice de Bray Curtis. Foram feitas as análises de componentes principais (PCA; Jackson 1991) por correlação e de correspondências (CA) (Benzecri 1992) a partir da matriz com os dados de abundância das espécies. Foi feita a Análise Canônica de Correspondência (CCA) (ter Braak 1998) para verificar se a inércia nos dados de solo poderia estar correlacionada com a inércia nos dados vegetacionais. A CCA foi feita a partir da matriz com os dados de abundância das espécies e da

matriz com os dados de solo. Foi feito o teste de Monte Carlo (Manly 1997), com 1000 permutações para testar a significância dos eixos da CCA.

Os dados da matriz de abundância de espécies não foram transformados para realizar as análises de agrupamento, uma vez que o coeficiente de distância Bray Curtis pode ser utilizado com os dados originais (Legendre & Legendre 1998). Já as matrizes com os dados ambientais foram transformadas de modo a padronizar as diferentes unidades de cada variável através da transformação  $\log(x + 1)$ , uma vez que as respostas dos organismos vegetais às variáveis nutricionais são logarítmicas (Jager & Looman 2007).

Também foi feita a análise TWINSpan (Two Indicator Species Analysis) (Hill & Smilauer 2005) para averiguar a existência de blocos florísticos ou gradientes. Nessa análise, as espécies são divididas em pseudoespécies conforme a frequência de sua ocorrência (Hill & Smilauer 2005).

Os cálculos dos parâmetros fitossociológicos, as análises de agrupamento e ordenação, TWINSpan e a transformação dos dados foram feitos utilizando-se o programa FITOPAC 2 (Shepherd 2009).

## **RESULTADOS**

### **Levantamentos Florístico e Fitossociológico**

Foram encontrados 1102 indivíduos nos blocos de parcelas D (369), E (208) e F (525). Estes indivíduos pertencem a 93 espécies e 42 famílias.

As parcelas do bloco F, localizadas mais próximas do mar, se mostraram como um grupo distinto em todas as análises multivariadas realizadas (Figuras 1 a 16). Dessa maneira, foram descritos separadamente os parâmetros fitossociológicos dos blocos de parcelas F dos parâmetros dos blocos D-E (Tabelas 1 e 2).

Foram encontrados 577 indivíduos pertencentes a 84 espécies e 40 famílias nas parcelas dos blocos D e E (Tabela 1). A área basal encontrada para essas parcelas foi 11,68 m<sup>2</sup>/ha, o volume total 165,64 m<sup>3</sup> e a densidade 1442,5 indivíduos/ha. O índice de diversidade de Shannon foi 3,897 nats/ind e o de Simpson 0,026. O índice de equabilidade de Pielou foi 0,880.

As famílias mais ricas para os blocos D e E foram Lauraceae (11 espécies), Myrtaceae (9), Myrsinaceae (5), Fabaceae (4) e Aquifoliaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Rubiaceae e Sapotaceae (3). Estas equivalem a 30% das famílias e englobam 60% das espécies encontradas. Cerca de 70% das famílias encontradas apresentaram apenas 1 ou 2 espécies.

Lauraceae apresentou alto IVI nos blocos de parcelas D-E pela dominância e frequência dos indivíduos de *Ocotea acyphylla* e *Nectandra oppositifolia*; dominância de *Ocotea elegans*, e frequência e densidade de *Aniba viridis* e *Aniba firmula* (Tabela 1). Clusiaceae apresentou alto IVI nos blocos de parcelas D-E devido aos valores altos de dominância e densidade de *Calophyllum brasiliense* (Tabela 1). Elaeocarpaceae destacou-se devido aos indivíduos de *Sloanea guianensis* e seus altos valores de dominância. Sapotaceae teve seu destaque pelos valores de dominância de *Manilkara subsericea* e de frequência e densidade de *Ecclinusa ramiflora*. Euphorbiaceae apresentou alto IVI devido a *Pera glabrata* e *Alchornea triplinervea*, espécies com alta frequência, dominância e densidade nessas amostras. Rubiaceae, Meliaceae e Aquifoliaceae apresentaram destaque quanto ao IVI devido aos indivíduos de *Amaioua intermedia*, *Guarea macrophylla* e *Ilex theezans*, respectivamente (Tabela 1).

Foram encontrados 525 indivíduos pertencentes a 29 espécies e 17 famílias nas parcelas do bloco F (Tabela 2). A área basal encontrada para esse bloco foi 6,43 m<sup>2</sup>/ha, o volume total 65,36 m<sup>3</sup> e a densidade 2625 indivíduos/ha. O índice de diversidade de Shannon foi 2,288 nats/ind e o de Simpson 0,1899. O índice de equabilidade de Pielou foi 0,679.

A família mais rica para o bloco F foi Myrtaceae (10 espécies). As demais apresentaram apenas 1 ou 2 espécies.

Pentaphylacaceae apresentou os maiores valores de IVI devido ao grande número de indivíduos de *Ternstroemia brasiliensis*, os quais apresentaram altos valores de dominância, frequência e densidade relativas (Tabela 2). Por sua vez, Lauraceae teve seu destaque devido ao grande número de indivíduos presentes de *Ocotea pulchella*, também com altos valores de dominância, frequência, densidade (Tabela 2). De modo geral, Myrtaceae também se destacou devido aos indivíduos de *Blepharocalyx salicifolius* (com elevada densidade), *Myrcia multiflora*, *M. pulchra*, *Siphoneugena guilfoyleiana* e *Psidium cattleianun* presentes com grandes valores de frequência (Tabela 2). O destaque de Clusiaceae pode ser atribuído ao grande número de indivíduos de *Clusia criuva* presentes e seus altos valores de densidade e frequência relativas (Tabela 2). Já Cunoniaceae, Aquifoliaceae e Fabaceae tiveram seu destaque por causa da frequência dos indivíduos de *Weinmannia paulliniifolia*, *Ilex theezans* e *I. pseudobuxus*, e *Andira fraxinifolia*, respectivamente (Tabela 2).

Os maiores valores de dominância relativa encontrados pertencem às famílias Pentaphylacaceae e Lauraceae devido ao porte relativamente elevado dos indivíduos de *Ternstroemia brasiliensis* e *Ocotea pulchella*, respectivamente (Tabela 2).

### **Análises de agrupamento**

23 espécies (raras) apresentaram apenas um indivíduo em todas as parcelas. Foram feitas análises preliminares com essas espécies e excluindo-se as mesmas. A exclusão das espécies raras não alterou os resultados de maneira significativa. Assim, optou-se por executar análises sem essas espécies de maneira a reduzir o ruído das análises.

Foi observado um grupo formado pelas parcelas do bloco F, que são as mais próximas do mar, em todos os dendrogramas independente do método de ligação utilizado (Figura 1). As parcelas dos blocos D e E apresentaram uma tendência de separação, mas não de maneira tão clara quanto as do bloco F. Algumas parcelas do bloco E se mostraram intermediárias, variando de grupo dependendo do

método de ligação utilizado. As parcelas do bloco D não se mostraram uniformes, pois foram observados pequenos grupos formados por essas parcelas que variaram conforme o método de ligação utilizado e que algumas vezes incorporaram parcelas do bloco E. As parcelas do bloco E se mostraram um pouco mais uniformes e constantes em relação às parcelas do bloco D.

### **Análises de ordenação**

As parcelas do bloco F se mantiveram agrupadas em todos os gráficos obtidos através das análises de ordenação, mostrando-se como um grupo diferenciado das demais (Figuras 2 a 4). Pôde ser observada uma tendência de separação das parcelas dos blocos D e E e a existência de algumas parcelas intermediárias.

As análises de ordenação apresentaram variância/inércia total acumulada para os três primeiros eixos maior do que na Análise de Correspondências (Tabela 3). A porcentagem de variância/inércia observada para os três primeiros eixos foi maior que a esperada pelo acaso de acordo com o modelo de vara quebrada para apenas o eixo 1 da CA (Tabela 3).

### **Dados florísticos e abióticos – Análise Canônica de Correspondências (CCA)**

Os gráficos da CCA mostraram que as diferenças encontradas na distribuição de espécies acompanhou as diferenças no solo.

As parcelas do bloco F também se mostraram diferenciadas das demais na CCA (Figuras 5 e 6). As parcelas dos blocos D e E apresentaram uma tendência de separação (Figuras 5 e 6).

A quantidade de areia total foi a principal variável do solo relacionada com a diferenciação das parcelas do bloco F, seguida por argila, fósforo, H + Al e matéria orgânica (Figura 5). A variável silte

foi excluída das análises por ser complementar aos teores de areia e de argila. Também foram excluídas as variáveis saturação por bases (V%), capacidade de troca catiônica(CTC) e soma de bases (SB) por serem variáveis derivadas das demais.

As parcelas do bloco F apresentaram os maiores teores de areia e os menores teores de argila, fósforo, matéria orgânica (MO) e H + Al (Figuras 5 e 6). As parcelas do bloco D apresentaram os maiores teores de H+Al, argila, fósforo e MO.

A CCA mostrou que há um gradiente crescente de areia na direção do continente para o oceano. As parcelas mais próximas do mar (bloco F) apresentaram os maiores teores de areia e menores teores de argila, e o as mais distantes apresentaram os menores teores de areias e os maiores teores de argila (bloco D). Isso faz sentido, uma vez que as parcelas mais próximas da encosta provavelmente recebem maior aporte de argila que desce dos morros com as enxurradas e que diminui com o aumento da distância dos morros.

A porcentagem de inércia total acumulada explicada pelos autovalores canônicos para os eixos 1 a 3 foi 13,7% (Tabela 4). A porcentagem de inércia canônica explicada pelo eixo 1 foi 47,93% (Tabela 4). O teste de Monte Carlo foi significativo para o primeiro eixo da análise (Tabela 5).

### **Two way indicator species analysis - TWINSPAN**

O nível de divisão 1 da TWINSPAN separou as parcelas do bloco F (Figura 7) das demais. A espécie indicadora para o bloco F foi *Ternstroemia brasiliensis*. As pseudoespécies preferenciais do bloco F foram: *Byrsonima ligustrifolia* 1 (3, 6), *Psidium cattleianum* 1 (3, 6), *Clusia criuva* 1 (2, 14), *Ocotea pulchella* 1 (3, 19), *Myrcia multiflora* 1 (0, 10), *Weinmannia pauliniifolia* 1 (1, 11), *Ternstroemia brasiliensis* 1 (1, 20), *Ilex pseudobuxus* 1 (1, 5), *Blepharocalyx salicifolius* 1 (0, 17), *Siphoneugena guilfoylena* 1 (0, 9), *Calyptranthes* cf. *rubella* 1 (0, 4), *Erythoxylon amplifolium* 1 (0,

9), *Myrcia pulchra* 1 (0, 8), *Clusia criuva* 2 (0, 10), *Ocotea pulchella* 2 (1, 18), *Weinmannia pauliniifolia* 2 (0, 4), *Ternstroemia brasiliensis* 2 (0, 20), *Blepharocalyx salicifolius* 2 (0, 11), *Myrcia pulchra* 2 (0, 4), *Ocotea pulchella* 3 (0, 9), *Ternstroemia brasiliensis* 3 (0, 20) e *Ternstroemia brasiliensis* 4 (0, 12).

As pseudoespécies preferenciais dos blocos D e E foram: *Sloanea guianensis* 1 (24, 0) *Aniba viridis* 1 (12, 0) *Xylopia langsdorfiana* 1 (13, 0), *Guarea macrophylla* 1 (15, 0), *Ecclinusa ramiflora* 1 (12, 0), *Alchornea triplinervea* 1 (11, 0), *Heisteria silviani* 1 (9, 0), *Amaioua intermedia* 1 (14, 0), *Garcinia gardneriana* 1 (9, 0), *Matayba intermedia* 1 (9, 0), *Nectandra oppositifolia* 1 (12, 0), *Pouteria beaurepairei* 1 (9, 2), *Calophyllum brasiliensis* 1 (17, 3), *Manilkara subsericea* 1 (14, 1), *Aniba firmula* 1 (9, 0), *Tapirira guianensis* 1 (12, 2), *Myrcia racemosa* 1 (22, 0), *Ocotea aciphylla* 1 (15, 0), *Sloanea guianensis* 2 (10, 0), *Andira fraxinifolia* 2 (8, 1).

O segundo nível de divisão separou a maioria das parcelas do bloco D das parcelas do bloco E (Figura 7). Quatro parcelas do bloco D foram agrupadas junto com as do bloco E. A parcela D14 foi mal classificada. As parcelas D17 e E4 se mostraram como intermediárias (Figura 7).

As espécies indicadoras do grupo D (lado esquerdo na divisão 2 - Figura 7) foram: *Tapirira guianensis*, *Nectandra oppositifolia*, *Calophyllum brasiliensis*, *Pera glabrata* e *Andira fraxinifolia*. A espécie indicadora para o grupo E (direita na divisão 2 na Figura 7) foi *Ecclinusa ramiflora*.

As pseudoespécies preferenciais do grupo D foram *Guarea macrophylla* 1 (12, 3), *Ecclinusa ramiflora* 1 (12, 0), *Apararithmeticum cordatum* 1 (5, 1), *Heisteria silviani* 1 (8, 1), *Amaioua intermedia* 1 (12, 2), *Garcinia gardneriana* 1 (8, 1), *Sloanea guianensis* 2 (8, 2), *Amaioua intemedia* 2 (5, 0).

As pseudoespécies preferenciais do grupo E foram: *Pera glablata* 1 (8, 12), *Alchornea triplinervea* 1 (4, 7), *Andira fraxinifolia* 1 (6, 11), *Nectandra oppositifolia* 1 (2, 10), *Pouteria beaurepairei* 1 (3, 6), *Calophyllum brasiliensis* 1 (5, 12), *Aniba firmula* 1 (3, 6), *Tapirira guianensis* 1

(0, 12), *Myrcia racemosa* 1 (9, 13), *Hedyosmum brasiliensis* 1 (0, 4), *Maytenus robusta* 1 (0, 4), *Rapanea venosa* 1 (0, 4), *Andira fraxinifolia* 2 (2, 6), *Nectandra oppositifolia* 2 (0, 5), *Calophyllum brasiliensis* 2 (0,7), *Aniba firmula* 2 (0, 4), *Tapirira guianensis* 2 (0, 5), *Myrcia racemosa* 2 (0, 5).

Os níveis de divisões seguintes apresentaram autovalores baixos (menores do que 0,30) e foram desconsiderados.

## DISCUSSÃO

O trecho de floresta mais próximo do mar (F) apresentou menor riqueza, menor diversidade, maior densidade e indivíduos com diâmetro e altura menores (menor volume) do que os trechos dos blocos D-E. Em todas as análises multivariadas, as parcelas do bloco F se apresentaram muito distintas em termos de composição florística e distribuição de abundância dos indivíduos.

A CA apresentou porcentagem de inércia observada maior do que a esperada pelo acaso somente para o eixo 1, e isto pode ser devido ao fato dessa análise ser sensível ao efeito de *outliers* (ter Braak 2007). Dessa maneira, essa análise é eficiente na detecção de grupos e sempre coloca o eixo 1 passando pelo grupo diferenciado (ter Braak 2007), no caso as parcelas do bloco F.

Os resultados da CCA indicaram que a diferenciação das espécies nas parcelas do bloco F parece estar correlacionada com os baixos teores de argila e altos teores de areia no solo e baixa CTC. Uma baixa capacidade de retenção de cátions nos grãos de areia gera uma condição de extrema escassez de nutrientes no solo dessas parcelas. Esta condição pode estar relacionada com uma menor diversidade de espécies nesse trecho em comparação com os demais trechos.

As parcelas do bloco D se diferenciaram das do bloco E principalmente pelos teores maiores de matéria orgânica no solo e H + Al. A taxa de decomposição da matéria orgânica varia em função das condições de umidade (Lepsch *et al.* 1982). O lençol freático aflora no trecho D, o que gera uma

condição de anoxia e uma conseqüente decomposição lenta da matéria orgânica e seu acúmulo. As parcelas do bloco D apresentaram MO maiores do que  $60 \text{ g/dm}^3$  para a maioria de suas amostras. Dessa maneira, a correlação positiva entre MO e H + Al encontrada na CCA faz sentido e está de acordo com as afirmações de Lepsch *et al.* (1981): o acúmulo de matéria orgânica está relacionado com uma elevada acidez no solo e com a sua má drenagem. A diferenciação de distribuição de espécies do bloco D do E parece estar relacionada com a condição de afloramento do lençol freático nesse trecho e com a acidez e uma conseqüente baixa proporção de cátions trocáveis. Isso estaria de acordo com os estudos feitos por Veloso & Klein (citado por Martins 1989), nas décadas de 50 e 60, no sul do Brasil que relacionaram o encharcamento e a variação da riqueza e distribuição de espécies no local.

Apesar da inércia acumulada explicada para os 2 primeiros eixos da CCA ter sido relativamente baixa (12%), os resultados fizeram sentido biológico e geomorfológico e pode-se dizer que pelo menos parte da distribuição das espécies parece estar relacionada com fatores medidos no solo, principalmente os granulométricos, acidez e o teor de MO.

As espécies mais abundantes nas parcelas do bloco F e as espécies preferenciais indicadas pela TWINSpan estão entre as espécies de maior IVI na área II do levantamento de florestas da planície da Ilha do Cardoso (Cananéia) (Sugiyama 1998) e na de Paranaguá (litoral norte do PR, próximo da divisa com o estado de SP) (Rotta *et al.* 1992). Sugiyama (1998) descreve a distribuição e aspectos ecológicos de algumas espécies encontradas em seu levantamento. Segundo a autora, *Ternstroemia brasiliensis* (espécie indicadora do bloco F) é encontrada na região sudeste do Brasil e é muito freqüente nas florestas das planícies de São Paulo e Paraná. *Myrcia multiflora* é uma das espécies mais abundantes na restinga da Ilha do Cardoso e pode ser encontrada nas planícies brejosas e terrenos úmidos do litoral catarinense. *Erythroxylum amplifolium* apresenta distribuição ampla nas planícies ao longo do litoral, em solos úmidos e arenosos, sendo rara nas florestas das encostas. *Psidium catteyanum* é comum nas vegetações arbustivas litorâneas situadas em terrenos úmidos. *Weinmania paulliniifolia* aparece com

frequência na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e na Floresta Ombrófila Densa Alto Montana. *Clusia criuva* ocorre nas florestas das planícies, florestas de encosta e de galeria. *Ocotea pulchella* possui distribuição ampla e é frequente em solos brejosos das planícies litorâneas, no cerrado e em Matas de Galeria. Já *Byrsonima ligustrifolia* e *Blepharocalyx salicifolius* são comuns em toda a vegetação da costa do Brasil. No estudo feito por Sztutman & Rodrigues (2002), comparando-se uma floresta sobre morrote com florestas turfosas em Pariquera-Açu, SP, os autores apontaram que *Ilex pseudobuxus* (espécie preferencial do bloco F segundo a TWINSPAN) e *Ternstroemia brasiliensis* (espécie indicadora do bloco F, segundo a TWINSPAN) representaram 97% dos indivíduos amostrados na floresta turfosa profunda. Essas florestas são higrófilas e o solo onde as mesmas ocorrem tem como característica a turfa, que é um material orgânico parcialmente decomposto em função do ambiente anóxico brejoso (Sztutman & Rodrigues 2002). *I. pseudobuxus* também está entre as espécies mais frequentes no estudo de Dorneles & Waechter (2004) sobre florestas turfosas no Rio Grande do Sul. As espécies *Myrcia multiflora*, *P. catleyanum* e *O. pulchella* também estão entre as espécies amostradas neste estudo.

Com base nessas informações, pode-se concluir que a maioria das espécies preferenciais das parcelas do bloco F são comumente encontradas em áreas úmidas ou encharcadas. Entretanto, este trecho de floresta não se encontra sobre solo encharcado permanentemente, como é o caso do bloco D. Assim, a quantidade de areia e argila e no solo parecem ser os fatores relacionados com as diferenças na composição e distribuição de espécies nessas parcelas, estando de acordo os resultados da CCA e diferente da literatura.

## CONCLUSÕES

1. Um gradiente granulométrico no solo parece estar relacionado com a riqueza e a distribuição de espécies no remanescente da planície.

2. As análises também mostraram que o alagamento permanente do solo muito provavelmente está relacionado com a distribuição de espécies de um dos trechos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APG III- The Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.
- APW. <<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APWeb/>> Último acesso em 21-09-09.
- Benzecri, P.J. 1992. *Correspondence analysis handbook*. Marcel Dekker, New York.
- Bigarella, J.J. 1990. Aspectos físicos da paisagem – Physical landscape features. In *Mata Atlântica – Atlantic Rain Forest*. Câmara, I.G. Index, São Paulo, pp 63-94.
- Cardoso, E. & Schiavini, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). *Revista Brasileira de Botânica* 25: 277-289.
- Dorneles, L.P.P. & Waechter, J.L. 2004. Fitossociologia do componente arbóreo na floresta turfosa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 18: 815-824.
- EMBRAPA. 2006. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Embrapa Solos, Rio de Janeiro.
- Gartlan, J.S., Newberry, D.M., Thomas, D.W. & Waterman, P.G. 1986. The influence of topography and soil phosphorus on the vegetation of Korup Reserve, Cameroun. *Vegetatio* 65:131-148.
- Hill, M.O. & Smilauer, P. 2005. *TWINSPAN for Windows version 2.3*. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & Ceske Budejovice.
- Jackson, J.E. 1991. *A user's guide to principal components*. Wiley, New York.

- Jager, J.C. & Looman, C.W.N. 2007. Data collection. *In* Data analysis in community and landscape ecology. R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren. Cambridge University Press, New York, pp. 10-28.
- Koeppen, W. 1948. Climatología: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de la Cultura Económica, México.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology. Elsevier Science, Amsterdam.
- Lepsch, I.F., Silva, N.M. & Espironelo, A. 1982. *Bragantia* 41: 231-236.
- Lepsch, I.F., Sakai, E., Prado, H., Menk, J.R.F. & Rizzo, L.T.B. 1999. Levantamento de reconhecimento com detalhes dos solos da região do rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. Escala 1:250.000. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton: Princeton University Press, 179p.
- Manly, B.J.F. 1997. Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall, Glasgow.
- Martins, F.R. 1989. Fitossociologia de florestas do Brasil: um histórico bibliográfico. *Pesquisas série Botânica* 40:105-161.
- Mueller- Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, New York.
- Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 483-508.

