

ISSN 0103-2674

Revista do  

---

**INSTITUTO  
FLORESTAL**

v. 23 n. 1 p. 1 - 177 jun. 2011

**GOVERNADOR DO ESTADO**

Geraldo Alckmin

**SECRETÁRIO DO MEIO AMBIENTE**

Bruno Covas

**DIRETOR GERAL DO INSTITUTO FLORESTAL**

Rodrigo Antonio Braga Moraes Victor

ISSN 0103-2674

**Revista do**  

---

**INSTITUTO  
FLORESTAL**

v. 23 n. 1 p. 1 - 177 jun. 2011

REVISTA DO INSTITUTO FLORESTAL

São Paulo, Instituto Florestal.

1989, 1(1-2)	1999, 11(1-2)	2009, 21(1-2)
1990, 2(1-2)	2000, 12(1-2)	2010, 22(1-2)
1991, 3(1-2)	2001, 13(1-2)	2011, 23(1-
1992, 4	2002, 14(1-2)	
1993, 5(1-2)	2003, 15(1-2)	
1994, 6	2004, 16(1-2)	
1995, 7(1-2)	2005, 17(1-2)	
1996, 8(1-2)	2006, 18	
1997, 9(1-2)	2007, 19(1-2)	
1998, 10(1-2)	2008, 20(1-2)	

Exemplares desta publicação podem ser solicitados ao:

Instituto Florestal

Rua do Horto, 931

Cep: 02377-000 - São Paulo - SP

Telefone/ Fax: (11) 2231-8555 - ramal: 2043

<http://www.iflorestal.sp.gov.br>

Email: [publica@if.sp.gov.br](mailto:publica@if.sp.gov.br)

Tiragem: 400 exemplares

COMISSÃO EDITORIAL DO INSTITUTO FLORESTAL  
EDITORIAL BOARD OF INSTITUTO FLORESTAL

Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo Arzolla – Presidente/President

Lígia de Castro Etori – Vice-Presidente/Vice President

Alexsander Zamorano Antunes  
Claudio de Moura  
Daniela Fessel Bertani  
Gláucia Cortez Ramos de Paula  
Humberto Gallo Júnior

Isabel Fernandes de Aguiar Mattos  
Israel Luiz de Lima  
João Aurélio Pastore  
Leni Meire Pereira Ribeiro Lima  
Maria de Jesus Robim

CONSULTORES

Alexandre Magno Sebbenn  
*Instituto Florestal*  
Anderson Marcos de Souza  
*Universidade de Brasília*  
Antônio Carlos Medeiros  
Antonio Nascim Kalil Filho  
*EMBRAPA Florestas*  
Beatriz de Mello Beisiegel  
*CENAP – ICMBio*  
Carla Daniela Câmara  
*UTFPR – Medianeira*  
Daniela Cleide Azevedo de Abreu  
*Universidade Estadual de Goiás*  
Eduardo Pereira Cabral Gomes  
*Instituto de Botânica*  
Giselda Durigan  
*Instituto Florestal*  
Herly Carlos Teixeira Dias  
*Universidade Federal de Viçosa*  
José Luiz de Carvalho  
*Instituto Florestal*  
Laerte Antonio Machado  
*Instituto Biológico*  
Leonardo Dias Meirelles  
*Universidade Estadual de Campinas*

Lígia de Castro Etori  
*Instituto Florestal*  
Lucila Wadt  
*ESALQ – USP*  
Luiz Roberto Angelocci  
*ESALQ – USP*  
Marcio Port Carvalho  
*Instituto Florestal*  
Maria Cristina Forti  
*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*  
Maria de Jesus Robim  
*Instituto Florestal*  
Maria Teresa Zugliani Toniato  
*Instituto Florestal*  
Marilda Rapp de Eston  
*Instituto Florestal*  
Paulo Eduardo Telles dos Santos  
*EMBRAPA Florestas*  
Rinaldo César de Paula  
*UNESP – Jaboticabal*  
Sergio Tadeu Meireles  
*Universidade de São Paulo*  
Solange Terezinha de Lima-Guimarães  
*IGCE – UNESP – Rio Claro*

REVISÃO DO VERNÁCULO/LÍNGUA INGLESA  
Yara Cristina Marcondes

EDITORAÇÃO GRÁFICA  
Carlos Eduardo Sposito  
Carolina Ferreira Vieira  
Filipe Barbosa Bernardino  
Yara Cristina Marcondes

REVISÃO  
Carlos Eduardo Sposito  
Sandra Valéria Vieira Gagliardi  
Yara Cristina Marcondes