- Oliveira Filho, A.T., Curi, N., Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30:362-375.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southern Brazil and the influence of the climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Oliveira, R. de J., Mantovani, W., Melo, M.M.R.F. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. *Acta Botânica Brasilica* 15: 391-412.
- Rizzini, C.T. 1997. Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro.
- Scarano, F.R., 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517–524.
- Scarano, F.R., 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation* 142: 1201–1208.
- Shepherd, G.J. 2009. FITOPAC 2: Manual do usuário. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Depto. de Botânica, CP 6109, CEP 13.083-970, Campinas.
- Souza, V.C. & Capellari, L. 2004. A vegetação das dunas e restingas da Estação Ecológica Juréia-Itatins. *In* Marques, O.A. V. & Duleba, W. (Eds.). 2004. Estação Ecológica Juréia-Itatins, ambiente físico, flora e fauna. Holos, Ribeirão Preto, p.103-114.
- Sugiyama, M. 1998. Estudo de florestas da Restinga da Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica* 11: 119-159.
- Suguió, K. 2004. O Papel das Variações do Nível Relativo do Mar Durante o Quaternário Tardio na Origem da Baixada Litorânea de Juréia, SP. *In* Marques, O.A. V. & Duleba, W. (Eds.). 2004. Estação Ecológica Juréia-Itatins, ambiente físico, flora e fauna. Holos, Ribeirão Preto, pp.35-41.

- Sztutman, M. & Rodrigues, R.R. 2002. Vegetational mosaic of contiguous forest area in a coastal plain, Campina do Encantado State Park, Pariquera-Açu, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 161-176.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 pp.
- ter Braak, C.J.F. 2007. Ordination. *In* Data analysis in community and landscape ecology. R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren. Cambridge University Press, New York, p. 91-173.
- Urbanetz, C. Tamashiro, J.Y., Kinoshita, L.S. \_\_\_\_\_ Floristic composition of an Atlantic Rain Forest fragment, Cananeia, Sao Paulo State, Brazil, and similarities analysis. Submetido em 09-2008 à *Revista Brasileira de Botânica*.
- van den Berg, E. & Oliveira Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora* 194:249-266.
- Veloso, H.P., Oliveira Filho, L.C., Vaz, A.M.S.F., Lima, M.P.M. Marquete, R., Brazão, J.E.M. (org.). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em Geociências. IBGE, v.1, p. 1-91.
- Vivian-Smith, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85:71-82.
- Webb, C.O. & Peart, D.R. 2000. Habitat associations of tree and seedlings in a Borneo rain forest. *Journal of Ecology* 88: 464-478.

Tabela 1. Principais parâmetros fitossociológicos para as 84 espécies encontradas no levantamento das 40 parcelas dos blocos D e E da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP, ordenados por IVI. NInd = número de indivíduos, RelDe = densidade relativa, RelFr = frequência relativa, RelDo = dominância relativa, IVI = índice valor de importância.

<b>Espécies</b>	<b>Famílias</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	27	4,7	3,8	16,4	25,0
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	35	6,1	5,4	8,3	19,8
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	Sapotaceae	16	2,8	3,2	9,1	15,0
<i>Myrcia racemosa</i> Kiaersk.	Myrtaceae	27	4,7	5,0	4,3	13,9
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	24	4,2	4,5	4,4	13,1
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	Lauraceae	16	2,8	3,4	6,0	12,1
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Fabaceae	27	4,7	3,8	2,9	11,4
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	18	3,1	2,5	5,5	11,1
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Lauraceae	21	3,6	2,7	4,2	10,6
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Rubiaceae	20	3,5	3,2	2,6	9,2
<i>Aniba viridis</i> Mez	Lauraceae	17	2,9	2,7	2,2	7,9
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae	16	2,8	2,7	2,2	7,7
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	18	3,1	2,7	1,2	7,0
<i>Xylopia langsdorffiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	Annonaceae	17	2,9	2,9	1,0	6,9
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Meliaceae	17	2,9	3,4	0,5	6,9
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae	21	3,6	2,7	0,5	6,8
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	14	2,4	2,0	2,0	6,5
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. & Raunk.) Baehni	Sapotaceae	12	2,1	2,0	2,4	6,5
<i>Matayba intermedia</i> Radlk.	Sapindaceae	13	2,3	2,0	2,0	6,3
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Aquifoliaceae	13	2,3	1,8	1,8	5,9
<i>Heisteria silviani</i> Schwacke	Olacaceae	11	1,9	2,0	1,1	5,0
<i>Garcinia gardneriana</i> Planch. & Triana	Clusiaceae	13	2,3	2,0	0,5	4,8
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Lauraceae	3	0,5	0,7	3,5	4,7
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	4	0,7	0,9	1,5	3,1
<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae	4	0,7	0,7	1,5	2,8
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	Celastraceae	7	1,2	0,9	0,5	2,6
<i>Aparisthium cordatum</i> Baill.	Euphorbiaceae	6	1,0	1,4	0,2	2,6
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Mcbr.	Lauraceae	6	1,0	1,1	0,3	2,5
<i>Ocotea venulosa</i> (Ness) Baitello	Lauraceae	5	0,9	1,1	0,3	2,3
<i>Rapanea venosa</i> (A.DC.) Mez	Myrsinaceae	6	1,0	0,9	0,3	2,2
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	5	0,9	1,1	0,2	2,2
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	Rubiaceae	5	0,9	0,7	0,5	2,1
<i>Ficus</i> sp.	Moracea	4	0,7	0,9	0,4	2,0
<i>Ocotea dispersa</i> Mez	Lauraceae	4	0,7	0,9	0,2	1,8
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae	4	0,7	0,9	0,2	1,8
<i>Ilex amara</i> (Vell.) Loes.	Aquifoliaceae	5	0,9	0,7	0,2	1,8
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae	2	0,3	0,5	1,0	1,8
<i>Eugenia stigmata</i> DC.	Myrtaceae	4	0,7	0,9	0,2	1,7
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart.	Chloranthaceae	4	0,7	0,9	0,1	1,7
<i>Tibouchina</i> sp.	Melastomataceae	5	0,9	0,5	0,4	1,7
<i>Humiriastrum dentatum</i> (Casar.) Cuatrec.	Humiriaceae	3	0,5	0,7	0,5	1,7
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	3	0,5	0,7	0,4	1,6
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Lauraceae	4	0,7	0,7	0,2	1,6
<i>Matayba</i> sp.	Sapindaceae	3	0,5	0,7	0,4	1,6

Tabela 1 – contin.

Espécies	Famílias	NInd	RelDe	RelFr	RelDo	IVI
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Bignoniaceae	3	0,5	0,7	0,3	1,5
<i>Eugenia sulcata</i> ex Mart.	Myrtaceae	3	0,5	0,7	0,3	1,5
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Lamiaceae	3	0,5	0,7	0,3	1,5
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	4	0,7	0,7	0,1	1,4
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Arecaceae	3	0,5	0,7	0,2	1,4
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	3	0,5	0,7	0,2	1,4
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	3	0,5	0,7	0,1	1,3
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae	3	0,5	0,5	0,3	1,3
<i>Tabebuia cassinoides</i> DC.	Bignoniaceae	3	0,5	0,7	0,1	1,3
<i>Styrax glabratum</i> Schott	Styracaceae	2	0,3	0,5	0,4	1,2
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myrtaceae	2	0,3	0,5	0,3	1,1
<i>Eugenia umbelliflora</i> O.Berg	Myrtaceae	2	0,3	0,5	0,2	1,0
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers	Apocynaceae	2	0,3	0,5	0,2	1,0
<i>Nectandra</i> cf. <i>reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Lauraceae	1	0,2	0,2	0,5	0,9
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	Lauraceae	2	0,3	0,5	0,1	0,9
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Melastomataceae	2	0,3	0,5	0,1	0,9
<i>Mollinedia cyathantha</i> Perkins	Monimiaceae	2	0,3	0,5	0,1	0,9
<i>Cybianthus peruvianus</i> (A.DC.) Miq.	Myrsinaceae	2	0,3	0,5	0,1	0,9
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	Anacardiaceae	1	0,2	0,2	0,4	0,8
<i>Abarema brachystachya</i> (DC.) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae	2	0,3	0,5	0,0	0,8
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	1	0,2	0,2	0,3	0,7
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae	1	0,2	0,2	0,3	0,7
<i>Chionanthus</i> cf. <i>trichotomus</i> (Vell.) P.S.Green	Oleaceae	1	0,2	0,2	0,2	0,6
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	1	0,2	0,2	0,2	0,6
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	Aquifoliaceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Lacistema lucidum</i> Schnizl.	Lacistemataceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	Myrtaceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Urticaceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	Myrsinaceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	1	0,2	0,2	0,1	0,5
<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	Thymelaeaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Rapanea hermogenesii</i> S.L.Jung-Mendaçolli & L.C.Bernacci	Myrsinaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myrsinaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Pentaphylacaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Urticaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	Melastomataceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Cunoniaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Ixora heterodoxa</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Guateria australis</i> A.St.-Hil.	Annonaceae	1	0,2	0,2	0,0	0,4

Tabela 2. Principais parâmetros fitossociológicos para as 29 espécies encontradas no levantamento das 20 parcelas do bloco F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP, ordenados por IVI. NInd = número de indivíduos, RelDe = densidade relativa, RelFr = frequência relativa, RelDo = dominância relativa, IVI = índice valor de importância.

<b>Espécies</b>	<b>Famílias</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	Pentaphylacaceae	38,1	10,7	42,5	91,3	38,1
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Lauraceae	17,1	10,2	23,8	51,1	17,1
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae	7,4	7,5	6,9	21,8	7,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> O.Berg.	Myrtaceae	7,6	9,1	4,5	21,2	7,6
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Cunoniaceae	2,9	5,9	4,9	13,6	2,9
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Fabaceae	2,3	5,9	0,7	8,9	2,3
<i>Myrcia multiflora</i> DC.	Myrtaceae	2,5	5,3	0,8	8,6	2,5
<i>Myrcia pulchra</i> Kiaersk.	Myrtaceae	3,0	4,3	1,1	8,5	3,0
<i>Siphoneugena guilfoyleiana</i> Proença	Myrtaceae	2,9	4,8	0,8	8,4	2,9
<i>Erythroxylon amplifolium</i>	Erythroxylaceae	1,9	4,8	0,5	7,2	1,9
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	1,9	3,2	2,0	7,1	1,9
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Aquifoliaceae	1,5	2,7	2,2	6,4	1,5
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	1,1	3,2	1,5	5,9	1,1
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	1,7	3,2	0,8	5,7	1,7
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek	Aquifoliaceae	1,1	2,7	1,8	5,6	1,1
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng	Theaceae	0,6	1,6	1,9	4,1	0,6
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae	1,0	2,1	0,2	3,3	1,0
<i>Calyptanthes cf. rubella</i> (O.Berg) D.Legrand	Myrtaceae	0,8	2,1	0,3	3,2	0,8
<i>Rapanea venosa</i> (A.DC.) Mez	Myrsinaceae	0,8	1,6	0,4	2,8	0,8
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	0,6	1,1	1,0	2,6	0,6
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	0,6	1,6	0,2	2,4	0,6
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. &Raunk.) Baehni	Sapotaceae	0,8	1,1	0,6	2,4	0,8
<i>Pimenta cf. pseudocariophyllus</i>	Myrtaceae	0,6	1,6	0,2	2,4	0,6
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae	0,4	1,1	0,2	1,6	0,4
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Melastomataceae	0,2	0,5	0,1	0,8	0,2
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	Myrtaceae	0,2	0,5	0,0	0,8	0,2
<i>Manilkara subsericea</i> (Mart.) Dubard	Sapotaceae	0,2	0,5	0,0	0,8	0,2
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae	0,2	0,5	0,0	0,8	0,2
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae	0,2	0,5	0,0	0,8	0,2

Tabela 3. Análise de Correspondências (CA) para as 60 parcelas da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície de Cananéia: Autovalores e porcentagem de inércia para os três primeiros eixos.

<b>Eixos</b>	<b>Autovalores</b>	<b>% Inércia</b>	<b>Inércia acumulada</b>	<b>% Inércia esperada (vara quebrada)</b>
AV01	0,8368	11,551	11,551	7,904
AV02	0,4487	6,194	17,745	6,209
AV03	0,3324	4,588	22,333	5,361

Tabela 4. Análise de Canônica de Correspondências (CCA) para as 60 parcelas da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície de Cananéia: Autovalores e porcentagem de inércia para os três primeiros eixos.

<b>Eixos</b>	<b>Autovalores</b>	<b>%Inércia Total</b>	<b>% de Inércia Total Acumulada</b>	<b>%Inércia Canônica</b>	<b>% Inércia Canônica acumulada</b>
AV1	0,6908	9,536	9,536	47,925	47,925
AV2	0,1844	2,546	12,082	12,793	60,718
AV3	0,1170	1,616	13,697	8,120	68,838

Tabela 5. Teste de Monte Carlo com 1000 permutações para os 3 primeiros eixos da CCA feitos a partir da matriz com dados de abundância de espécies e da matriz com os dados de solo para os 3 blocos de parcelas D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia.

<b>Eixos</b>	<b>Autovalores</b>	<b>N &gt;=</b>	<b>AV max</b>	<b>AV min</b>	<b>p</b>
AV1	0,6908	0	0,4259	0,1429	0,0010
AV2	0,1844	112	0,2281	0,1191	0,1129
AV3	0,1170	898	0,1758	0,1026	0,8981

## ANÁLISE DE AGRUPAMENTO

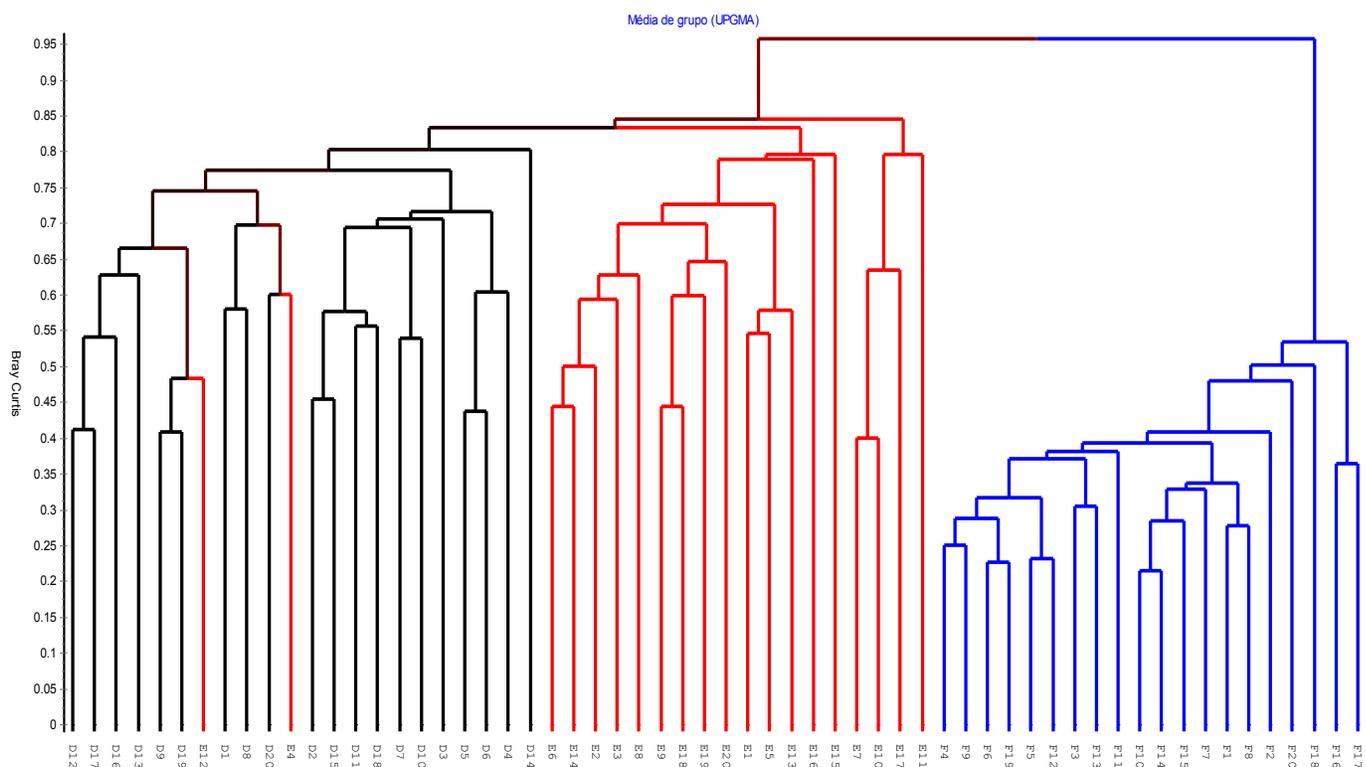


Figura 1. Dendrograma da análise de agrupamento para as 60 amostras das parcelas da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP. Coeficiente usado: Bray Curtis. Método de agrupamento: UPGMA. Correlação Cofenética: 0,9. Cores: preto = parcelas D; vermelho = parcelas E; azul = parcelas F.

# ANÁLISE DE ORDENAÇÃO CA

: Correspondências (CA) : >>>>>>>>>> Escores para linhas

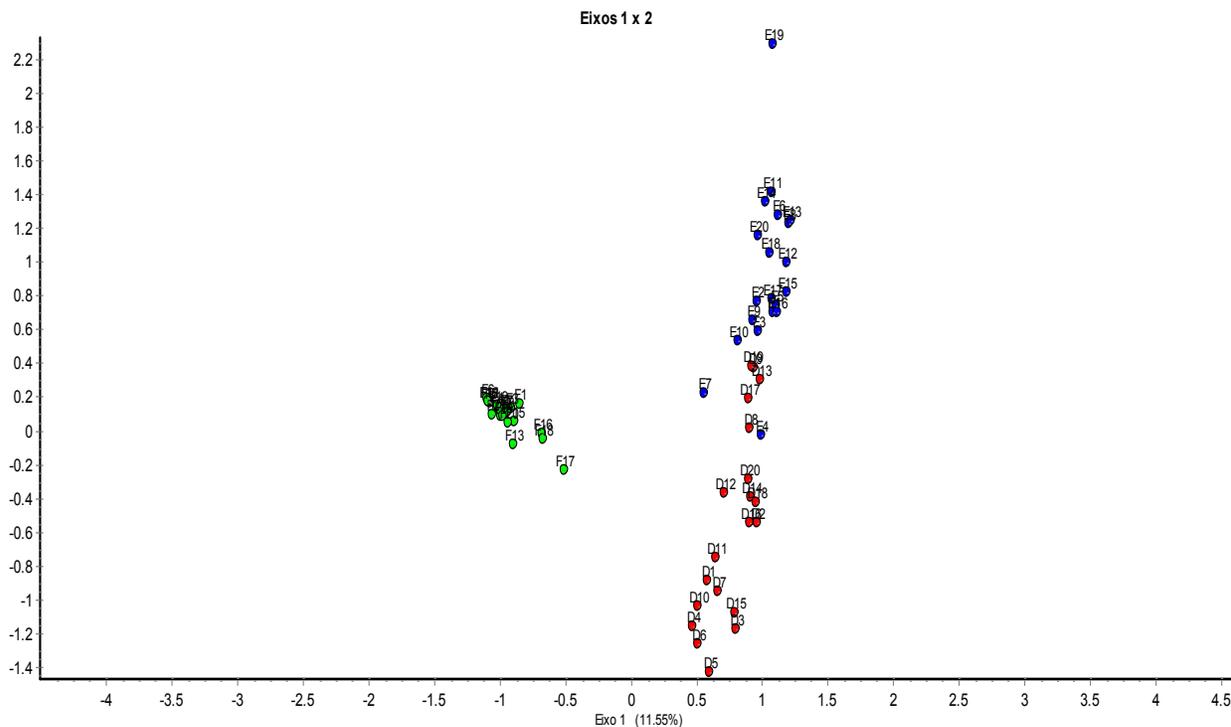


Figura 2. Análise de Correspondências (CA) para as 60 parcelas dos blocos D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP. Eixos 1 e 2. Vermelho = parcelas D; azul = parcelas E; verde = parcelas F.

: Correspondências (CA) : >>>>>>>>>> Escores para linhas

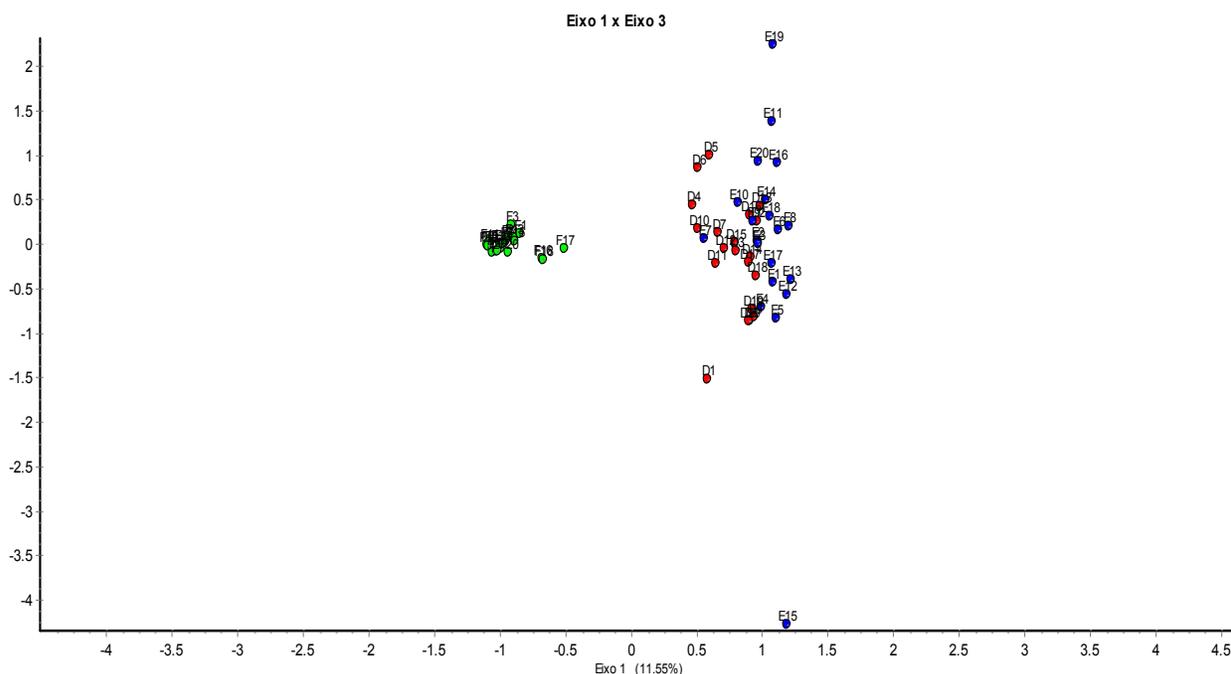


Figura 3. Análise de Correspondências (CA) para as 60 parcelas dos blocos D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP. Eixos 1 e 3. Vermelho = parcelas D; Azul = parcelas E; Verde = parcelas F. 46

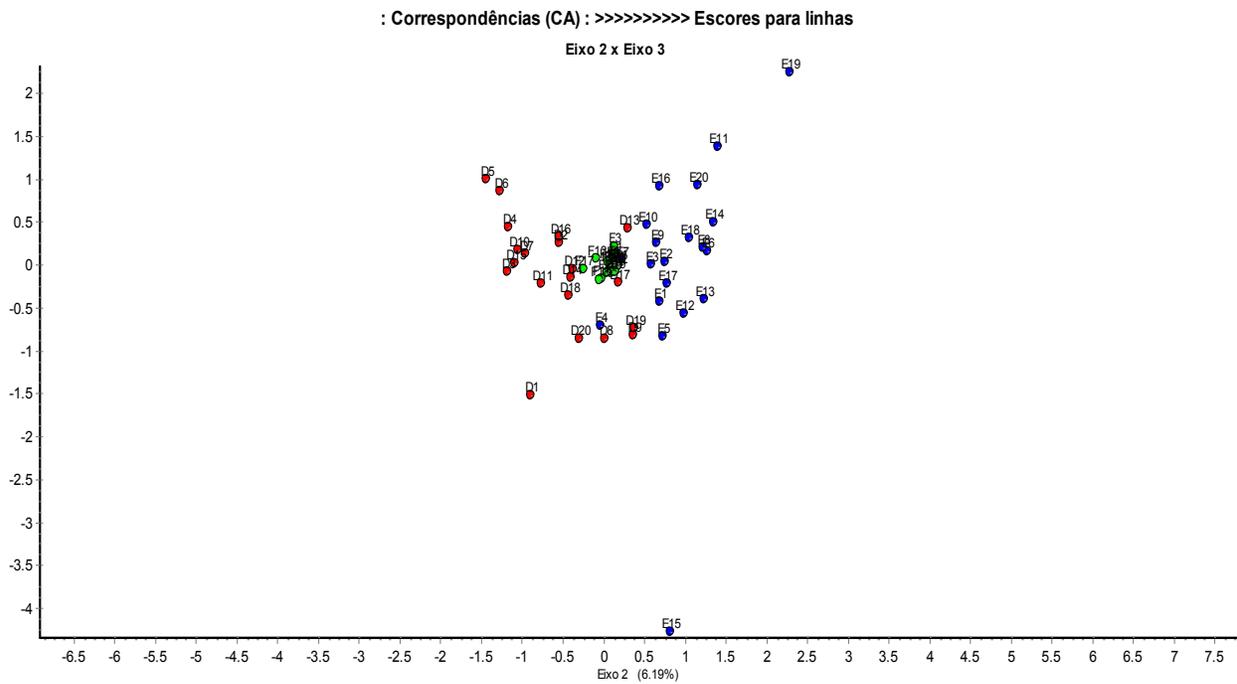
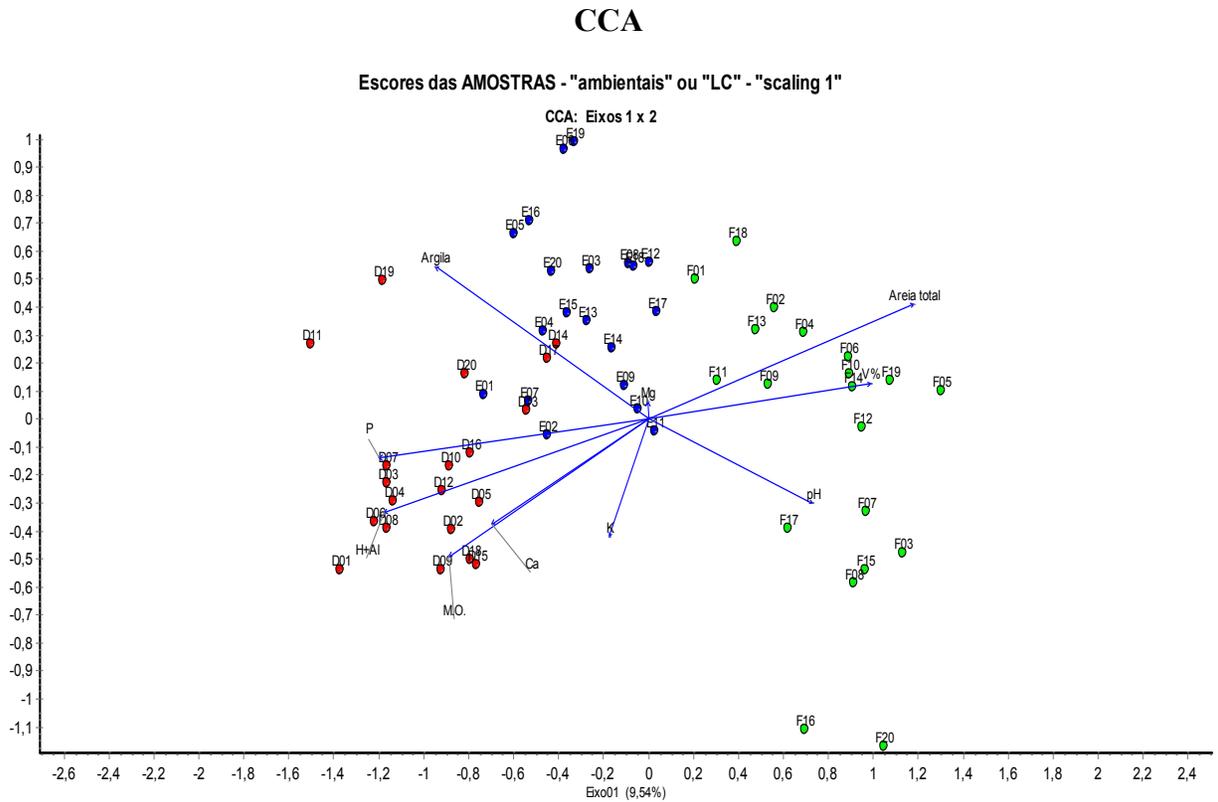


Figura 4. Análise de Correspondências (CA) para as 60 parcelas dos blocos D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP. Eixos 2 e 3. Vermelho = parcelas D; Azul = parcelas E; Verde = parcelas F.



FFigura 5. CCA feita com dados de abundância e os dados de solo para os 3 blocos de parcelas D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície: eixos 1 x 2. Escores das AMOSTRAS - "ambientais" ou "LC". Em vermelho: bloco D; em azul: bloco E; em verde: bloco F.

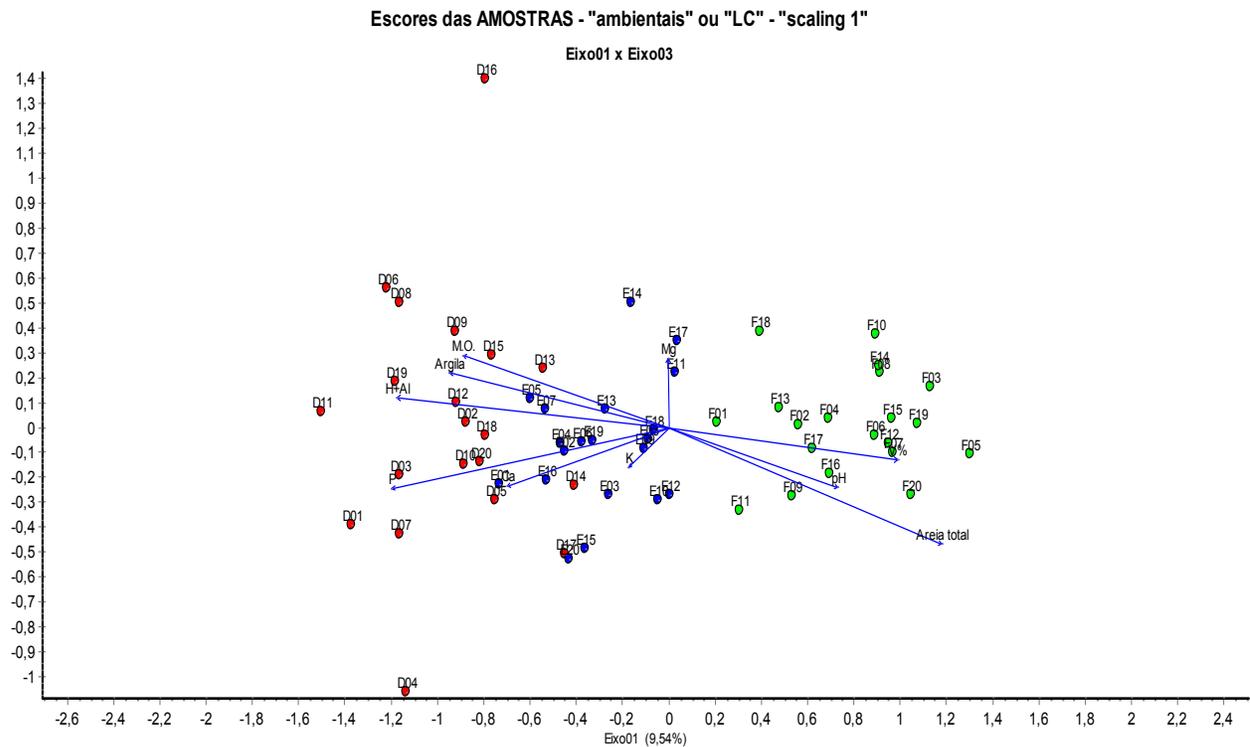


Figura 6. CCA feita com dados de abundância e os dados de solo para os 3 blocos de parcelas D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície: eixos 1 x 3. Escores das AMOSTRAS - "ambientais" ou "LC". Em vermelho: bloco D; em azul: bloco E; em verde: bloco F.

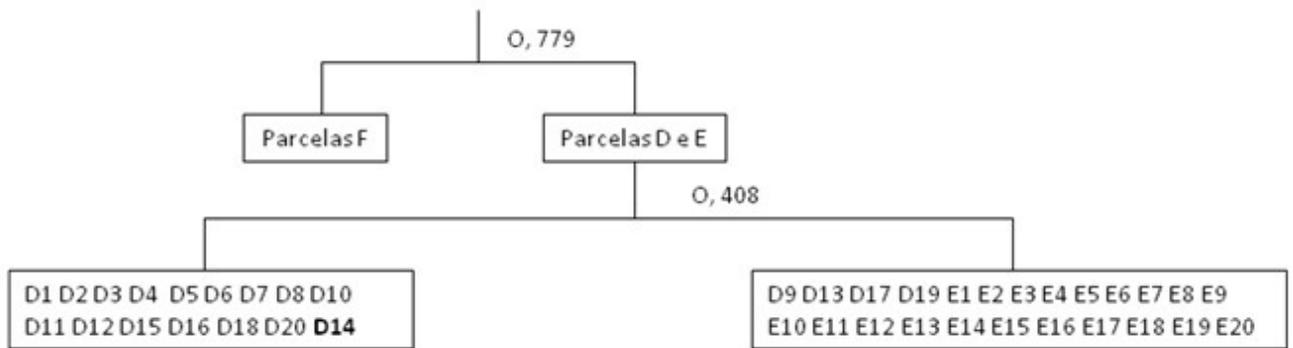


Figura 7. Gráfico representativo da análise TWINSpan para 60 parcelas dos blocos D, E e F da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas da planície, Cananéia, SP.

## Capítulo II

Fatores Abióticos, Composição Florística e Organização Comunitária de trechos da  
Floresta Ombrófila Densa Atlântica.

## **Resumo**

O presente trabalho teve como objetivo investigar a existência de uma relação determinística entre a estrutura espacial de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa e variáveis ambientais do solo e do microrelevo. Foi aplicado o Mantel simples para testar a correlação entre a abundância de espécies e os dados de nutrientes no solo, altitude e declividade, em cada parcela. Também foi utilizado o teste de Mantel parcial para verificar se as correlações obtidas eram mantidas mesmo quando levadas em conta as distâncias geográficas entre as parcelas. Não ocorreram correlações significativas entre a abundância de espécies e as variáveis abióticas de acordo com os resultados obtidos através do Mantel parcial. Possivelmente, outros fatores tais como dispersão, interferência antrópica, ou outras variáveis bióticas e abióticas não mensuradas podem ter determinado a variação na estrutura espacial encontrada no remanescente florestal estudado. Estudos complementares enfocando aspectos não abordados podem ser úteis para auxiliar no esclarecimento das principais causas dos padrões encontrados que não ficaram claras no modelo.

## INTRODUÇÃO

Determinismo ecológico e competição são frequentemente mediadores da organização das comunidades vegetais (Austin 2002). Um grande número de espécies de árvores, palmeiras e samambaias arborescentes tem habitats associados com a topografia, fatores edáficos ou clima em florestas tropicais (Clark *et al.* 1995, Ruokolainen *et al.* 1997, Aiba *et al.* 2004, Svenning *et al.* 2004, Jones *et al.* 2006, Poulsen *et al.* 2006, John *et al.* 2007).

A topografia pode condicionar a disponibilidade de água e nutrientes no solo (Aiba *et al.* 2004). Os habitats associados à topografia seriam os maiores fatores de estruturação da comunidade arbórea tropical (Aiba *et al.* 2004). As variações microtopográficas geram microambientes que determinam a intensidade de ocorrência de microorganismos, germinação, estabelecimento e mortalidade de plântulas, uma vez que ocorre um acúmulo diferenciado de matéria orgânica e sementes nos diferentes micro-relevos (Dwyer & Merriam 1981, Eldridge *et al.* 1991, Vivian-Smith 1997). Dessa maneira, habitats associados à topografia local poderiam influenciar na variação da comunidade da floresta tropical no espaço. Alguns autores verificaram que o gradiente florístico pode estar relacionado com fatores edáficos relacionados com a topografia local (Oliveira Filho *et al.* 1994, 1998; van den Berg & Oliveira Filho 1999, Cardoso & Schiavini 2002). A diversidade de microclimas no gradiente topográfico varia conforme o tipo de solo, regimes de umidade, formação geológica e altitude (Basnet 1992).

As variáveis ambientais geralmente analisadas nos estudos sobre o determinismo ecológico podem possuir certo grau de autocorrelação espacial. No ambiente físico, a presença de padrões ou gradientes seria resultante de processos geomorfológicos. Nas zonas homogêneas, os processos bióticos muitas vezes produzem uma agregação espacial dos organismos (Legendre *et al.* 1985). Dessa maneira, a heterogeneidade espacial do ambiente físico gera uma diversidade nas comunidades e nos processos biológicos e ecológicos que podem ser observados em vários pontos no espaço (Legendre & Fortin

1989). A estrutura espacial nas variáveis ambientais induz a formação de respostas espacialmente similares nos sistemas biológicos (Legendre 1993). A heterogeneidade espacial, então, seria determinística.

Por outro lado, a variação espacial na vegetação poderia estar relacionada com outros fatores que não os ambientais. A composição de espécies de um determinado local é muitas vezes influenciada pela composição de espécies dos locais vizinhos, por causa de processos bióticos tais como crescimento, reprodução, mortalidade (Legendre 1993). Dessa maneira, os valores de uma determinada localidade poderiam ser previstos pelos valores das localidades vizinhas o que implicaria em uma ausência de estocasticidade independente de um ou outro local (Legendre 1993). A avaliação da importância do ambiente versus outros fatores que podem induzir a padrões espaciais na densidade de espécies de plantas pode ser vista como uma questão de covariação espacial (Leduc *et al.* 1992) Uma maneira de tratar esse problema é considerar a localização espacial das amostras como uma variável sobre a qual análises estatísticas devem ser executadas (Legendre 1993).

Perturbações em pequena escala implicam no estabelecimento oportunístico de indivíduos da meta-comunidade circundante e não pelas espécies com vantagens competitivas (Hubbell *et al.* 1999). Perturbações, comuns às florestas pluviais (Hartshorn 1980, Hubbell *et al.* 1999), e dispersão de sementes são ocorrências altamente aleatórias, e é esperado que a similaridade de espécies arbóreas diminua com o aumento da distância geográfica (Hubbell 2001, Condit *et al.* 2002). Dessa maneira, uma hipótese alternativa é que processos dependentes da distância influenciam a composição da floresta mais do que os fatores ambientais. As espécies se equivaleriam competitivamente.

Além disso, algumas espécies e variáveis ambientais podem compartilhar uma mesma estrutura espacial (Bocard *et al.* 1992). Isso pode ser devido a um efeito espúrio de uma variável alheia não incluída no modelo, que causa uma estrutura espacial comum (Bocard *et al.* 1992).

Dessa maneira, o presente trabalho teve como objetivo realizar um estudo sobre a estrutura espacial de uma Floresta Ombrófila Densa e investigar se existe uma relação entre a variação dessa estrutura e fatores abióticos, de modo a responder as seguintes questões:

- 1- Existe correlação entre a distribuição das espécies arbóreas e as variáveis abióticas do solo e do microrelevo?
- 2- Existindo a correlação anteriormente apontada, os dados sustentam a hipótese de uma relação causal entre a distribuição de espécies e os dados abióticos? Ou a relação observada é resultante do fato que a estrutura da floresta e a geomorfologia seguem uma estrutura espacial comum, através de algum fator não estudado que pode afetar ambos? Qual seria o modelo que melhor explicaria as relações encontradas?

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### Área de estudo

O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado em um remanescente florestal no município de Cananéia, sul do estado de São Paulo (24°54'S, 47°56'W). O remanescente é um trecho de um contínuo de Floresta Ombrófila Densa (Veloso *et al.* 1992) sobre relevo acidentado, e foi caracterizado floristicamente por Urbanetz *et al.* (artigo submetido), que encontraram 216 espécies arbustivas ou arbóreas que compõem cerca de 63 ha de floresta contínua. A floresta é composta por árvores cujo dossel atinge cerca de 30 m. Há indivíduos emergentes com aproximadamente 35 m.

O clima da região é do tipo Af – tropical úmido (Koeppen 1948). A temperatura média anual é de 20,9°C, a média do mês mais quente e de 24,8°C, do mais frio, 17,2°C. A pluviosidade média anual é de 1520,9 mm. O tipo de solo que ocorre no local é o Podzólico Vermelho Amarelo-Álico (Lepsch *et al.* 1999) ou Alissolo (EMBRAPA 2006). A altitude local varia de 26-157 m.

## Coleta de dados

Para a amostragem da floresta adotou-se o método das parcelas (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Foram delimitadas três áreas de 50 x 80 m na floresta da encosta (blocos A, B e C, Figura 2). Cada área foi dividida em parcelas contíguas de 10 x 10 m, totalizando 120 parcelas e 1,2 ha de área total demarcada. Cada bloco foi alocado em diferentes cotas altimétricas (Figura 2). O de cota mais alta tem variação de 127 a 139 m de altitude (bloco A), o de cota intermediária varia de 70 a 90 m de altitude (B) e o mais baixo a altitude varia de 26 a 50 m (C). O bloco C está em uma área que vem sofrendo regeneração natural há 40 anos (C).

Foram marcados e numerados todos os indivíduos arbóreos vivos com perímetro à altura do peito (PAP)  $\geq 15$  cm, incluindo-se palmeiras e excluindo-se os fetos arborescentes.

Foi feita uma caracterização de alguns dos descritores dos solos ocorrentes de modo a averiguar uma possível influência de tais fatores na distribuição de espécies arbóreas. Para tanto, foram tomadas duas alíquotas no centro de cada parcela, utilizando-se um trado holandês, na profundidade de 0 - 20 cm. As mesmas foram enviadas aos laboratórios de análises química e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). Foram analisados os teores de matéria orgânica, fósforo, cálcio, magnésio e potássio, acidez ativa (pH), acidez potencial (H+Al), soma de bases, capacidade de troca catiônica e saturação por bases. Também foram analisados os teores de argila, silte e areia total.

Foram tomadas medidas do ângulo de inclinação no centro de cada parcela com o auxílio de um clinômetro tipo Abney de nível.

A altitude no centro de cada parcela foi medida com o auxílio do barômetro embutido ao *GPS*. A calibração do barômetro foi feita a partir de altitudes conhecidas, de modo a evitar erros decorrentes da variação da pressão atmosférica.

## Análise dos dados

A identificação do material botânico foi realizada no laboratório de Taxonomia Vegetal do Departamento de Biologia Vegetal da UNICAMP, através de análise utilizando microscópio estereoscópico, consultas à bibliografia especializada, comparação com exsicatas do herbário UEC da UNICAMP, bem como consultas a especialistas. As espécies e gêneros não identificados foram tratados no nível de morfoespécies. A classificação adotada foi a de APG III (2009).

Foi calculada uma matriz de distância euclidiana simples entre as diferentes parcelas a partir dos dados abióticos. Esse tipo distância foi utilizado por ser adequado para descritores quantitativos e dimensionalmente homogêneos (Legendre & Legendre 1998). Também se calculou uma matriz de distância euclidiana a partir da matriz com as coordenadas das parcelas. Foi calculada uma matriz de distância de Bray Curtis a partir da matriz de abundância de espécies por ser um índice adequado para esse tipo de dados uma vez que exclui as duplas ausências e pode ser utilizado com os dados originais (Legendre & Legendre 1998).

A matriz dos dados ambientais foi transformada de modo a padronizar as diferentes escalas das variáveis através da transformação  $\log(x + 1)$ . Esse tipo de transformação foi escolhido porque as respostas dos organismos vegetais às variáveis nutricionais são logarítmicas (Jager & Looman 2007). Os dados da matriz de abundância de espécies não foram transformados, pois o coeficiente de distância Bray Curtis pode ser utilizado com os dados originais (Legendre & Legendre 1998) e também porque não seria interessante reduzir o peso da abundância nos dados. O cálculo das matrizes de distâncias e a transformação dos dados foram feitos utilizando-se o programa FITOPAC 2 (Shepherd 2009).

Foi aplicado o teste de Mantel simples entre a matriz de distâncias de Bray Curtis das espécies e a de distância euclidiana dos dados abióticos. Isso para testar se as distâncias entre as parcelas na matriz florística estão ou não linearmente correlacionadas com as distâncias equivalentes na matriz de dados abióticos.

Espera-se uma correlação positiva entre as matrizes e que essa seja unicaudal, uma vez que se espera que as amostras mais distantes na matriz florística também sejam as amostras equivalentes mais distantes na matriz abiótica.

Também foi aplicado o teste de Mantel simples entre a matriz de distâncias geográficas com a matriz de distâncias euclidianas dos dados abióticos, e entre a matriz de distâncias geográficas e a matriz de distâncias Bray Curtis das espécies. Isso porque haver uma correlação linear entre as distâncias geográficas e as demais distâncias significa que existe uma estrutura espacial na estrutura da floresta e nos dados abióticos.

Se existir uma estrutura espacial nos dados, espera-se uma correlação positiva entre as matrizes em que as parcelas mais próximas geograficamente também sejam as equivalentes mais próximas nas matrizes ambiental e florística (unicaudal).

Foi aplicado o teste de Mantel parcial para as 3 matrizes de distâncias Bray Curtis florística (F), euclidiana simples de dados ambientais (A) e euclidiana simples do espaço geográfico (E) da seguinte maneira: F x A controlada por E; F x E controlada por A; A x E controlada por F. Isso de modo testar se existe uma relação entre os pares de matrizes levando-se em conta a terceira matriz.

Construiu-se um modelo para explicar as correlações encontradas com base nos resultados dos testes de Mantel simples e parcial (Legendre & Fortin 1989, Legendre 1993). Foram testados quatro modelos possíveis: (1) a estrutura espacial da vegetação é causada pela estrutura espacial nas variáveis ambientais (espaço → ambiente → vegetação); (2) há um componente espacial nos dados da vegetação o qual é independente da estrutura espacial dos dados ambientais (ambiente ← espaço → vegetação); (3) parte da estrutura da vegetação é determinada pelo gradiente espacial e parte é determinada pelos dados ambientais (espaço → vegetação ← ambiente); (4) a estrutura espacial nos dados da vegetação é parcialmente determinada pelo gradiente espacial dos dados ambientais e parcialmente determinada por

outros fatores não explicitamente identificados no modelo. As predições e os quatro modelos testados se encontram na Figura 1.

A significância dos resultados do Mantel simples e parcial foi testada através de 1000 permutações ( $\alpha < 0,05$ ). Todos os testes de Mantel foram feitos com o auxílio do programa Passage v.2 (Rosenberg 2009).

## RESULTADOS

Foram encontrados 2313 indivíduos nos blocos de parcelas A (779 indivíduos), B (726), C (808). Estes indivíduos pertencem a 162 espécies e 43 famílias.

O teste de Mantel simples para vegetação e espaço foi significativamente diferente de zero ( $VA \neq 0$  – Tabela 1). Isso significa que as distâncias entre as parcelas na matriz florística estão linearmente correlacionadas com as distâncias equivalentes na matriz de dados abióticos.

O teste de Mantel simples entre a matriz de vegetação e a do espaço diferiu significativamente de zero ( $VE \neq 0$  – Tabela 1). Assim, as parcelas mais próximas no espaço geográfico também são as mais similares em termos de distribuição de abundância de espécies. Isso indica a presença de uma estrutura espacial nos dados de vegetação.

O Mantel simples para as matrizes ambientais e do espaço foi significativamente diferente de zero ( $AE \neq 0$  – Tabela 1). Isso significa que as parcelas mais próximas no espaço geográfico são as mais próximas quanto aos dados abióticos, o que indica a existência de uma estrutura espacial nos dados abióticos.

O Mantel parcial entre dados abióticos e vegetação controlada pelo espaço não diferiu significativamente de zero ( $AV.E = 0$  – Tabela 1) e a correlação encontrada foi menor do que encontrada pelo Mantel simples de AV. Isso significa que não existe uma relação entre a vegetação e os dados abióticos quando levada em conta as distâncias geográficas.

Os demais testes de Mantel parcial das matrizes do ambiente e espaço controlado pela vegetação e vegetação e espaço controlado pelo ambiente foram significativamente diferentes de zero ( $AE.V \neq 0$ ,  $VE.A \neq 0$  – Tabela 1).

Com base nesses resultados, o modelo mais adequado é o 2 (Figuras 1 e 2). O modelo 2 aponta que há um componente espacial nos dados da vegetação o qual é independente da estrutura espacial existente nos dados ambientais (ambiente  $\leftarrow$  espaço  $\rightarrow$  vegetação, Figuras 1 e 2).

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam que a correlação encontrada entre a distribuição de abundância de espécies e os dados ambientais se deve a existência de uma estrutura espacial comum, controlada por algum fator não medido, que afeta ambos, embora a causa dessa estrutura espacial comum não tenha ficado clara. Dessa maneira, os dados não sustentam uma relação causal entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais mensuradas. Isso pode ser devido a um efeito espúrio de uma variável alheia não incluída no modelo que causa uma estrutura espacial comum (Boccard *et al.* 1992). Os resultados mostram que a distribuição de abundância das espécies está linearmente correlacionada com a distância. Isso significa que com o aumento da distância geográfica há um aumento da dissimilaridade entre as parcelas, indicando a presença de um gradiente.

Leduc *et al.* (1992) encontraram relações entre condições abióticas e a distribuição de metade das espécies estudadas em escala local, utilizando-se o teste de Mantel parcial e análise *path*. Porém, as relações encontradas foram fracas e para a outra metade os autores admitiram a existência de outros fatores que impuseram os padrões espaciais na distribuição das espécies. Segundo os autores, perturbações no ambiente tais como quedas por vento ou corte de árvores bem como padrões de dispersão das espécies podem ter afetado a distribuição das espécies. No presente estudo, a região está sujeita a interferência antrópica. Um dos trechos da floresta do presente estudo sofreu corte raso e há 40

anos vem sofrendo regeneração natural. Alguns meses após a coleta dos dados das espécies todos os indivíduos de *Euterpe edulis* foram cortados e levados pelos palmiteiros. O corte de alguns indivíduos adultos de *E. edulis* provocou a queda de indivíduos de outras espécies que também fizeram parte da amostragem. Porém, não se sabe se outras interferências ocorreram no local no passado. Perturbações causadas por corte podem estar relacionadas com mudanças significativas na composição e riqueza de espécies na Floresta Atlântica (Liebsch *et al.* 2008). Dessa maneira, eventos históricos relacionados com a perturbação antrópica também podem ter influenciado na estrutura e composição de espécies da floresta estudada.

Perturbações em pequena escala implicam no estabelecimento oportunístico de indivíduos da meta-comunidade circundante e não pelas espécies com vantagens competitivas (Hubbell *et al.* 1999). Dispersão de sementes são ocorrências altamente aleatórias, e é esperado que a similaridade de espécies arbóreas diminua com o aumento da distância geográfica (Hubbell 2001, Condit *et al.* 2002). Dessa maneira, uma hipótese alternativa é que processos estocásticos dependentes da distância possam ter influenciado a distribuição de abundância de espécies na floresta em face das perturbações que ocorreram no ambiente.

Vormisto *et al.* (2004) investigaram possíveis relações entre variações topográficas, solo, diversidade  $\beta$  e dominância de comunidades de palmeiras em Florestas Ombrófilas de terra firme na parte ocidental da bacia amazônica em larga escala. Neste estudo, os padrões florísticos estavam fortemente relacionados com as distâncias geográficas e menos fortemente com as diferenças ambientais. Os resultados corroboraram com a hipótese que o limite de dispersão através de escalas espaciais mais amplas atua como um importante papel no estabelecimento das comunidades ecológicas locais, mas indicaram que tal limite complementa e não substitui o determinismo ecológico. No presente estudo, não foi encontrada correlação entre as variáveis abióticas mensuradas e a distribuição de espécies, e a distribuição das espécies esteve correlacionada com as distâncias geográficas. Assim,

muito possivelmente o limite de dispersão também pode estar relacionado com os padrões espaciais encontrados, embora estudos complementares sejam necessários para confirmar essa hipótese.

## **CONCLUSÕES**

Foi observada uma relação entre a distribuição de espécies na floresta, o solo e o microrelevo. Porém, os resultados não sustentam a hipótese de uma relação causal entre a distribuição de espécies e as variáveis ambientais mensuradas. Esta relação é devido à existência de uma estrutura espacial comum, decorrente de algum fator não estudado que pode afetar ambos e que não ficou claro nesse estudo.

Os resultados indicam que a estrutura da floresta pode estar determinada por fatores relacionados com o limite de dispersão, uma vez que ocorreu uma correlação entre as distâncias geográficas e as distâncias florísticas entre as parcelas. Estudos complementares com essa abordagem seriam interessantes para estabelecer as possíveis relações causais nos padrões espaciais da floresta estudada.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Aiba, S., Kitayama, K. & Masaaki, T. 2004. Habitat associations with topography and canopy structure of tree species in a tropical montane forest on Mount Kinabalu, Borneo. *Plant Ecology* 174: 147-161.
- APG III- The Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.

- Austin, M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
- Basnet, K. 1992. Effect of topography on the pattern of trees in Tabonuco (*Dacryodes excelsa*) dominated rain forest of Puerto Rico. *Biotropica* 24:31-42.
- Bocard, D., Legendre, P., Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Cardoso, E. & Schiavini, I. 2002. Relação entre distribuição de espécies arbóreas e topografia em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga (Uberlândia, MG). *Revista Brasileira de Botânica* 25: 277-289.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R. & Castro, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581-2595.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh Jr., E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666–669.
- Dwyer, L.M. & Merriam, G. 1981. Influence of topographic heterogeneity on deciduous litter decomposition. *Oikos* 37:228-237.
- Eldridge, D.J., Westoby, M. & Holbrook, K.G. 1991. Soil-surface characteristics, microtopography and proximity to mature shrubs: effects on survival of several cohorts of *Atriplex vesicaria* seedlings. *Journal of Ecology* 78:357-367.
- EMBRAPA. 2006. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro.
- Hartshorn, G. S. 1980. Neotropical forest dynamics. *Biotropica* 12 : 23-30.

- Hubbell, S.P. Foster, R. B., O'Brien, S. T., Harms, K. E., Condit, R., Wechlester, B., Wright, J. & Loo de Lao, S. 1999. Light gaps disturbance, recruitment limitations and tree diversity in a neotropical Forest. *Science* 283: 554-557.
- Hubbell, S.P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Jager, J.C. & Looman, C.W.N. 2007. Data collection. *In* Data analysis in community and landscape ecology. R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren. Cambridge University Press, New York, p. 10-28.
- Jones, M.M., Tuomisto, H., Clark, D.B. & Olivas, P. 2006. Effects of mesoscale environmental heterogeneity and dispersal limitation on floristic variation in rain forest ferns. *Journal of Ecology* 94: 181–195.
- John, R., Dalling, J.W., Harms, K.E., Yavitt, J.B., Stallard, R.F., Mirabello, M., Hubbell, S.P., Valencia, R., Navarrete, H., Vallejo, M. & Foster, R.B. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 864–869.
- Koepfen, W. 1948. *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de la Cultura Económica, México.
- Leduc, A., Drapeau, P., Bergeron, Y. & Legendre, P. 1992. Study of spatial components of forest cover using partial Mantel tests and path analysis. *Journal of Vegetation Science* 3: 69-78.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Legendre, P., Dallot, S. & Legendre, L. 1985. Succession of species within a community: chronological clustering, with applications to marine and freshwater zooplankton. *American Naturalist* 125: 257-288.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.

- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology. Elsevier Science, Amsterdam.
- Lepsch, I.F., Sakai, E., Prado, H., Menk, J.R.F. & Rizzo, L.T.B. 1999. Levantamento de reconhecimento com detalhes dos solos da região do rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. Escala 1:250.000. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Instituto Agronômico de Campinas, Campinas.
- Liebsch, D, Marques, M.C.M. & Goldenberg, R. 2008. How does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141: 1717-1725.
- Mueller- Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley, New York.
- Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 483-508.
- Oliveira Filho, A.T., Curi, N., Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30:362-375.
- Poulsen, A.D., Toumisto, H. & Balslev, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. *Biotropica* 38: 468–478.
- Rosenberg, M.S. 2009. Passage 2.0. Center for Evolutionary Functional Genomics/Biodesign Institute, School of Life Sciences, Arizona State University.
- Ruokolainen, K., Linna, A. & Tuomisto, H. 1997. Use of Melastomataceae and Pteridophytes for revealing phytogeographical patterns in Amazonian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 13: 243–256.

- Shepherd, G.J. 2009. FITOPAC 2: Manual do usuário. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Depto. de Botânica, CP 6109, CEP 13.083-970, Campinas.
- Svenning, J.C., Kinner, D.A., Stallard, R.F., Engelbrecht, B.M.J. & Wright, S.J. 2004. *Ecology* 85: 2526–2538.
- Urbanetz, C. Tamashiro, J.Y., Kinoshita, L.S. \_\_\_\_\_ Floristic composition of an Atlantic Rain Forest fragment, Cananeia, Sao Paulo State, Brazil, and similarities analysis. Submetido em 09-08 à *Revista Brasileira de Botânica*.
- van den Berg, E. & Oliveira Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora* 194:249-266.
- Veloso, H.P., Oliveira Filho, L.C., Vaz, A.M.S.F., Lima, M.P.M. Marquete, R., Brazão, J.E.M. (org.). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. *Manuais técnicos em Geociências*. IBGE, v.1, p. 1-91.
- Vivian-Smith, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85:71-82.
- Vormisto, J., Svenning, J.C., Hall, P. & Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. *Journal of Ecology* 92: 577–588.

## TABELAS E FIGURAS

Tabela 1. Resultados dos testes de Mantel. Acima da diagonal: Mantel simples e as probabilidades associadas. Abaixo da diagonal: Mantel parcial e as probabilidades associadas. Testes de significância unicaudais. Matrizes de distância: (V) Bray Curtis da estrutura da vegetação; (A) distância euclidiana dos dados abióticos; (E) espaço geográfico.

	V	A	E
<b>Mantel parcial</b>			
<b>Mantel simples</b>			
V	-	<b>0,07799</b>	0,31411
A	0,11644	<b>p = 0,05377</b>	p = 0,00000
E	p = 0,00545	-	0,10182
	0,32472	0,13346	p = 0,00030
	p = 0,00000	p = 0,00000	-

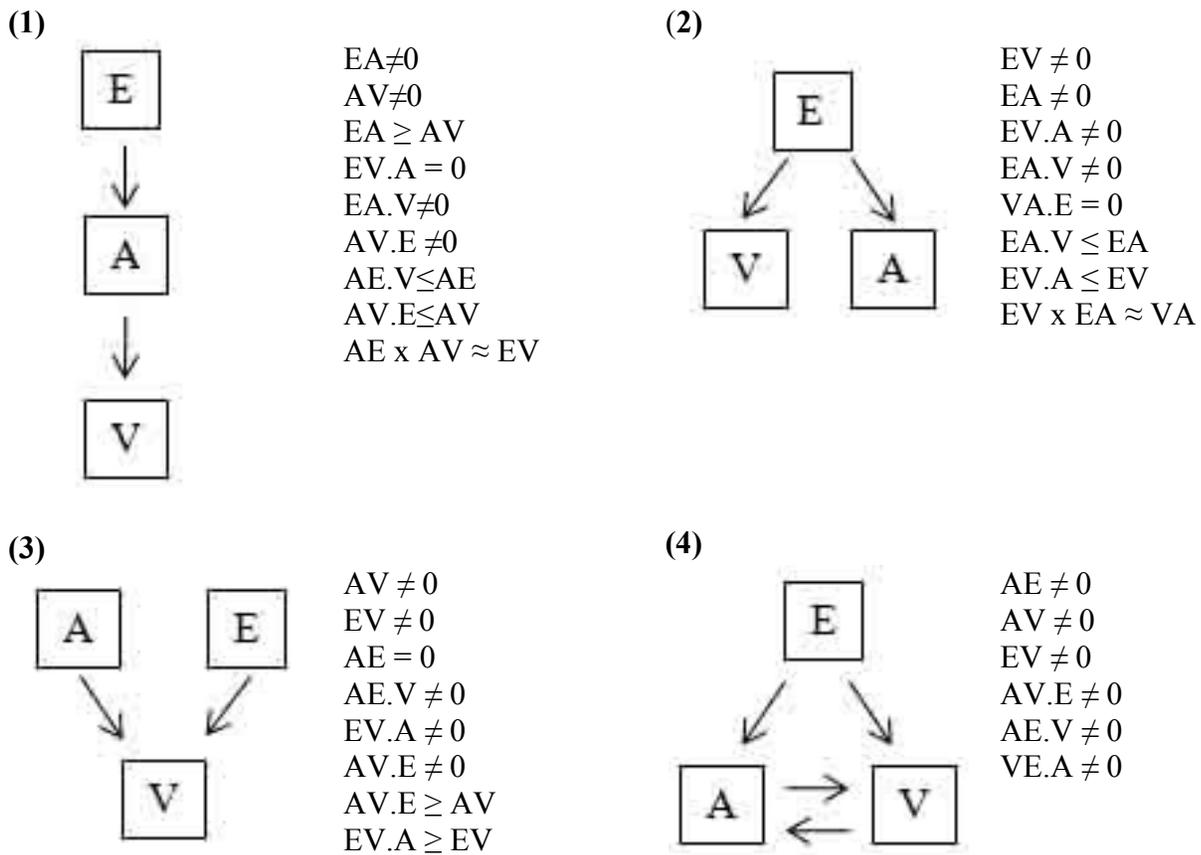


Figura 1. Predições dos quatro modelos possíveis das relações causais entre as três matrizes de distâncias euclidianas do ambiente (A), do espaço (E) e Bray Curtis da vegetação (V), em termos dos resultados esperados pelos testes de Mantel simples e parcial. Uma relação  $\neq 0$  significa p significativamente diferente de zero (menor do que 0,05).



Figura 2. Modelo construído com base nos resultados dos testes de Mantel simples e parcial entre as matrizes de distâncias geográficas, distâncias de Bray Curtis da vegetação e distâncias euclidianas dos dados ambientais.

## Capítulo III

Determinismo Ecológico e Estrutura de Comunidades na Floresta de Ombrófila Densa  
Atlântica.

## Resumo

O principal objetivo desse estudo foi investigar a diferenciação da estrutura espacial entre remanescentes de Floresta Ombrófila Densa Atlântica frente à variáveis abióticas do microrelevo e do solo. Foram instaladas três blocos de parcelas em uma encosta, em solo argiloso, em cotas altitudinais distintas. Foram instalados outros três blocos em uma planície, em solo arenoso, na direção do oceano, com 1,5 km de distância da encosta e entre cada bloco. Foram coletados todos os indivíduos arbóreos com PAP  $\geq$  15 cm. Foram feitas análises de agrupamento e ordenação a partir da matriz de abundância de espécies para verificar a presença de grupos, padrões ou gradientes. Foi aplicado o Mantel simples para testar a correlação entre as dissimilaridades florísticas e os dados de nutrientes no solo, altitude e declividade de cada parcela. Também foi aplicado o teste de Mantel parcial para verificar se as correlações obtidas eram mantidas mesmo levando-se em conta as distâncias geográficas entre as parcelas. Foi feita a Análise Canônica de Correspondências (CCA) para verificar relações entre a distribuição de espécies e as variações nos dados abióticos. Os resultados das análises indicaram a presença de três grupos, um formado pela floresta da encosta, outro pela floresta da planície incluindo os dois trechos mais próximos da encosta, e outro pela floresta da planície do trecho mais próximo do mar. Os resultados sugerem que parte dessa diferenciação está relacionada com o teor de areia, Magnésio e pH do solo, declividade e altitude. Apesar disso, a maior parte da inércia encontrada não pôde ser explicada pelas variáveis abióticas mensuradas. O determinismo ecológico pareceu exercer um papel importante na escala da paisagem no presente estudo. Estudos complementares abordando outros aspectos tais como dispersão, competição ou outras variáveis abióticas não mensuradas podem ser úteis para auxiliar no esclarecimento das principais causas dos padrões espaciais encontrados que não ficaram claras no modelo.

## INTRODUÇÃO

O papel de variáveis abióticas que determinam a distribuição de espécies na vegetação foi objeto de estudo de vários trabalhos. O ambiente atua como um filtro do conjunto de espécies de uma região, removendo aquelas espécies que não possuem as características adequadas para sobreviver em determinadas condições (Keddy 1992). Vários autores procuraram relações entre variáveis edáficas, climáticas e topográficas e os padrões de distribuição das espécies em florestas tropicais (Clark *et al.* 1995, Ruokolainen *et al.* 1997, Oliveira Filho *et al.*, 1994, 1998, van den Berg & Oliveira Filho 1999).

Mais recentemente os autores têm investigado relações entre variáveis ambientais, distribuição de espécies e estrutura de florestas tropicais levando em conta também o espaço (Pyke *et al.* 2001, Poulsen *et al.* 2006, Sesnie *et al.* 2009, Powers *et al.* 2009). A autocorrelação espacial é frequente em dados ecológicos, uma vez que os elementos de um ecossistema que estão próximos entre si no espaço têm maior chance de estarem sob influência do mesmo processo gerador (Legendre & Fortin 1989). No solo, estruturas espaciais são resultados de processos geomorfológicos comuns e essas estruturas espaço-temporais do ambiente físico podem gerar padrões espaciais de organização das comunidades no espaço e no tempo (Legendre & Fortin 1989). Assim, autocorrelações positivas na abundância de espécies podem existir devido à presença de uma estrutura espacial do ambiente físico (Legendre 1993).

Por outro lado, alguns autores afirmaram que os padrões espaciais encontrados na vegetação são padrões estocásticos e a ausência ou presença de espécies estão relacionadas com limite de dispersão e não com o ambiente físico (Condit *et al.* 2002), uma vez que as espécies seriam neutras com relação à competição por recursos (Hubbell 2001).

Alguns estudos têm corroborado com a hipótese do papel conjunto da dispersão e das variáveis ambientais determinísticas atuando na determinação dos padrões espaciais presentes nas florestas tropicais (Pyke *et al.* 2001, Karst *et al.* 2005, Vormisto *et al.* 2004, Svenning *et al.* 2004, Duque *et al.*

2009) bem como o papel conjunto de variáveis bióticas e abióticas no estabelecimento de espécies (Norden *et al.* 2007).

Fatores históricos também podem ser responsáveis pela composição e distribuição de espécies nas florestas (Legendre & Fortin 1989). Rizzini (1997) considerou que a flora da vegetação das planícies da costa atlântica do Brasil originou-se por um processo de ocupação pelas espécies das florestas das encostas adjacentes. Ocorreram transgressões e regressões marinhas durante o Quaternário decorrentes de variações paleoclimáticas e movimentações tectônicas que originaram oscilações globais do nível do mar (Suguio 2004). Tais oscilações foram fundamentais na origem das baixadas litorâneas ao longo da costa brasileira (Suguio 2004). Boa parte da vegetação florestal da planície costeira, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Veloso *et al.* 1992), está sobre solos arenosos originados por depósitos marinhos no Quaternário e a floresta das encostas litorâneas (Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Submontana, Montana e Altimontana, Veloso *et al.* 1992), se encontra sobre formações cristalinas pré-cambrianas (Bigarella 1991). Grande parte das espécies que compõem as florestas da planície também ocorrem nas encostas, havendo um pequeno número de espécies exclusivas (Rizzini 1997, Joly *et al.* 1991, Scarano 2009), embora as espécies em comum possam ter frequência e abundância diferentes nas diferentes formações. A colonização dos ambientes mais extremos das planícies pelas espécies da encosta provavelmente estaria amplamente relacionada a uma facilitação por espécies epífitas tolerantes às condições extremas de seca e escassez de nutrientes (Scarano 2009). As espécies epífitas teriam colonizado inicialmente o ambiente original e melhorado as condições para a posterior ocupação de outras espécies menos tolerantes (Scarano 2009).

Rizzini (1997) utilizou o termo “Complexo da Restinga” para designar a vegetação ocorrente na planície costeira, pois a distribuição das diferentes formações vegetacionais existentes se faz em mosaicos. Os fatores determinantes de sua composição e fisionomia são variados e ora a água é o fator preponderante, ora o solo ou a idade do substrato. Desse modo, as formações que compõem o

“Complexo da Restinga”, ou Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e áreas de formação pioneira com influência flúvio-marinha (Veloso *et al.* 1992), seriam formações edáficas e o clima teria papel secundário. Urbanetz *et al.* (submetido), ao comparar diversos levantamentos feitos em regiões litorâneas da encosta e da planície do sul e do sudeste do Brasil, verificou que as florestas de planície analisadas constituíram um grupo florístico que se diferenciou nas diferentes análises de agrupamento. Porém, nas análises de ordenação, verificou-se a existência de um gradiente da encosta para o mar, que poderia estar relacionado com condições ambientais diferenciais no solo, mostrando que o ecótono entre essas formações não é abrupto. Dessa maneira, estudos em menores escalas auxiliariam a compreensão sobre como se dá a diferenciação entre as formações vegetacionais da encosta e da planície e quais seriam os fatores determinantes para a composição de suas espécies.

Assim, o presente estudo teve como objetivo comparar trechos de Floresta Ombrófila Densa de uma encosta com trechos de uma planície, sobre diferentes tipos de solo, de modo a responder as seguintes questões:

1. De que maneira a floresta da encosta se diferencia da floresta da planície? Há grupos, padrões ou gradientes formados pelos trechos amostrados?
2. Há variáveis abióticas do microrelevo e do solo relacionadas com a diferenciação da distribuição de abundância das espécies?
3. No caso de haver uma relação entre a distribuição de espécies e as variáveis abióticas, os dados sustentam a hipótese de uma relação causal? Ou a relação observada é resultante do fato que a distribuição de espécies e as variáveis abióticas seguem uma estrutura espacial comum, causada por fatores não previstos no modelo?

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O levantamento florístico e fitossociológico foi realizado em remanescentes florestais localizados em uma área de transição de diferentes tipos de solo e relevo. Um dos remanescentes está localizado na Fazenda Folha Larga e outro em sua proximidade, no município de Cananéia, sul do estado de São Paulo (24°54'S, 47°56'W). Um dos remanescentes é um trecho de um contínuo de Floresta Ombrófila Densa (Submontana e de Terras Baixas, dependendo da altitude) sobre uma encosta, que foi caracterizado floristicamente por Urbanetz *et al.* (submetido), que encontraram 216 espécies arbustivas ou arbóreas, que compõem cerca de 63 ha de vegetação contínua. A vegetação é composta por árvores cujo dossel atinge cerca de 30 m. Há indivíduos emergentes com aproximadamente 35 m. A propriedade particular onde se encontra o remanescente tem como principal atividade econômica a piscicultura. Segundo informações dos proprietários e moradores da região, há cerca de 40 anos as áreas de menor altitude (abaixo de 50 m) do remanescente sofreram corte raso e eram utilizadas para o pastoreio. Desde então, foram abandonadas e esses locais passam por um processo de regeneração natural. Já as partes mais altas (entre 60 e 150 m) não sofreram grandes interferências devido ao seu acesso mais difícil. O outro remanescente é uma Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas que nunca sofreu corte raso, localizado em uma planície, sobre solo arenoso, com alguns trechos permanentemente alagados ou com alagamentos periódicos advindos da chuva e/ou da má drenagem. Este trecho de floresta também se encontra numa propriedade particular que não possui atividades comerciais ou de cultivo.

O clima da região é do tipo Af – tropical úmido (Koeppen 1948). A temperatura média anual é de 20,9°C, a média do mês mais quente e de 24,8°C, do mais frio, 17,2°C. A pluviosidade média anual é de 1520,9 mm (dados obtidos com o proprietário). O tipo de solo encontrado na planície é o Podzol

(Lepsch *et al.* 1999) ou Espodossolo (EMBRAPA 2006). Já o tipo de solo da encosta é o Podzólico Vermelho-Amarelo Álico (Lepsch *et al.* 1999) ou Alissolo (EMBRAPA 2006). A altitude varia de 15 a 25 m na planície e de 25 a 157 m nas áreas da encosta.

#### Coleta de dados

Foram feitos levantamentos florísticos e fitossociológicos das florestas da encosta e da planície. As coletas de material botânico foram feitas com auxílio de tesoura de poda manual e de alta poda para indivíduos até 15 m de altura. Para os indivíduos acima desta altura foi utilizado um equipamento composto por estilingue, chumbo de pesca, suporte para antena, fio de "nylon" e corda (Urbanetz 2005). O material coletado foi prensado, seco em estufa de campo a gás, por 48 h, preparado segundo método usual em taxonomia vegetal e incorporado no Herbário UEC do Departamento de Biologia Vegetal da UNICAMP.

Para a amostragem de dados das espécies da floresta adotou-se o método das parcelas (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Foram delimitadas três áreas de 50 x 80 m na floresta de encosta (blocos A, B e C) e três áreas de 50 x 40 m na floresta da planície (blocos D, E e F). Cada área foi dividida em parcelas contíguas de 10 x 10 m, totalizando 180 parcelas e 1,8 ha de área total amostrada. As parcelas foram delimitadas com estacas de PVC de 1,2 m de altura e  $\frac{3}{4}$ " de diâmetro. Na floresta de encosta, cada bloco foi alocado em diferentes cotas altimétricas. O de cota mais alta tem variação latitudinal de 127 a 139 m de altitude (bloco A), o de cota intermediária varia de 70 a 90 m de altitude (B) e o mais baixo a altitude varia de 26 a 40 m (C). O bloco C está em uma área que vem sofrendo regeneração natural há 40 anos e se enquadra na definição de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Veloso *et al.* 1992). Os trechos A e B pertencem à subdivisão Floresta Ombrófila Densa Submontana. Os blocos de parcelas da planície (D, E e F) estão em intervalos de 1,5 km na direção do oceano, sobre um gradiente de argila e areia no solo. O bloco D é o mais próximo da encosta, estando a 1,5 Km do bloco

C. As parcelas dos blocos E e F estão em áreas que sofrem alagamentos periódicos. Já as do bloco D estão em uma área que permanece alagada na maior parte do tempo. Todos os trechos da floresta da planície pertencem à subdivisão Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (Veloso *et al.*1992).

Foram marcados e numerados todos os indivíduos arbóreos vivos com perímetro à altura do peito (PAP)  $\geq 15$  cm, incluindo-se palmeiras e excluindo-se os fetos arborescentes. Foram tomadas medidas de PAP à 1,3 m, altura estimada e foram identificadas as espécies as quais pertenciam esses indivíduos. Foram coletados ramos de indivíduos que não foram identificados no campo, constituindo material testemunha dos mesmos no herbário UEC.

Foram medidos os teores de alguns descritores de solos de modo a averiguar uma possível influência de tais fatores na distribuição de espécies nos trechos das florestas estudadas. Para tanto, foram tomadas duas alíquotas no centro de cada parcela utilizando-se um trado holandês, na profundidade de 0 - 20 cm, num total de 240 amostras. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e enviadas para análise nos laboratórios de análises química e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC). Foram analisados: acidez ativa (pH), acidez potencial (H+Al), saturação por bases (V%), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), teor de matéria orgânica (MO), fósforo disponível, cálcio, magnésio e potássio. A análise física mediu os teores de argila, silte e areia total.

Com o auxílio do barômetro embutido ao *GPS*, foram tomadas medidas de altitude no centro de cada parcela. Foi feita a calibração do barômetro a partir de altitudes conhecidas antes das medições, de modo a evitar erros decorrentes da variação da pressão atmosférica.

Foi medido o ângulo de declividade de cada parcela com o auxílio de um clinômetro de nível do tipo Abney.

## Análise dos dados

A identificação do material botânico foi realizada no laboratório de Taxonomia Vegetal do Departamento de Biologia Vegetal da UNICAMP, através de análise morfológica utilizando microscópio estereoscópico, consultas à bibliografia especializada, comparação com exsicatas do herbário UEC bem como consultas a especialistas. As espécies e gêneros não identificados foram tratados no nível de morfoespécies. A classificação adotada foi a de APG III (2009).

Foram feitas análises multivariadas de agrupamento e ordenação para verificar a existência de blocos florísticos ou gradientes entre as 120 parcelas, a fim de esclarecer se ocorriam diferenças na estrutura e composição florística entre os diferentes trechos de floresta amostrados. Foram feitas análises de agrupamento utilizando-se o índice de Bray-Curtis, pois esse índice é adequado para dados de abundância de espécies (Legendre & Legendre 1998). Para obtenção dos dendrogramas, foram utilizados os métodos de ligação de Ward (variância mínima), simples, completa e média de grupo (UPGMA). Foi feita a análise de coordenadas principais (PCO) (Manly 1997) através do índice de Bray Curtis, a partir da matriz de distâncias entre as parcelas obtida. Foram feitas as análises de componentes principais (PCA; Jackson 1991) por correlação e de correspondências (CA) (Benzecri 1992) a partir da matriz com dados de abundância das espécies. Foi feita a Análise Canônica de Correspondência (CCA) (ter Braak & Smilauer 1998) para verificar a existência de uma relação entre a estrutura florestal e as variáveis abióticas. A CCA foi feita a partir da matriz com os dados de abundância das espécies e da matriz com os dados de solo. Foi feito o teste de Monte Carlo (Manly 1997) com 1000 permutações para testar a significância dos eixos da CCA.

Optou-se por se excluir das análises as espécies que apresentaram apenas um indivíduo em todo o levantamento. Isso por serem pouco informativas e para reduzir o ruído das análises (Gauch 1999). Todas as análises de agrupamento e de ordenação foram feitas com o auxílio do programa FITOPAC 2 (Shepherd 2009).

Foi calculada uma matriz de distância euclidiana entre as parcelas a partir dos dados abióticos. A distância euclidiana é adequada para descritores quantitativos, como no caso dos dados abióticos mensurados (Legendre & Legendre 1998). Foi aplicado o teste de Mantel simples entre essa matriz de dados abióticos e uma matriz de distâncias de Bray Curtis dos dados de abundância das espécies. O teste de Mantel simples foi executado para testar se as distâncias entre as parcelas na matriz florística estão ou não linearmente correlacionadas com as distâncias equivalentes na matriz de dados abióticos.

Foi calculada uma matriz de distâncias euclidianas a partir das coordenadas geográficas das parcelas. Foi aplicado o teste de Mantel simples entre esta matriz e uma matriz de distâncias euclidiana dos dados abióticos. O mesmo teste foi aplicado entre esta matriz de distâncias geográficas e a matriz de distâncias Bray Curtis dos dados das espécies. Isso com o objetivo de testar se havia uma estrutura espacial na distribuição de espécies e nos dados ambientais, ou seja, para testar se as parcelas menos distantes no espaço geográfico também eram as mais similares do ponto de vista da distribuição de espécies e dos dados abióticos (Legendre & Fortin 1989, Legendre 1993, Legendre & Legendre 1998).

Foi aplicado o teste de Mantel parcial para as matrizes de distâncias florísticas (F), de dados ambientais (A) e do espaço geográfico (E). O teste foi aplicado da seguinte maneira: F x A controlada por E; F x E controlada por A e A x E controlada por F. Pretendeu-se testar se existia uma correlação entre os pares de matrizes, mesmo levando-se em conta uma terceira matriz (Legendre & Fortin 1989, Legendre 1993, Legendre & Legendre 1998).

Construiu-se um modelo para explicar as correlações encontradas com base nos resultados dos testes de Mantel simples e parcial (Legendre & Fortin 1989, Legendre 1993). Foram testados quatro modelos possíveis: (1) a estrutura espacial da vegetação é causada pela estrutura espacial nas variáveis abióticas (espaço → ambiente → vegetação); (2) há um componente espacial nos dados da vegetação o qual é independente da estrutura espacial dos dados abióticos (ambiente ← espaço → vegetação); (3) parte da estrutura da vegetação é determinada pelo gradiente espacial e parte é determinada pelos dados

abióticos (espaço → vegetação ← ambiente); (4) a estrutura espacial nos dados da vegetação é parcialmente determinada pelo gradiente espacial dos dados abióticos e parcialmente determinada por outros fatores não explicitamente identificados no modelo. As predições e os quatro modelos testados encontram-se na Figura 1.

Havendo correlações entre as matrizes, esperou-se que estas fossem positivas, uma vez que se espera que as amostras mais distantes na matriz florística também sejam as amostras equivalentes mais distantes na matriz abiótica e na matriz de distâncias geográficas. Dessa maneira, o  $p$  considerado foi o unicaudal. A significância dos resultados do Mantel simples e parcial foi testada através de 999 permutações ( $\alpha < 0,05$ ).

Todos os testes de Mantel foram feitos com o auxílio do programa Passage v.2 (Rosenberg 2009). As matrizes de distâncias utilizadas no Passage foram calculadas com o auxílio do programa FITOPAC 2 (Shepherd 2009).

A matriz de dados das espécies foi transformada por  $\log(x+1)$  de modo a reduzir o peso da abundância nas análises. A matriz dos dados ambientais também foi transformada por  $\log(x + 1)$  de modo a padronizar as diferentes escalas das variáveis. Essa transformação é adequada para esse tipo de dados, pois as respostas dos organismos vegetais às variáveis nutricionais são logarítmicas (Jager & Looman 2007). As transformações dos dados foram feitas utilizando-se o programa FITOPAC 2 (Shepherd 2009).

## **RESULTADOS**

Foi encontrado um total de 3415 indivíduos nos blocos de parcelas A (779 indivíduos), B (726), C (808), D (369), E (208) e F (525). Estes indivíduos pertencem a 201 espécies e 55 famílias.

Foram feitas análises preliminares com e sem as espécies que apresentaram apenas um indivíduo em todas as parcelas (espécies raras). A inclusão ou exclusão das espécies raras não alterou

de modo significativo os resultados. Dessa maneira, foram excluídas das análises 47 espécies que tiveram apenas uma ocorrência por estas não serem informativas e para diminuir o ruído das análises.

## **Agrupamento**

Os dendrogramas apresentaram grupos constituídos pela maioria das parcelas da planície (blocos D, E e F) isolados das parcelas da encosta (blocos A, B e C). O padrão de agrupamento apresentado nos diferentes dendrogramas foi o mesmo. Assim, foi apresentado somente o dendrograma obtido por UPGMA (Figura 2).

Ocorreu um grupo formado pelas parcelas dos blocos D e E da planície (Figura 2). Algumas parcelas do bloco E se mostraram como intermediárias, pois variaram de grupo conforme o método de ligação utilizado e ficaram agrupadas ora junto às parcelas da encosta e ora junto às outras parcelas da planície. As parcelas do bloco F (trecho mais próximo do braço de mar) constituíram um grupo bastante uniforme e isolado de todas as demais em todos os dendrogramas, independente do método de ligação utilizado (Figura 2).

As parcelas da encosta (blocos A, B e C) não apresentaram grupos bem definidos, pois os mesmos variaram conforme o método de ligação utilizado. As parcelas da cota altitudinal intermediária (bloco B) formaram um grupo distinto das demais parcelas nos dendrogramas, embora com a presença de alguns elementos dos blocos A, C e E e com algumas parcelas desse bloco ausentes no grupo. As parcelas do topo (bloco A, Floresta Ombrófila Densa Submontana) e da base da encosta (bloco C, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas ou Submontana) se misturam nestes mesmos dendrogramas.

Todos os dendrogramas apresentaram um coeficiente de correlação cofenética  $\geq 0,7$ . Isso mostrou uma boa representação das distâncias na matriz original pelos dendrogramas obtidos.

## **Ordenação**

As parcelas dos blocos da planície se apresentaram separadas das parcelas da floresta da encosta em todas as análises de ordenação. Como os resultados das análises foram muito similares, optou-se por se apresentar somente os gráficos da Análise de Correspondências (CA). Essa separação se deu na forma de um gradiente na PCA e na forma de um grupo distinto na PCO e na CA (Figuras 3 a 5). As parcelas dos blocos da encosta (A, B e C) se mostraram mais agrupadas e similares entre si do que as parcelas da planície (Figura 3).

As parcelas do topo e da base da encosta (blocos A e C, respectivamente) se mostraram mais semelhantes entre si e separadas das parcelas da cota intermediária do bloco B (Figuras 3 e 4).

As parcelas do bloco F (trecho da floresta da planície mais próximo do mar) se mostraram agrupadas e distantes das demais em todos os gráficos obtidos pelas análises de ordenação. Estas parcelas causaram uma distorção no gráfico da CA (Figuras 3 a 5). A CA colocou o eixo 1 passando pelas parcelas do bloco F (Figuras 3 e 4).

Os valores de variância/inércia obtidos para os três primeiros eixos de todas as análises de ordenação foram maiores do que o esperado pelo acaso segundo o modelo de vara quebrada (Tabela 1). Isso indica que os resultados obtidos não ocorreram devido ao acaso. A inércia acumulada para os três primeiros eixos da CA foi relativamente baixa (menor do que 20%) (Tabela 1).

## **Dados florísticos e ambientais - CCA**

As variáveis teor de Magnésio (Mg) e soma de bases (SB), e H + Al e capacidade de troca catiônica (CTC) se mostraram altamente correlacionadas entre si (correlação de Pearson > 0,90). Assim, optou-se por se excluir as variáveis SB e CTC para dar prosseguimento à análise. A variável silte foi excluída das análises por ser complementar aos teores de areia e de argila.

Os gráficos obtidos por ênfase nas espécies e por ênfase nas amostras foram semelhantes, porém foram apresentados somente os gráficos com ênfase nas amostras (Figuras 6 a 8). A porcentagem de inércia total acumulada explicada para os 3 eixos da CCA foi 11,15 % (Tabela 2). A porcentagem de inércia canônica explicada pelo eixo 1 foi de 39,92%. A inércia canônica total acumulada para os três eixos foi de 71,76%. O teste de Monte Carlo foi altamente significativo ( $p = 0,001$ ) para os três eixos da análise (Tabela 3), o que indica que os resultados obtidos não se devem ao acaso.

As parcelas da planície se diferenciaram das parcelas da encosta em todos os gráficos (Figuras 6 a 8). As parcelas do bloco F se mostraram diferenciadas das demais, formando um grupo isolado (Figuras 6 e 7).

A quantidade de areia total foi a principal variável do solo relacionada com a diferenciação das parcelas da planície das parcelas da encosta no eixo 1 da CCA, seguida por pH, argila e Mg (Figuras 6 e 7). A altitude também se mostrou relacionada com a diferenciação das parcelas da encosta e da restinga nesse mesmo eixo.

A variável do solo que mais se mostrou relacionada com a diferenciação das parcelas do bloco F foi a quantidade de areia total no solo (Figura 7).

### **Testes de Mantel**

Foram encontradas correlações positivas entre as distâncias nas matrizes analisadas em todos os testes de Mantel simples e parcial (Tabela 3). O  $p$  foi significativamente diferente de zero para todos os resultados.

Tanto a matriz de distância de dados florísticos quanto a de dados abióticos apresentaram uma correlação positiva com a matriz de distâncias geográficas no teste de Mantel simples (Tabela 3). Isso

mostra a existência de uma estrutura espacial nesses dados. As matrizes de dados florísticos e a de dados abióticos também mostraram uma correlação positiva entre si.

As distâncias na matriz de abundância de espécies se mostraram linearmente correlacionadas com as distâncias da matriz de dados ambientais mesmo levando-se em conta o espaço geográfico (Tabela 3). Assim, há uma correlação linear entre as distâncias na matriz de abundância de espécies e as distâncias de dados abióticos, independente do espaço geográfico. O valor da correlação obtida pelo Mantel parcial (0,11) foi menor do que o resultante pelo Mantel simples entre essas matrizes (0,57) (Tabela 3). As distâncias dos dados de distribuição de espécies e as distâncias geográficas também apresentaram uma correlação positiva quando controladas pelas distâncias de dados abióticos. As distâncias de dados abióticos também mostraram uma correlação positiva com as distâncias geográficas, levando-se em conta as distâncias da distribuição de espécies.

Dessa maneira, o modelo que mais se adequou aos resultados obtidos é o 4 (Figura 1) em que a estrutura espacial nos dados de distribuição de espécies é parcialmente determinada pelo gradiente espacial dos dados ambientais e parcialmente determinada por outros fatores não explicitamente identificados no modelo.

## **DISCUSSÃO**

As análises de agrupamento apresentaram um grupo formado pela maioria das parcelas da floresta da planície, separado das parcelas da encosta. Apesar disso, algumas parcelas se mostraram intermediárias. Algumas parcelas da planície se agruparam com as da encosta. Isso indica a presença de algumas espécies comuns as duas florestas. O tipo de solo da planície (podzol) é muito mais pobre em nutrientes do que o da encosta (podzólico vermelho-amarelo). Scarano (2002, 2009) apontou que poucas espécies da vegetação da planície litorânea são endêmicas e ainda assim a riqueza de espécies

das planícies é alta. Dessa maneira, essas espécies possuem uma plasticidade e versatilidade ecológica grande que confere às mesmas a capacidade de defrontarem com mudanças no ambiente (Scarano 2009). Assim, muito possivelmente essas espécies comuns a ambas as florestas são espécies com uma plasticidade ecológica alta, capazes de tolerar as condições extremas do solo na planície.

Apesar de algumas parcelas do bloco C da encosta pertencerem à subdivisão da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (altitude  $\leq 30$  m, Veloso *et al.* 1992), essas parcelas se mostraram mais próximas do ponto de vista florístico e estrutural das parcelas de Floresta Ombrófila Densa Submontana (blocos A e B) do que das demais parcelas da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas localizadas na planície (blocos D, E e F). De maneira geral, os dados mostraram que a formação da floresta da encosta é mais uniforme se comparada à floresta da planície. As análises indicaram que muito provavelmente há um gradiente florístico longo e não linear de distribuição de espécies da encosta para a planície. A diferenciação das parcelas da encosta para a planície parece estar relacionada principalmente com os fatores edáficos. As parcelas mais próximas do mar seriam o extremo do gradiente ambiental, onde o solo é mais arenoso e a composição de espécies e estrutura é bem distinta das demais.

Apesar da porcentagem de inércia total, explicada para os 3 eixos da CCA, ter sido relativamente baixa (ca. 10%), os resultados fizeram sentido biológico e pode-se dizer que pelo menos parte da distribuição das espécies esteve relacionada com fatores no solo, principalmente os granulométricos, Mg e o pH. As porcentagens de inércia total explicada pelos 3 primeiros eixos de todas as análises de ordenação também foram relativamente baixas (menores do que 30%). Muitas vezes, ocorrem eixos de distorção sem significado ecológico nas análises de ordenação devido a uma incongruência entre o espaço das espécies e o espaço ecológico (Austin 1976 citado por Økland 1999). Isso ocorre porque, muitas vezes, os dados ecológicos quase nunca seguem as suposições implícitas dos modelos quanto às respostas das espécies aos gradientes ecológicos nas análises de ordenação. Esses

eixos de distorção inflacionam a quantidade de inércia ou variância total. Isso explica o paradoxo que muitas vezes são encontrados eixos com porcentagem de variação/inércia explicada baixa que são ecologicamente interpretáveis (Økland 1999), como os encontrados no presente estudo. No caso das análises CCA e CA, o modelo implícito é que as abundâncias das espécies seguem uma função unimodal simétrica ao longo do gradiente ambiental (ter Braak & Smilauer 1998). Apesar disso, a CCA funciona bem mesmo quando a distribuição das espécies ao longo do gradiente são *skewed* (Palmer 1993). Pode ser que, no presente estudo, a distribuição de espécies ao longo do gradiente ambiental não siga uma função normal e pode sim *skewed*. Isto pode ter inflacionado a inércia total e por isso a baixa porcentagem de inércia explicada pelos três primeiros eixos das análises.

Por outro lado, um dos trechos do remanescente de encosta estudado teve uma interferência antrópica conhecida. Porém, não se sabe quais ou se outras interferências ocorreram. Alguns meses após a coleta dos dados das espécies todos os indivíduos de *Euterpe edulis* foram cortados e levados pelos palmiteiros. O corte de alguns indivíduos adultos de *E. edulis* provocou a queda de indivíduos de outras espécies que também fizeram parte da amostragem. Também foi observado o impacto causado pelo corte de algumas árvores em uma das parcelas amostradas na planície. O corte de um indivíduo de grande porte abriu uma clareira na área. Perturbações causadas por corte podem estar relacionadas com mudanças significativas na composição e riqueza de espécies na Floresta Atlântica (Liebsch *et al.* 2008). Desse modo, eventos de perturbação antrópica no passado também possam ter influenciado na estrutura e composição de espécies no trecho antropizado.

A correlação positiva no teste de Mantel simples e no parâmetro entre a distribuição de espécies e o espaço geográfico, mesmo quando controlado pelas variáveis abióticas pode indicar padrões relacionados com o limite de dispersão das espécies. Duque *et al.* (2009) encontraram que grande parte da variação na composição de espécies esteve relacionada com o aumento das distâncias geográficas em um estudo numa floresta tropical na Amazônia colombiana, apesar da distância não ter explicado

toda a variação na composição florística. Este estudo foi caracterizado por um padrão agregado de distribuição de espécies caracterizado por uma mudança contínua ao longo do espaço geográfico. Dessa maneira, a porcentagem de inércia/variância não explicada pelas análises de ordenação no presente estudo também pode estar relacionada com fatores estocásticos como o limite de dispersão, apesar de que estudos complementares relacionados a esse tema sejam necessários para confirmar essa hipótese.

O teste de Mantel simples indicou que a distribuição das espécies e as variáveis abióticas seguem uma estrutura espacial comum. Apesar da existência dessa estrutura espacial comum o teste de Mantel parcial indicou a existência de uma correlação entre a distribuição de espécies e as variáveis ambientais independente das distâncias geográficas. Dessa maneira, parte da estrutura espacial na floresta estudada está relacionada com a estrutura das variáveis abióticas. A CCA indicou que as variáveis mais relacionadas com a diferenciação na distribuição das espécies da floresta da encosta e da floresta da planície foram os fatores edáficos e a altitude. Apesar disso, existe uma inércia não explicada e os testes aplicados não permitem quantificar o quanto da distribuição de espécies é devido às variáveis abióticas, o quanto se deve a estrutura espacial e o quanto é devido a causas indeterminadas ou não explícitas no modelo.

Os resultados do presente trabalho estão de acordo com os obtidos em um estudo sobre florestas tropicais secundárias na Costa Rica na escala da paisagem (Powers *et al.* 2009). Neste estudo, os testes de Mantel simples e parcial mostraram que em todas as parcelas amostradas nesse estudo as propriedades do solo, além do tempo de existência da floresta, explicaram a variação na composição das espécies. Parte da variação espacial da comunidade arbórea estudada também não pôde ser explicada depois de levada em conta a co-variação espacial com os solos, assim como no presente estudo.

Poulsen *et al.* (2006) realizaram um estudo na Amazônia sobre padrões de distribuição de espécies herbáceas, pteridófitas e palmeiras relacionados com fatores físicos e químicos no solo. Neste

trabalho, os testes de Mantel também foram altamente significativos mesmo levando-se em conta o efeito da distância geográfica; a altitude esteve correlacionada com as distâncias florísticas para os três grupos estudados e o conteúdo de cálcio e de areia no solo foi importante para a distribuição das palmeiras, como no caso do presente estudo.

Sesnie *et al.* (2009) encontraram um determinismo ecológico relacionado com fatores edáficos na distribuição de espécies de palmeiras na Costa Rica, na escala da paisagem. Os testes resultaram em uma correlação significativa entre as distâncias florísticas e do microrelevo e texturas do solo mesmo quando controladas pelo efeito da distância geográfica. Comparações separadas mostraram correlações significantes entre espécies de palmeiras e teores de Magnésio e Cálcio. Alguns dos resultados do presente estudo estiveram de acordo com os de Sesnie *et al.* (2009), uma vez que foram encontradas relações entre a distribuição de abundância das espécies, a textura e o teor de Magnésio do solo, mesmo quando levado em conta o espaço geográfico.

No estudo em escala mais fina, presente no Capítulo II sobre a Floresta Ombrófila Densa da encosta, não foram encontrados fatores determinísticos relacionados às variáveis abióticas mensuradas na distribuição de abundância das espécies. Fatores estocásticos pareceram atuar mais fortemente nesta escala. Porém, na escala mais ampla do presente estudo pelo menos parte da distribuição das espécies parece estar relacionada a fatores determinísticos. Isso está de acordo com os resultados obtidos por Karst *et al.* (2005) em um estudo sobre o papel do acaso e do determinismo ecológico nas comunidades de pteridófitas, em escalas local e intermediária. Neste estudo, os autores apontaram que a umidade no solo teve um papel determinante na distribuição das espécies na mesoescala. Entretanto, uma forte autocorrelação espacial do ambiente na escala local impediu a atribuição ao determinismo ecológico como um fator definitivo na distribuição das espécies de pteridófitas. Os autores tampouco não puderam separar os efeitos do ambiente dos efeitos da dispersão na menor escala. Segundo os autores, a estrutura do ambiente em escalas mais finas pode aumentar a persistência de plantas com dispersão

limitada na comunidade; ambientes circundantes são provavelmente similares e, portanto, mais adequados para a dispersão de propágulos em distâncias curtas.

Dessa maneira, os resultados obtidos indicam que algumas das variáveis abióticas mensuradas parecem ter sido responsáveis pelo menos por parte da distribuição de espécies nas diferentes formações vegetacionais estudadas. Estudos complementares no local levando em conta a dispersão das espécies seriam interessantes para auxiliar o entendimento sobre a parte da variação na floresta estudada não explicada pelas variáveis previstas no modelo.

## **CONCLUSÕES**

1. A floresta da encosta é distinta quanto à composição da maior parte das espécies da floresta da planície.
2. Pelo menos parte da diferenciação encontrada entre a floresta da encosta e a floresta da planície parece estar relacionada com as variáveis abióticas, principalmente as granulométricas, teor de Magnésio e pH do solo, altitude e declividade.
3. Os resultados mostraram que há uma relação entre a distribuição de espécies e as variáveis ambientais mensuradas, embora mostraram que parte da estrutura espacial da floresta também dependa de outros fatores não explicitamente identificados no modelo.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

APG III- The Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161: 105-121.

- Benzecri, P.J. 1992. Correspondence analysis handbook. Marcel Dekker, New York.
- Bigarella, J.J. 1991. Aspectos físicos da paisagem – Physical landscape features. In Mata Atlântica – Atlantic Rain Forest. Câmara, I.G. Index, São Paulo, pp 63-94.
- Clark, D.A., Clark, D.B., Sandoval, R. & Castro, M.V. 1995. Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms. *Ecology* 76: 2581–2595.
- Condit, R., Pitman, N., Leigh Jr., E.G., Chave, J., Terborgh, J., Foster, R.B., Núñez, P., Aguilar, S., Valencia, R., Villa, G., Muller-Landau, H.C., Losos, E. & Hubbell, S.P. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295: 666–669.
- Duque, A., Phillips, J.F., von Hildebrand, P., Posada, C.A., Prieto, A., Rudas, A., Suescún, M. & Stevenson, P. 2009. Distance decay of tree species similarity in protected areas on terra firme forests in Colombian Amazonia. *Biotropica* 41: 599–607.
- Gauch, H.G. 1999. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 211-214.
- Hubbell, S.P. 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Jackson, J.E. 1991. A user's guide to principal components. Wiley, New York.
- Jager, J.C. & Looman, C.W.N. 2007. Data collection. In Data analysis in community and landscape ecology. R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren. Cambridge University Press, New York, p. 10-28.
- Joly, C.A., Leitão-Filho, H.F. & Silva, S.M. 1991. O patrimônio florístico – The floristic heritage. In Câmara, G.I. (coord.). Mata Atlântica – Atlantic Rain Forest. Index & Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo.

- Karst J, Gilbert B, Lechowicz MJ. 2005. Fern community assembly: the roles of chance and the environment at local and intermediate scales. *Ecology* 86:2473–2486.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3: 157-164.
- Koepfen, W. 1948. *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de la Cultura Económica, México.
- Lepsch, I.F., Sakai, E., Prado, H., Menk, J.R.F. & Rizzo, L.T.B. 1999. Levantamento de reconhecimento com detalhes dos solos da região do rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. Escala 1: 250.000. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Legendre, P. & Fortin, M.J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Liebsch, D, Marques, M.C.M. & Goldenberg, R. 2008. How does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* 141: 1717-1725.
- Manly, B.J.F. 1997. *Randomization, bootstrap, and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, Glasgow.
- Mueller- Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, New York.
- Norden, N., Chave, J., Caubère, A., Châtelet, P., Ferroni, N., Forget, P.-M. & Thébaud, C. 2007. Is temporal variation of seedling communities determined by environment or by seed arrival? A test in a neotropical forest. *Journal of Ecology* 95: 507–516.

- Økland, R.H. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science* 10: 131–136.
- Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Carvalho, D.A. & Gavilanes, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 483-508.
- Oliveira Filho, A.T., Curi, N., Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 1998. Effects of canopy gaps, topography, and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. *Biotropica* 30:362-375.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* 74:2215-30.
- Pyke, C.R., Condit, R., Aguilar, S. & Lao, S. 2001. Floristic composition across a climatic gradient in a Neotropical lowland forest. *Journal of Vegetation Science* 12:553–566.
- Poulsen, A.D., Toumisto, H. & Balslev, H. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. *Biotropica* 38: 468–478.
- Powers, J.S., Becknell, J.M., Irving, J., Pèrez-Aviles, D. 2009. *Forest Ecology and Management* 258: 959–970.
- Rizzini, C.T. 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Âmbito Cultural Edições, Rio de Janeiro.
- Rosenberg, M.S. 2009. *Passage 2.0*. Center for Evolutionary Functional Genomics/Biodesign Institute, School of Life Sciences, Arizona State University.

- Ruokolainen, K., Linna, A. & Tuomisto, H. 1997. Use of Melastomataceae and Pteridophytes for revealing phytogeographical patterns in Amazonian rain forest. *Journal of Tropical Ecology* 13: 243–256.
- Scarano, F.R., 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517–524.
- Scarano, F.R., 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation* 142: 1201–1208.
- Sesnie, S.E., Finegan, B., Gessler, P.E. & Ramos, Z. 2009. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old-growth rain forest remnants. *Biotropica* 41: 16–26.
- Shepherd, G.J. 2009. FITOPAC 2: Manual do usuário. Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Depto. de Biologia Vegetal, CP 6109, CEP 13.083-970, Campinas.
- Suguió, K. 2004. O Papel das Variações do Nível Relativo do Mar Durante o Quaternário Tardio na Origem da Baixada Litorânea de Juréia, SP. *In* Marques, O.A. V. & Duleba, W. (Eds.). 2004. Estação Ecológica Juréia-Itatins, ambiente físico, flora e fauna. Holos, Ribeirão Preto, pp.35-41.
- Svenning, J.C., Kinner, D.A., Stallard, R.F., Engelbrecht, B.M.J. & Wright, S.J. 2004. *Ecology* 85: 2526–2538.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 pp.
- ter Braak, C.J.F. 2007. Ordination. *In* Data analysis in community and landscape ecology. R.H.G. Jongman, C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren. Cambridge University Press, New York, p. 91-173.
- Urbanetz, C. 2005. Estudos Florísticos da Floresta Ombrófila Densa Atlântica da Fazenda Folha Larga, Cananéia, SP. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Urbanetz, C. Tamashiro, J.Y., Kinoshita, L.S.\_\_\_\_\_ Floristic composition of an Atlantic Rain Forest fragment, Cananeia, Sao Paulo State, Brazil, and similarities analysis. Submetido em 09-2008 à Revista Brasileira de Botânica.
- van den Berg, E. & Oliveira Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. *Flora* 194:249-266.
- Valencia, R., Foster, R.B., Villa, G., Condit, R., Svenning, J.C., Herna'Ndez, C., Romoleroux, K., Losos, E., Magard, E. & Balslev, H. 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: Large forest plot in eastern Ecuador. *J. Ecol.* 92: 214–229.
- Veloso, H.P., Oliveira Filho, L.C., Vaz, A.M.S.F., Lima, M.P.M., Marquete, R., Brazão, J.E.M. (org.). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Manuais técnicos em Geociências. IBGE, v.1, p. 1-91.
- Vormisto, J., Svenning, J.C., Hall, P. & Balslev, H. 2004. Diversity and dominance in palm (Arecaceae) communities in terra firme forests in the western Amazon basin. *Journal of Ecology* 92: 577–588.

## TABELAS E FIGURAS

Tabela 1. Análise de Correspondências (CA) para as 180 parcelas da Floresta Ombrófila Densa da encosta e da planície, Cananéia, SP: Autovalores e porcentagem de inércia para os três primeiros eixos.

<b>Eixos</b>	<b>Autovalores</b>	<b>% Inércia</b>	<b>Inércia acumulada</b>	<b>% Inércia esperada (vara quebrada)</b>
AV001	0,8228	7,187	7,187	3,667
AV002	0,5415	4,730	11,917	3,014
AV003	0,3463	3,025	14,942	2,687

Tabela 2. Análise Canônica de Correspondências (CCA) para as 180 parcelas da Floresta Ombrófila Densa e Floresta de Restinga, SP: Autovalores e porcentagem de inércia para os três primeiros eixos.

<b>Autovalores AV</b>	<b>%Inércia Total</b>	<b>%Inércia Total Acumulada</b>	<b>%Inércia Canônica</b>	<b>%Inércia Canônica Acumulada</b>
AV1	0,7103	6,205	39,924	39,924
AV2	0,4267	3,727	23,982	63,907
AV3	0,1397	1,220	7,852	71,759

Tabela 3. Teste Monte Carlo com 1000 permutações da análise CCA com os dados florísticos e ambientais das 180 parcelas da planície e da encosta de Cananéia, SP.

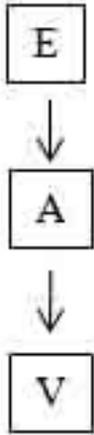
<b>Eixos</b>	<b>Autovalores</b>	<b>N &gt;=</b>	<b>AV max</b>	<b>AV min</b>	<b>p</b>
AV1	0,7103	0	0,1870	0,0813	0,0010
AV2	0,4267	0	0,1321	0,0699	0,0010
AV3	0,1397	0	0,1031	0,0606	0,0010

Tabela 4. Resultados dos testes de Mantel executados a partir dos dados das parcelas da encosta e da planície de Cananéia, SP. Acima da diagonal: Mantel simples e as probabilidades associadas. Abaixo da diagonal: Mantel parcial e as probabilidades associadas. Testes de significância unicaudais através de 999 permutações. Matrizes de distância: Bray Curtis da vegetação (V); distância euclidiana dos dados abióticos (A) e das distâncias geográficas (E).

<b>Mantel simples</b>	<b>V</b>	<b>A</b>	<b>E</b>
<b>Mantel parcial</b>			
V	-	0,57404 <b>p = 0,00000</b>	0,61529 <b>p = 0,00000</b>
A	0,10801 <b>p = 0,00001</b>	-	0,86305 <b>p = 0,00000</b>
E	0,28982 <b>p = 0,00000</b>	0,78987 <b>p = 0,00000</b>	-

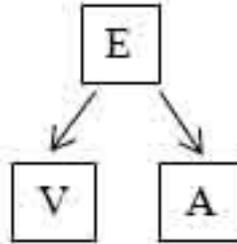
Figura 1. Predições dos quatro modelos possíveis (1, 2, 3 e 4) das relações causais entre as três matrizes de distâncias euclidianas do ambiente (A), do espaço (E) e Bray Curtis das espécies (V), em termos dos resultados esperados pelos testes de Mantel simples e parcial. Uma relação  $\neq 0$  significa  $p$  significativamente diferente de zero (menor do que 0,05).

(1)



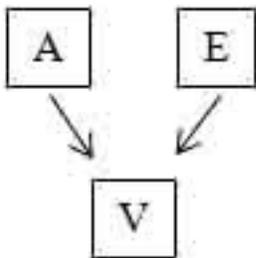
EA  $\neq 0$   
 AV  $\neq 0$   
 EA  $\geq$  AV  
 EV.A = 0  
 EA.V  $\neq 0$   
 AV.E  $\neq 0$   
 AE.V  $\leq$  AE  
 AV.E  $\leq$  AV  
 AE x AV  $\approx$  EV

(2)



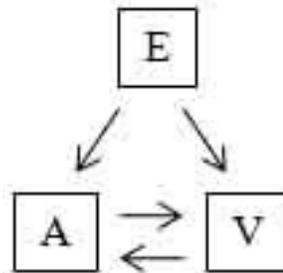
EV  $\neq 0$   
 EA  $\neq 0$   
 EV.A  $\neq 0$   
 EA.V  $\neq 0$   
 VA.E = 0  
 EA.V  $\leq$  EA  
 EV.A  $\leq$  EV  
 EV x EA  $\approx$  VA

(3)



AV  $\neq 0$   
 EV  $\neq 0$   
 AE = 0  
 AE.V  $\neq 0$   
 EV.A  $\neq 0$   
 AV.E  $\neq 0$   
 AV.E  $\geq$  AV  
 EV.A  $\geq$  EV

(4)



AE  $\neq 0$   
 AV  $\neq 0$   
 EV  $\neq 0$   
 AV.E  $\neq 0$   
 AE.V  $\neq 0$   
 VE.A  $\neq 0$

## ANÁLISES DE AGRUPAMENTO

### Bray Curtis

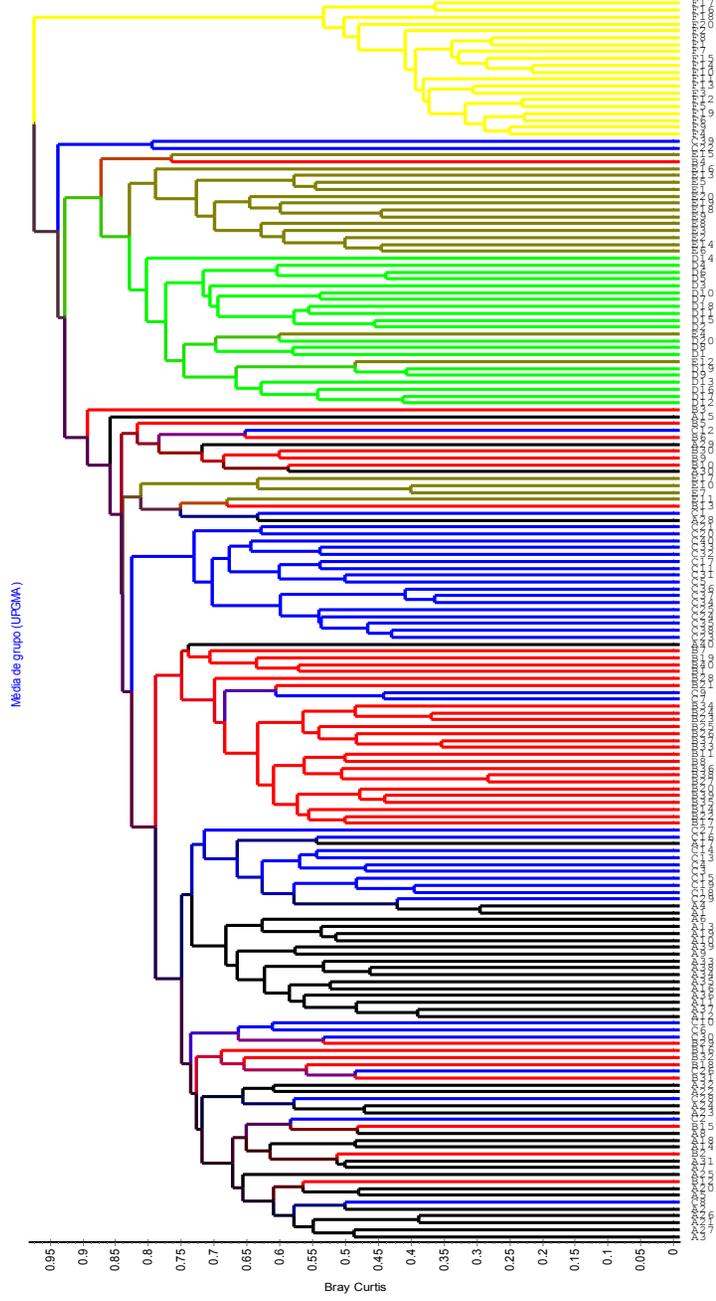


Figura 2. Dendrograma da análise de agrupamento as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Coeficiente usado: Bray Curtis. Método de agrupamento: UPGMA. Correlação Cofenética: 0,8. Cores: preto = parcelas A; vermelho = parcelas B; azul = parcelas C, verde claro = parcelas D; marrom = parcelas E; amarelo = parcelas F.

# ORDENAÇÃO CA

: Correspondências (CA) : >>>>>>>> Escores para linhas

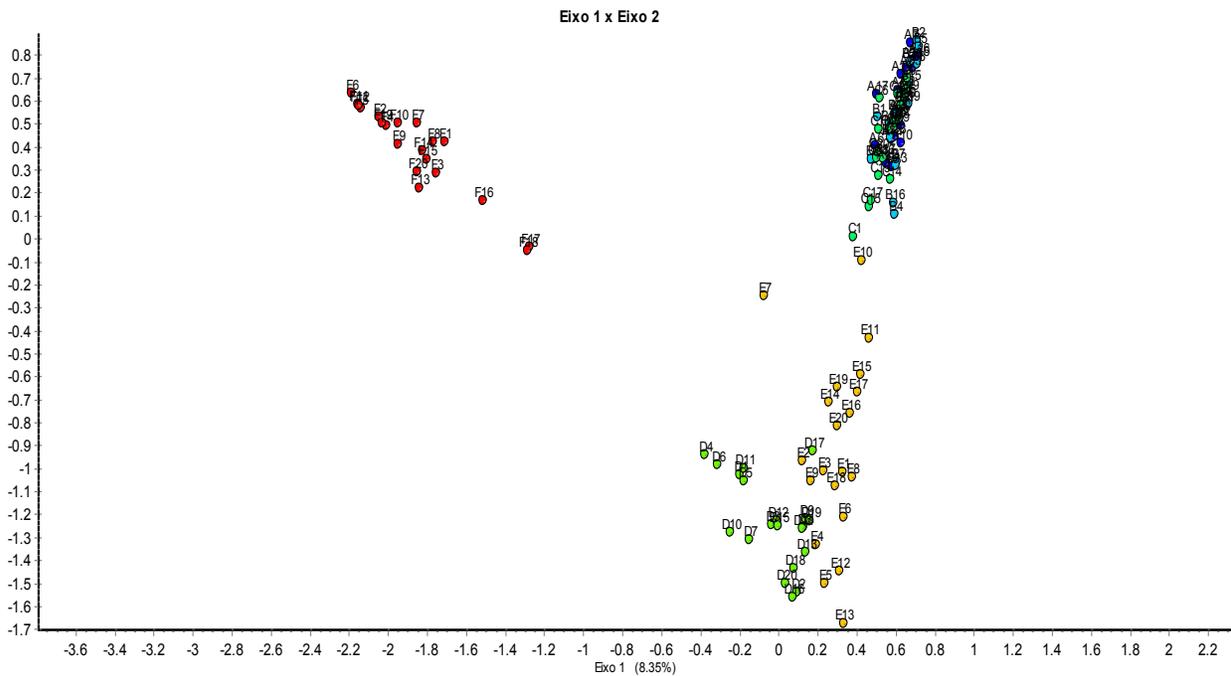


Figura 3. Análise de Correspondências (CA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 1 e 2. Cores: azul escuro = parcelas A; azul claro = parcelas B; verde escuro = parcelas C; verde claro = parcelas D; amarelo = parcelas E; vermelho = parcelas F.

: Correspondências (CA) : >>>>>>>> Escores para linhas

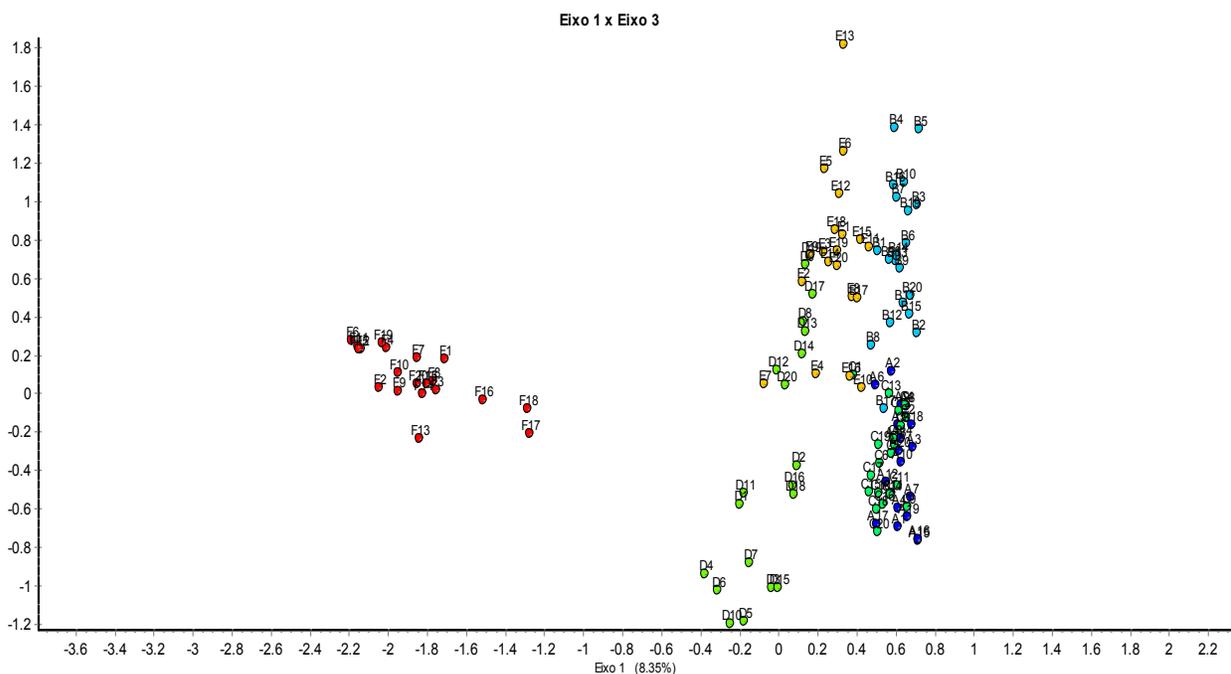


Figura 4. Análise de Correspondências (CA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 1 e 3. Cores: azul escuro = parcelas A; azul claro = parcelas B; verde escuro = parcelas C; verde claro = parcelas D; amarelo = parcelas E; vermelho = parcelas F. 97

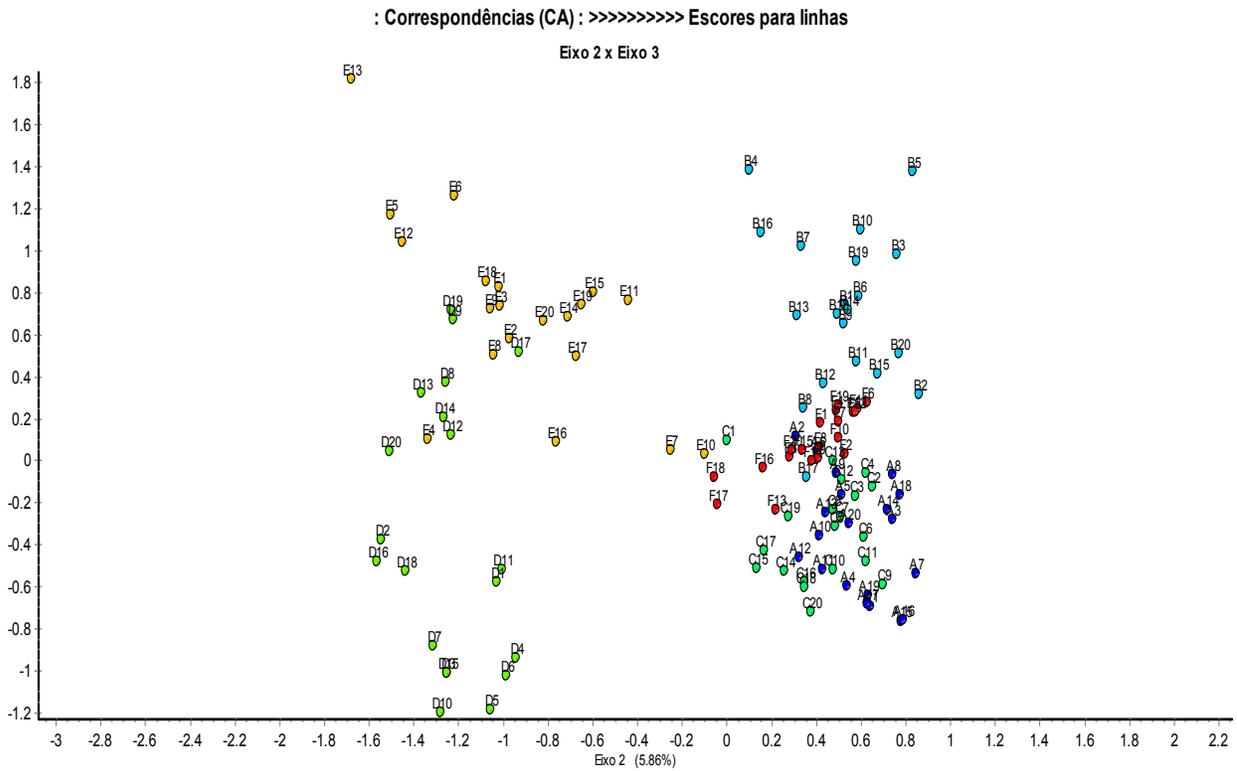


Figura 5. Análise de Correspondências (CA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 2 e 3. Cores: azul escuro = parcelas A; azul claro = parcelas B; verde escuro = parcelas C; verde claro = parcelas D; amarelo = parcelas E; vermelho = parcelas F.

## DADOS FLORÍSTICOS E AMBIENTAIS CCA

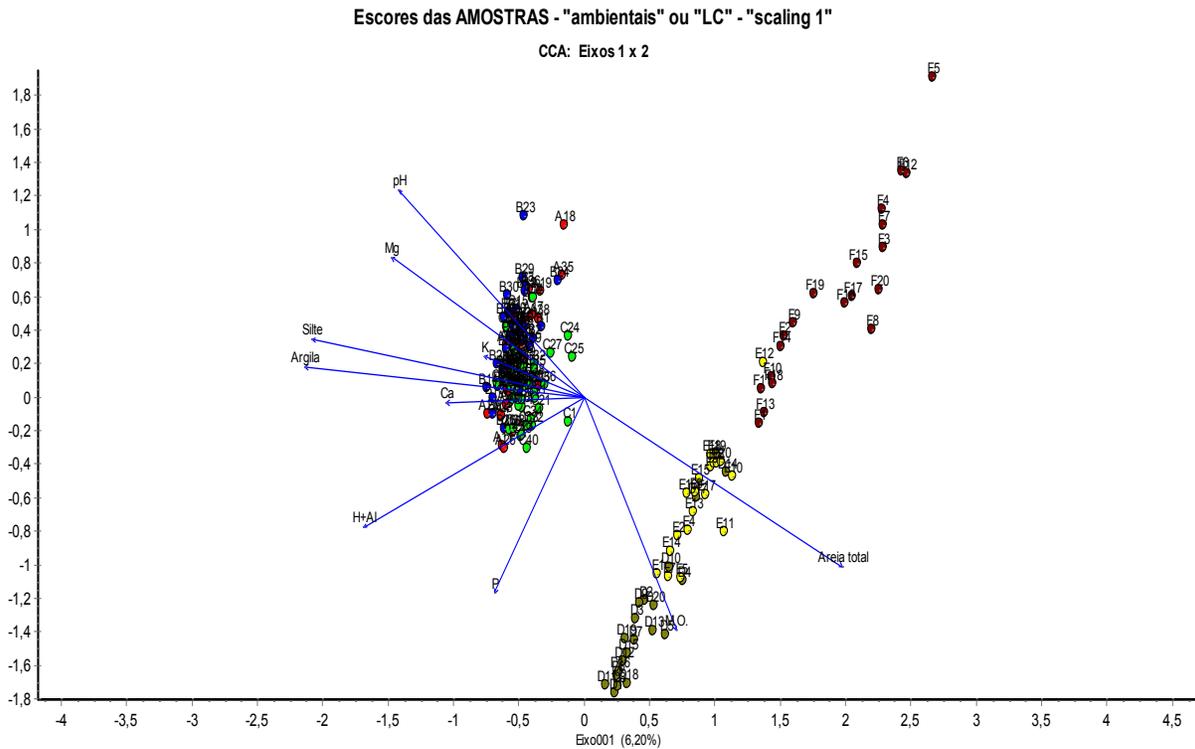


Figura 6. Análise Canônica de Correspondências (CCA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 1 e 2. Cores: vermelho = parcelas A; azul = parcelas B; verde = parcelas C; marrom claro escuro = parcelas D; amarelo = parcelas E; marrom escuro = parcelas F.

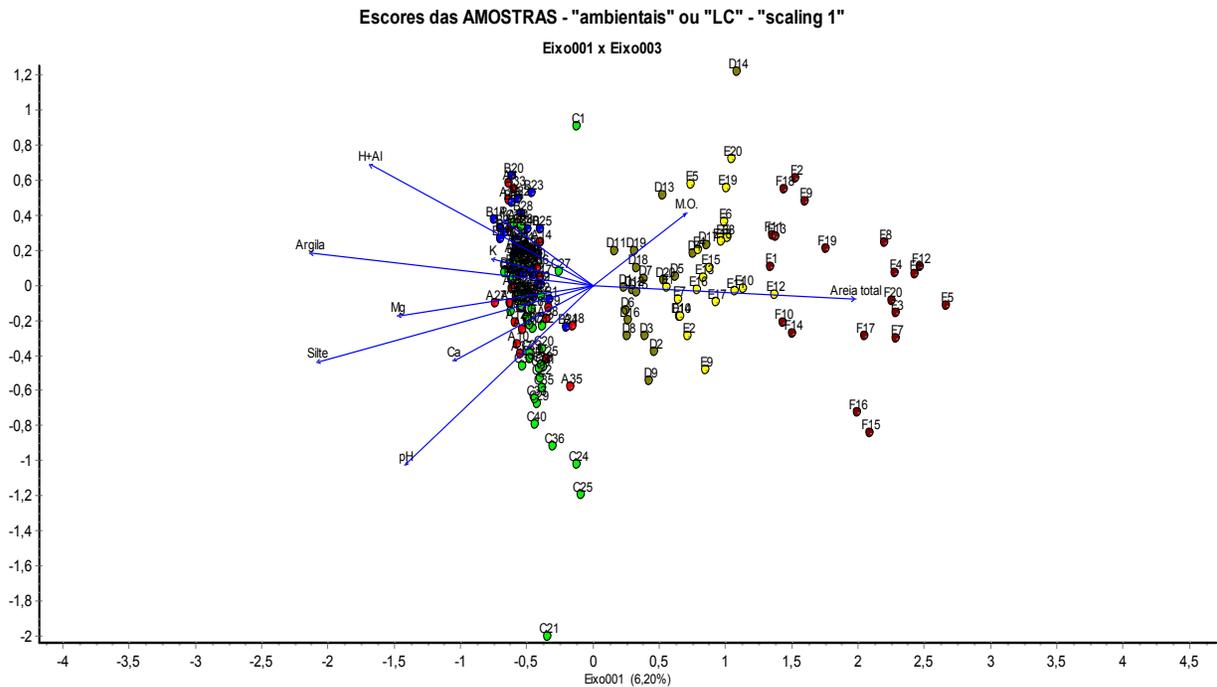


Figura 7. Análise Canônica de Correspondências (CCA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 1 e 3. Cores: vermelho = parcelas A; azul = parcelas B; verde = parcelas C; marrom claro escuro = parcelas D; amarelo = parcelas E; marrom escuro = parcelas F.

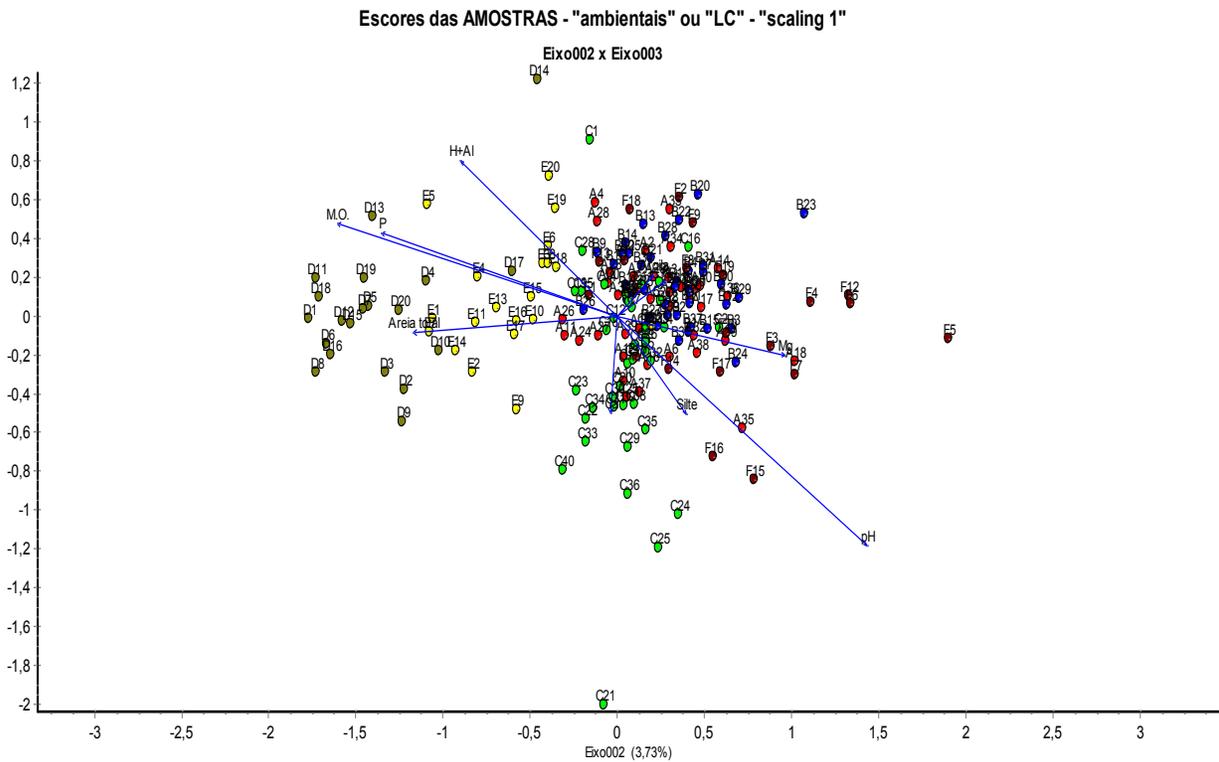


Figura 8. Análise Canônica de Correspondências (CCA) para as 180 parcelas Floresta Ombrófila Densa da encosta (A, B e C) e da planície (D, E e F), Cananéia, SP. Eixos 2 e 3. Cores: vermelho = parcelas A; azul = parcelas B; verde = parcelas C; marrom claro escuro= parcelas D; amarelo = parcelas E; marrom escuro = parcelas F.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A floresta da encosta e a floresta da planície se diferenciaram como dois blocos distintos. Algumas parcelas da planície se mostraram intermediárias e outras se mostraram agrupadas com as amostras da floresta da encosta. Isso indica a presença de espécies que são comuns a ambas as formações que são capazes de tolerar as condições mais extremas da planície. Parte da diferenciação entre ambas parece estar relacionada com fatores no solo, tais como os teores de areia no solo, Magnésio, pH, declividade e a altitude. Apesar disso, parte da inércia dos dados de abundância de espécies não pôde ser explicado somente pelos dados abióticos mensurados.

A floresta da planície não se mostrou uniforme, pois o trecho mais próximo do braço de mar apresentou uma composição e estrutura muito diferente dos demais. A espécie indicadora (*Ternstroemia brasiliensis*) e maioria das preferenciais deste trecho se mostraram como espécies comumente encontradas na vegetação de restinga do sudeste em áreas alagadas ou úmidas. Algumas delas são típicas da vegetação das planícies litorâneas, como *Myrcia multiflora* e *Erytroxylum amplifolium*, e outras também ocorrem nas florestas das encostas, como *Clusia criuva*, *Byrsonima ligustrifolia* e *Blepharocalyx salicifolius*. Uma das espécies mais abundantes deste trecho, *Ocotea pulchella*, tem distribuição ampla e é frequente em ambientes brejosos de restinga, no cerrado e em Florestas Ripárias. Houve uma diferenciação entre os demais trechos da floresta da planície, porém não de maneira tão clara, havendo parcelas que se mostraram intermediárias e várias espécies que ocorreram em ambos os trechos.

Parte da diferenciação do trecho mais próximo do mar parece estar relacionada com o gradiente de areia no solo, uma vez que esse trecho se encontra no extremo do gradiente (escassez de argila e os maiores teores de areia). As espécies que ocorrem nesse trecho provavelmente possuem uma plasticidade ecológica alta quanto à tolerância de condições mais extremas, uma vez que elas também ocorrem em outros ambientes. Já a diferenciação entre o trecho que permanece alagado (D) do trecho E

parece estar relacionada com o alagamento permanente no trecho D, uma vez que o trecho apresentou os maiores teores de matéria orgânica que pode estar relacionada com a elevada acidez decorrente da má drenagem.

A floresta da encosta se mostrou mais uniforme em relação à floresta da planície. Não foram encontradas variáveis no solo correlacionadas com a distribuição de abundância de espécies na encosta em escala local. Possivelmente, eventos estocásticos e a interferência antrópica podem ter influenciado na estrutura espacial dos trechos estudados. Outros estudos com essa abordagem seriam úteis para confirmar essa hipótese.

O determinismo ecológico pareceu atuar mais na escala da paisagem do que na escala local nesse estudo, uma vez que ocorreu relação entre a distribuição de espécies e os dados abióticos quando foram analisados os dados da floresta da encosta junto com os dados da floresta da planície (Capítulo III). Estudos complementares enfocando outros aspectos não os estudados, tais como dispersão, competição ou outras variáveis abióticas não mensuradas poderiam auxiliar a esclarecer as possíveis causas dos padrões encontrados que não ficaram claras no modelo.

## ANEXO 1

Tabelas com resumo dos dados das variáveis abióticas das 120 parcelas da planície e da encosta de Cananéia SP. N = número de amostras, Min = valor mínimo, Max = valor máximo, Sum = somatória, Mean = média aritmética, Std. Error = desvio padrão, Variance = vairância, Median = mediana, 25 prntil e 75 prntil = intervalo de confiança, Geom. Mean = média geométrica.

MO	A	B	C	D	E	F
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	36,0	31,0	32,0	49,0	41,0	26,0
Max	65,0	48,0	83,0	91,0	70,0	78,0
Sum	972,0	768,0	869,0	1412,0	1103,0	1011,0
Mean	48,6	38,4	43,5	70,6	55,2	50,6
Std. error	1,7	1,1	2,3	2,2	2,0	3,1
Variance	59,9	25,2	110,2	99,4	76,2	187,5
Stand. dev	7,7	5,0	10,5	10,0	8,7	13,7
Median	49,0	38,0	41,5	71,0	55,0	50,0
25 prntil	41,8	34,5	37,3	62,5	49,0	41,0
75 prntil	54,8	41,8	46,0	77,0	63,0	58,3
Skewness	0,2	0,3	3,0	-0,3	-0,1	0,5
Kurtosis	-0,5	-0,7	11,3	0,3	-0,9	0,0
Geom. mean	48,0	38,1	42,5	69,9	54,5	48,8

pH	A	B	C	D	E	F
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	3,3	3,4	2,9	2,9	2,9	3,0
Max	3,9	3,7	3,6	3,2	3,4	3,6
Sum	72,5	70,9	70,0	61,6	62,6	64,2
Mean	3,6	3,5	3,5	3,1	3,1	3,2
Std. error	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Variance	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Stand. dev	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Median	3,6	3,5	3,6	3,1	3,1	3,2
25 prntil	3,5	3,5	3,5	3,0	3,1	3,1
75 prntil	3,7	3,6	3,6	3,1	3,2	3,3
Skewness	-0,4	0,4	-2,8	-0,4	0,2	1,1
Kurtosis	1,4	-0,4	9,2	0,4	1,3	3,6
Geom. mean	3,6	3,5	3,5	3,1	3,1	3,2

Anexo 1 - continuação

<b>P</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	9,0	7,0	9,0	10,0	8,0	3,0
Max	17,0	19,0	13,0	28,0	15,0	12,0
Sum	245,0	229,0	212,0	304,0	225,0	138,0
Mean	12,3	11,5	10,6	15,2	11,3	6,9
Std. error	0,5	0,6	0,3	1,0	0,4	0,5
Variance	4,9	7,7	1,8	19,0	3,0	4,9
Stand. dev	2,2	2,8	1,4	4,4	1,7	2,2
Median	12,0	10,5	10,0	14,0	11,0	7,0
25 prntil	11,0	10,0	9,3	12,0	10,0	5,0
75 prntil	14,0	13,0	12,0	17,8	12,8	8,0
Skewness	0,8	1,0	0,4	1,3	0,3	0,6
Kurtosis	-0,2	1,6	-1,1	2,6	0,0	0,4
Geom. mean	12,1	11,2	10,5	14,7	11,1	6,6

<b>K</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,3
Max	1,6	1,5	4,3	1,4	1,1	1,5
Sum	23,1	22,7	23,4	18,2	15,7	16,6
Mean	1,2	1,1	1,2	0,9	0,8	0,8
Std. error	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1
Variance	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,1
Stand. dev	0,2	0,2	0,8	0,2	0,2	0,3
Median	1,2	1,1	1,0	0,9	0,7	0,7
25 prntil	1,0	1,0	0,9	0,7	0,7	0,6
75 prntil	1,2	1,2	1,2	1,1	0,9	1,1
Skewness	0,7	0,5	4,2	0,6	0,4	0,6
Kurtosis	1,2	0,1	18,3	-0,3	-0,9	-0,4
Geom. mean	1,1	1,1	1,1	0,9	0,8	0,8

Anexo 1 – continuação

<b>Ca</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	2,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0
Max	8,0	6,0	5,0	3,0	3,0	4,0
Sum	64,0	61,0	46,0	43,0	33,0	28,0
Mean	3,2	3,1	2,3	2,2	1,7	1,4
Std. error	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Variance	2,7	1,9	0,6	0,6	0,5	0,7
Stand. dev	1,6	1,4	0,8	0,7	0,7	0,8
Median	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0	1,0
25 prntil	2,0	2,0	2,0	2,0	1,0	1,0
75 prntil	3,0	4,5	2,0	3,0	2,0	1,8
Skewness	2,1	0,8	2,8	-0,3	0,5	2,3
Kurtosis	4,1	-0,5	7,3	-1,0	-0,5	4,9
Geom. mean	2,9	2,8	2,2	2,0	1,5	1,3

<b>Mg</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	3,0	2,0	2,0	1,0	1,0	1,0
Max	7,0	7,0	9,0	3,0	2,0	3,0
Sum	102,0	90,0	74,0	28,0	31,0	29,0
Mean	5,1	4,5	3,7	1,4	1,6	1,5
Std. error	0,3	0,3	0,4	0,1	0,1	0,1
Variance	1,8	1,5	3,0	0,4	0,3	0,4
Stand. dev	1,3	1,2	1,7	0,6	0,5	0,6
Median	5,0	4,0	3,0	1,0	2,0	1,0
25 prntil	4,0	4,0	3,0	1,0	1,0	1,0
75 prntil	6,8	5,0	4,0	2,0	2,0	2,0
Skewness	0,2	0,4	2,0	1,2	-0,2	1,0
Kurtosis	-1,0	0,6	4,2	0,8	-2,2	0,2
Geom. mean	4,9	4,3	3,4	1,3	1,5	1,3

Anexo 1 – continuação

<b>H+AI</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	121,0	150,0	150,0	109,0	52,0	31,0
Max	253,0	205,0	429,0	228,0	185,0	135,0
Sum	3517,0	3477,0	3781,0	3740,0	2143,0	1464,0
Mean	175,9	173,9	189,1	187,0	107,2	73,2
Std. error	8,0	3,2	13,1	8,7	6,6	6,0
Variance	1264,8	203,7	3420,3	1510,7	858,1	717,3
Stand. dev	35,6	14,3	58,5	38,9	29,3	26,8
Median	166,0	166,0	185,0	185,0	109,0	72,0
25 prentil	154,0	166,0	166,0	166,0	88,0	51,3
75 prentil	200,0	185,0	185,0	228,0	121,0	86,0
Skewness	0,4	1,0	4,0	-0,5	0,7	0,7
Kurtosis	-0,1	0,5	17,0	-0,8	1,6	0,4
Geom. mean	172,5	173,3	183,8	182,8	103,4	68,7

<b>SB</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	6,0	5,0	4,9	2,6	2,5	2,3
Max	16,3	13,5	18,3	6,4	6,0	5,5
Sum	189,1	173,7	143,4	89,2	79,7	73,6
Mean	9,5	8,7	7,2	4,5	4,0	3,7
Std. error	0,6	0,5	0,7	0,3	0,3	0,2
Variance	6,8	5,1	8,9	1,7	1,4	1,0
Stand. dev	2,6	2,3	3,0	1,3	1,2	1,0
Median	9,1	8,2	6,1	4,5	4,1	3,8
25 prentil	7,9	7,1	5,9	3,7	2,7	2,7
75 prentil	10,9	10,2	7,1	5,8	4,9	4,5
Skewness	1,1	0,3	3,1	0,1	0,1	0,2
Kurtosis	1,2	-0,2	10,7	-1,2	-1,3	-1,3
Geom. mean	9,1	8,4	6,8	4,3	3,8	3,5

Anexo 1 – continuação

<b>CTC</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	130,8	157,7	155,8	111,8	54,9	33,4
Max	264,4	215,4	447,2	234,2	189,6	139,2
Sum	3706,2	3651,6	3922,9	3829,1	2224,3	1536,9
Mean	185,3	182,6	196,1	191,5	111,2	76,8
Std. error	8,0	3,1	13,6	8,8	6,7	6,1
Variance	1265,1	193,5	3716,5	1546,7	888,0	737,3
Stand. dev	35,6	13,9	61,0	39,3	29,8	27,2
Median	179,5	177,4	190,1	189,2	112,3	74,9
25 prentil	161,5	174,3	172,1	169,2	91,0	54,3
75 prentil	208,5	191,3	192,4	232,6	126,1	89,6
Skewness	0,5	1,0	4,0	-0,5	0,7	0,7
Kurtosis	0,0	1,1	17,3	-0,8	1,5	0,4
Geom. mean	182,1	182,1	190,7	187,2	107,5	72,4

<b>V%</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	3,0	3,0	2,0	1,0	2,0	3,0
Max	12,0	8,0	6,0	4,0	7,0	12,0
Sum	105,0	95,0	73,0	49,0	75,0	105,0
Mean	5,3	4,8	3,7	2,5	3,8	5,3
Std. error	0,4	0,3	0,2	0,2	0,3	0,5
Variance	4,0	1,8	0,8	0,7	1,4	4,4
Stand. dev	2,0	1,3	0,9	0,8	1,2	2,1
Median	5,0	5,0	4,0	2,0	4,0	5,0
25 prcntil	4,0	4,0	3,0	2,0	3,0	4,0
75 prentil	6,0	5,0	4,0	3,0	4,0	6,0
Skewness	2,1	0,7	0,8	0,2	1,0	1,8
Kurtosis	6,3	0,6	1,7	-0,2	2,0	4,8
Geom. mean	5,0	4,6	3,6	2,3	3,6	4,9

Anexo 1 – continuação

<b>Argila</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	350,0	350,0	250,0	13,0	13,0	0,0
Max	550,0	450,0	425,0	88,0	63,0	63,0
Sum	8550,0	7650,0	6425,0	935,0	761,0	276,0
Mean	427,5	382,5	321,3	46,8	38,1	13,8
Std. error	14,7	6,0	8,4	4,9	3,1	4,0
Variance	4335,5	730,3	1399,7	478,6	194,8	314,7
Stand. dev	65,8	27,0	37,4	21,9	14,0	17,7
Median	412,5	375,0	325,0	38,0	38,0	0,0
25 prentil	375,0	356,3	300,0	38,0	38,0	0,0
75 prentil	500,0	400,0	350,0	63,0	38,0	25,0
Skewness	0,6	0,7	0,7	0,3	0,0	1,2
Kurtosis	-1,2	0,5	2,2	-0,3	0,8	1,4
Geom. mean	422,9	381,6	319,2	40,9	35,0	0,0

<b>Silte</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	362,0	445,0	488,0	25,0	56,0	15,0
Max	523,0	538,0	613,0	247,0	150,0	151,0
Sum	9129,0	10011,0	10995,0	3312,0	1861,0	1202,0
Mean	456,5	500,6	549,8	165,6	93,1	60,1
Std. error	12,4	5,0	6,4	12,6	5,3	6,4
Variance	3053,4	509,7	829,7	3162,4	568,8	820,6
Stand. dev	55,3	22,6	28,8	56,2	23,8	28,6
Median	469,5	505,5	546,0	161,0	89,5	58,5
25 prentil	397,8	489,0	529,5	136,0	79,3	42,8
75 prentil	509,3	512,8	570,8	210,0	105,3	68,8
Skewness	-0,4	-0,7	0,2	-0,6	0,7	1,6
Kurtosis	-1,3	0,9	0,5	0,6	0,5	4,6
Geom. mean	453,1	500,1	549,0	151,5	90,2	54,2

Anexo 1 – continuação

<b>Áreia Total</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	91,0	92,0	87,0	702,0	812,0	849,0
Max	151,0	145,0	177,0	912,0	907,0	958,0
Sum	2327,0	2339,0	2580,0	15764,0	17361,0	18523,0
Mean	116,4	117,0	129,0	788,2	868,1	926,2
Std. error	3,6	2,9	4,2	12,3	6,2	5,5
Variance	264,1	170,8	348,4	3048,8	762,4	605,6
Stand. dev	16,3	13,1	18,7	55,2	27,6	24,6
Median	111,0	113,5	129,5	779,0	869,5	931,5
25 prentil	106,3	110,3	118,3	753,8	843,8	915,5
75 prentil	130,3	122,5	136,8	836,5	896,5	941,3
Skewness	0,9	0,7	0,3	0,5	-0,4	-1,8
Kurtosis	0,0	0,7	2,0	-0,2	-0,8	4,3
Geom. mean	115,3	116,3	127,7	786,4	867,6	925,8

<b>Declividade</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	7,0	8,0	7,0	0,0	0,0	0,0
Max	34,0	28,0	22,0	1,0	1,0	2,0
Sum	320,0	300,0	264,0	6,0	6,0	7,0
Mean	16,0	15,0	13,2	0,3	0,3	0,4
Std. error	1,5	1,2	0,9	0,1	0,1	0,1
Variance	42,4	28,6	17,0	0,2	0,2	0,3
Stand. dev	6,5	5,4	4,1	0,5	0,5	0,6
Median	14,0	13,5	12,5	0,0	0,0	0,0
25 prentil	12,0	11,0	9,5	0,0	0,0	0,0
75 prentil	18,0	20,0	16,0	1,0	1,0	1,0
Skewness	1,3	0,9	0,5	0,9	0,9	1,5
Kurtosis	2,0	0,2	-0,1	-1,2	-1,2	1,6
Geom. mean	14,9	14,2	12,6	0,0	0,0	0,0

Anexo 1 – continuação

<b>Altitude</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>	<b>F</b>
N	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Min	128,0	79,0	30,0	12,0	10,0	9,0
Max	135,0	95,0	50,0	16,0	13,0	11,0
Sum	2620,0	1745,0	815,0	296,0	252,0	211,0
Mean	131,0	87,3	40,8	14,8	12,6	10,6
Std. error	0,5	1,0	1,4	0,2	0,2	0,2
Variance	5,9	19,8	38,4	0,8	0,7	0,6
Stand. dev	2,4	4,4	6,2	0,9	0,8	0,8
Median	131,0	87,0	41,5	15,0	13,0	11,0
25 prentil	129,0	84,5	34,8	15,0	12,3	10,0
75 prentil	132,8	90,0	46,0	15,0	13,0	11,0
Skewness	0,4	-0,2	-0,2	-2,0	-2,3	-1,4
Kurtosis	-1,0	-0,5	-1,2	5,1	4,9	0,4
Geom. mean	131,0	87,1	40,3	14,8	12,6	10,5

## ANEXO 2

Principais parâmetros fitossociológicos para as 162 espécies pertencentes a 43 famílias encontradas no levantamento das 120 parcelas da Floresta Ombrófila Densa da encosta, Cananéia, SP, ordenados por IVI. NInd = número de indivíduos, RelDe = densidade relativa, RelFr = frequência relativa, RelDo = dominância relativa, IVI = índice valor de importância.

<b>Espécies</b>	<b>Família</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Psychotria mapouroides</i> DC.	Rubiaceae	171	7,4	5,2	10,3	22,9
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers	Apocynaceae	127	5,5	3,7	9,2	18,3
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Euphorbiaceae	166	7,2	4,1	6,7	17,9
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra	Rubiaceae	158	6,8	4,9	1,5	13,3
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arecaceae	146	6,3	5,1	1,8	13,2
<i>Cupania oblongifolia</i> Camb.	Sapindaceae	100	4,3	3,7	3,6	11,6
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Phyllantaceae	67	2,9	3,0	5,4	11,3
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	Arecaceae	43	1,9	2,1	4,7	8,7
<i>Sclerolobium denudatum</i> Vogel	Fabaceae	14	0,6	0,9	6,7	8,2
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	Arecaceae	75	3,2	3,0	1,3	7,6
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Salicaceae	75	3,2	2,5	1,6	7,4
<i>Psychotria laciniata</i> Vell.	Rubiaceae	73	3,2	2,5	0,7	6,3
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Elaeocarpaceae	59	2,6	2,3	1,4	6,3
<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Chrysobalanaceae	55	2,4	2,1	1,4	5,9
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Myrtaceae	39	1,7	2,1	1,1	5,0
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	Myristicaceae	31	1,3	1,6	1,4	4,3
<i>Lacistema lucidum</i> Schnizl.	Lacistemataceae	39	1,7	1,9	0,7	4,3
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae	23	1,0	1,3	1,9	4,3
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae	30	1,3	1,7	1,2	4,1
<i>Brosimum guianensis</i> (Aubl.) Huber	Moraceae	27	1,2	1,2	1,8	4,1
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	30	1,3	1,4	1,2	3,9
<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	Melastomataceae	18	0,8	1,2	1,6	3,6
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Melastomataceae	14	0,6	0,9	2,0	3,5
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Meliaceae	32	1,4	1,5	0,5	3,4
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	20	0,9	1,1	1,1	3,1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	18	0,8	1,0	1,2	3,0
<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	Melastomataceae	36	1,6	0,9	0,5	2,9
<i>Rollinia sericea</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.	Annonaceae	20	0,9	1,1	0,9	2,8
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Mcbr.	Lauraceae	25	1,1	1,3	0,4	2,8
<i>Ilex theezans</i> Mart.	Aquifoliaceae	17	0,7	0,9	1,1	2,7
<i>Tibouchina mutabilis</i> Cogn.	Melastomataceae	12	0,5	0,7	1,4	2,6
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	Sapotaceae	19	0,8	1,0	0,5	2,4
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	10	0,4	0,7	1,2	2,3
<i>Richeria grandis</i> Vahl	Phyllantaceae	21	0,9	1,0	0,3	2,2
<i>Matayba intermedia</i> Radlk.	Sapindaceae	13	0,6	0,5	1,0	2,1
<i>Xylopia langsdorffiana</i> A.St.-Hil. & Tul.	Annonaceae	14	0,6	0,9	0,3	1,8
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae	14	0,6	0,9	0,3	1,7
<i>Eugenia cf. neoaustralis</i> Sobral	Myrtaceae	6	0,3	0,4	1,0	1,7

Anexo 2 - continuação

<b>Espécies</b>	<b>Família</b>	<b>NInd</b>	<b>RelDe</b>	<b>RelFr</b>	<b>RelDo</b>	<b>IVI</b>
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Myrtaceae	11	0,5	0,7	0,5	1,6
<i>Eugenia oblongata</i> O. Berg	Myrtaceae	13	0,6	0,8	0,3	1,6
<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae	6	0,3	0,3	1,0	1,5
<i>Tabebuia umbellata</i> (Sond.) Sandwith	Bignoniaceae	5	0,2	0,3	0,9	1,5
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	6	0,3	0,3	0,8	1,4
<i>Parinari excelsa</i> Sabine	Chrysobalanaceae	9	0,4	0,6	0,4	1,4
<i>Inga bullata</i> Benth.	Fabaceae	10	0,4	0,6	0,4	1,4
<i>Ocotea dispersa</i> Mez	Lauraceae	9	0,4	0,6	0,4	1,4
<i>Coccoloba</i> sp.	Polygonaceae	11	0,5	0,7	0,2	1,4
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Fabaceae	11	0,5	0,7	0,2	1,4
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Fabaceae	11	0,5	0,7	0,2	1,4
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	3	0,1	0,1	1,1	1,4
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	Myrtaceae	13	0,6	0,5	0,3	1,4
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	Fabaceae	3	0,1	0,1	1,1	1,3
<i>Pterocarpus rohri</i> Vahl	Fabaceae	10	0,4	0,6	0,3	1,3
<i>Ocotea venulosa</i> (Ness) Baitello	Lauraceae	9	0,4	0,5	0,4	1,3
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Monimiaceae	10	0,4	0,7	0,2	1,3
<i>Ocotea elegans</i> Mez	Lauraceae	9	0,4	0,5	0,3	1,2
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	Rubiaceae	9	0,4	0,6	0,2	1,2
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae	8	0,3	0,3	0,4	1,1
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	Araliaceae	6	0,3	0,4	0,4	1,1
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	10	0,4	0,5	0,1	1,1
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Chrysobalanaceae	8	0,3	0,5	0,2	1,0
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	7	0,3	0,4	0,3	1,0
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	Rubiaceae	9	0,4	0,5	0,1	1,0
<i>Heisteria silviani</i> Schwacke	Olacaceae	5	0,2	0,3	0,4	0,9
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae	9	0,4	0,3	0,2	0,9
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Fabaceae	8	0,3	0,5	0,1	0,9
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Euphorbiaceae	5	0,2	0,3	0,4	0,9
<i>Myrsine ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	Myrsinaceae	4	0,2	0,3	0,4	0,9
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	6	0,3	0,4	0,2	0,9
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	Myrtaceae	7	0,3	0,5	0,1	0,8
<i>Inga lanceifolia</i> Benth.	Fabaceae	3	0,1	0,1	0,6	0,8
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	2	0,1	0,1	0,6	0,8
<i>Aniba viridis</i> Mez	Lauraceae	6	0,3	0,3	0,2	0,8
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	Myrtaceae	6	0,3	0,4	0,1	0,7
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	Sapotaceae	4	0,2	0,3	0,2	0,7
<i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne	Melastomataceae	6	0,3	0,3	0,1	0,7
<i>Pouteria</i> sp.1	Sapotaceae	5	0,2	0,3	0,2	0,6
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng) Warb.	Myristicaceae	3	0,1	0,2	0,3	0,6
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	Rubiaceae	5	0,2	0,3	0,1	0,6
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	5	0,2	0,3	0,1	0,6
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Clusiaceae	5	0,2	0,3	0,1	0,6

Anexo 2 - continuação

Espécies	Família	NInd	RelDe	RelFr	RelDo	IVI
<i>Eugenia pruinosa</i> D.Legrand	Myrtaceae	4	0,2	0,3	0,1	0,6
<i>Bathysa australis</i> K.Schum.	Rubiaceae	4	0,2	0,2	0,2	0,6
<i>Eugenia stigmata</i> DC.	Myrtaceae	5	0,2	0,3	0,1	0,5
<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.	Ochnaceae	4	0,2	0,3	0,1	0,5
<i>Swartzia submarginata</i> (Benth.) Mansano	Fabaceae	4	0,2	0,3	0,1	0,5
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	3	0,1	0,2	0,2	0,5
<i>Ilex amara</i> (Vell.) Loes.	Aquifoliaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,5
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.	Malpighiaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,5
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	Euphorbiaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,5
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	Urticaceae	2	0,1	0,1	0,2	0,4
<i>Matayba</i> sp.1	Sapindaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,4
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Lauraceae	4	0,2	0,2	0,0	0,4
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Myrtaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,4
<i>Guateria australis</i> A.St.-Hil.	Nyctaginaceae	3	0,1	0,2	0,1	0,4
<i>Miconia rigidiuscula</i> Cogn.	Melastomataceae	3	0,1	0,2	0,0	0,4
<i>Marlierea</i> cf. <i>suaveolens</i> Cambess.	Myrtaceae	3	0,1	0,2	0,0	0,4
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	Myrtaceae	3	0,1	0,2	0,0	0,4
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg.	Myrtaceae	3	0,1	0,2	0,0	0,4
<i>Calyptranthes grandifolius</i> O.Berg	Myrtaceae	3	0,1	0,2	0,0	0,4
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Annonaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,4
<i>Eugenia melanogyna</i> (D.Legrand) Sobral	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	Lauraceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Ficus pulchella</i> Schott	Moraceae	1	0,0	0,1	0,2	0,3
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	Vochysiaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	Clusiaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Tachigali paratyensis</i> (Vell.) H.C.Lima	Fabaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Maytenus</i> sp.1	Celastraceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Urticaceae	3	0,1	0,1	0,1	0,3
<i>Eugenia</i> cf. <i>supraaxillaris</i> Spring	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,3
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,3
<i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	Sapotaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,3
<i>Mollinedia boracencis</i> Peixoto	Monimiaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,3
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,2
<i>Ormosia arborea</i> Harms	Fabaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,2
<i>Eugenia schuchiana</i> O.Berg	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,2
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,2
<i>Eugenia ternatifolia</i> Cambess.	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Eugenia catharinensis</i> D.Legrand	Myrtaceae	2	0,1	0,1	0,0	0,2
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	Asteraceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Eugenia</i> sp.11	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	Sabiaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Lecythidaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2

Anexo 2 - continuação

Espécies	Famílias	NInd	RelDe	RelFr	RelDo	IVI
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Pouteria beaurepairei</i> (Glaz. &Raunk.) Baehni	Sapotaceae	1	0,0	0,1	0,1	0,2
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Proteaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,2
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer	Olacaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Euphorbiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
Rubiaceae sp.1	Rubiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	Lauraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Nectandra aff. nitidula</i> Nees	Lauraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Lauraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia</i> sp.8	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Ixora heterodoxa</i>	Rubiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia</i> sp.1	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.	Quiinaeae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brogn.) Vogel	Fabaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	Rubiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Rapanea hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	Myrsinaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Vernonia</i> sp.	Asteraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Sorocea bonplandii</i> Baill.	Moraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Ocotea mosenii</i> (Kausel) Sobral	Lauraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Brosimum glasiiovii</i> Taub.	Moraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	Symplocaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Pouteria</i> sp.2	Sapotaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Lamiaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia</i> sp.2	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D.Legrand & Kausel) D.Legrand	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia</i> sp.10	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Eugenia cf. cerasiflora</i> Miq.	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Calyptanthes strigipes</i> O.Berg	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Calyptanthes lucida</i> Mart. Ex DC.	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Ocotea brachybotra</i> Mez	Lauraceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Myrsinaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1
<i>Myrcia cf. isaiana</i> G.M. Barroso & Peixoto	Myrtaceae	1	0,0	0,1	0,0	0,1