CRIAÇÃO DA CAPA  
Leni Meire Pereira Ribeiro Lima  
Regiane Stella Guzzon



## SUMÁRIO/CONTENTS

### ARTIGOS CIENTÍFICOS/SCIENTIFIC ARTICLES

- Varição, divergência e correlações genéticas entre caracteres silviculturais e densidade básica da madeira em progênes de *Myracrodruon urundeuva* (Engler) Fr. Allem. Genetic variation, divergence and correlations among silvicultural traits and wood density in progenies of *Myracrodruon urundeuva* (Engler) Fr. Allem. Ellen de Ching TUNG; Miguel Luiz Menezes FREITAS; Sandra Monteiro Borges FLORSHEIM; Israel Luiz de LIMA; Eduardo Luiz LONGUI; Mario Luiz Teixeira de MORAES; Fernando Wergles SANTOS; Alexandre Magno SEBBENN ..... 1-12
- Varição genética, herdabilidades e ganhos na seleção para caracteres de crescimento e forma em teste de progênes de polinização aberta de *Eucalyptus cloeziana*. Genetic variation, heritability and genetic gains for growth and stem form traits in open-pollinated progenies test of *Eucalyptus cloeziana*. Christian Luiz Ferreira BERTI; Miguel Luiz Menezes FREITAS; Antônio Carlos Scatena ZANATTO; Eurípedes MORAIS; Mario Luiz Teixeira de MORAES; Alexandre Magno SEBBENN ..... 13-26
- Redistribuição das chuvas pelas copas das árvores em plantio de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Cunha-SP. Redistribution of rainfall by the canopies of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) trees at Serra do Mar State Park, Cunha, SP. Rita de Cássia SOUSA; Maurício RANZINI; Francisco Carlos Soriano ARCOVA; Valdir de CICCIO; Carla Daniela CÂMARA ..... 27-38
- Pegadas de mamíferos em parcelas de areia em fragmentos de vegetação da bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, São Paulo. Mammal tracks in sand plots in vegetation fragments of the Anhumas creek basin, Campinas, São Paulo. Maria Carolina Brunini SIVIERO; Eleonore Zулnara Freire SETZ ..... 39-55
- Correlações entre caracteres silviculturais durante o crescimento de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. Correlations between forestry characters during *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden growth. Léo ZIMBACK; Edson Seizo MORI; Thiago Fernandes BRIZOLLA; Raul CHAVES ..... 57-67
- Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. Hydrological aspects of Forest recuperation of permanent preservation areas along water bodies. Luiz Felipe SALEMI; Juliano Daniel GROppo; Rodrigo TREVISAN; José Marcos de MORAES; Walter de Paula LIMA; Luiz Antônio MARTINELLI ... 69-80
- Caracterização florística da vegetação sobre afloramento rochoso na Estação Experimental de Itapeva, SP, e comparação com áreas de campos rupestres e de altitude. Floristic characterization on rocky outcrop in the Itapeva Experimental Station, SP, and comparison with areas of rocky grasslands and high-altitude grasslands. Natalia de Oliveira COSTA; Roque CIELO-FILHO; João Aurélio PASTORE; Osny Tadeu de AGUIAR; João Batista BAITELLO; Conceição Rodrigues de LIMA; Silvana Cristina Pereira Muniz de SOUZA; Geraldo Antonio Daher Córrea FRANCO ..... 81-108

Ecofisiologia da germinação de sementes de <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg. (peroba-poca). Ecophysiology of seed germination in <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg. (peroba-poca). Antonio da SILVA; Edson Baeça SOUTO; Roque CIELO-FILHO; Sebastiana Dutra Souza Revoredo da SILVA .....	109-116
Efeitos de diferentes estruturas de vegetação ciliar sobre as variáveis de microclima e a sensação de conforto térmico. Effects of different riparian vegetation structures on microclimatic variables and sensation of thermal comfort. Érica LÓIS; Lucila Chebel LABAKI ; Rosely Ferreira SANTOS .....	117-136
Parque Estadual da Ilha Anchieta – levantamento da qualidade da experiência do visitante. Ilha Anchieta State Park – visitor experience quality assessment. Silvia Yochie KATAOKA; Teresa Cristina MAGRO; Lea Yamaguchi DOBBERT; Luísa MACIEL; Demóstenes Ferreira da Silva FILHO .....	137-147
Composição florística e a conservação de floresta secundárias na Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil. Floristic composition and conservation of old secondary forest in the Serra Cantareira in São Paulo, South-Eastern Brazil. Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo ARZOLLA; Francisco Eduardo Silva Pinto VILELA; Gláucia Cortez Ramos de PAULA; George John SHEPHERD; Fernando DESCIO; Claudio de MOURA.....	149-171
NOTA CIENTÍFICA/SCIENTIFIC NOTE	
Primeiro registro de <i>Accinctapubes albifasciata</i> (Druce, 1902) (Pylalidae, Epipaschiinae) em frutos de <i>Ocotea catharinensis</i> Mez-Lauraceae (Nota Científica). First record of <i>Accinctapubes albifasciata</i> (Druce 1902) (Pylalidae, Epipaschiinae) feed on fruits of <i>Ocotea catharinensis</i> Mez-Lauraceae (Scientific Note). Édson Possidônio TEIXEIRA; Antonio da SILVA .....	173-177

**VARIAÇÃO, DIVERGÊNCIA E CORRELAÇÕES GENÉTICAS ENTRE  
CARACTERES SILVICULTURAIS E DENSIDADE BÁSICA DA MADEIRA EM PROGÊNIES DE  
*Myracrodruon urundeuva* (Engler) Fr. Allem<sup>1</sup>**

**GENETIC VARIATION, DIVERGENCE AND CORRELATIONS AMONG  
SILVICULTURAL TRAITS AND WOOD DENSITY IN PROGENIES OF  
*Myracrodruon urundeuva* (Engler) Fr. Allem**

Ellen Su Ching TUNG<sup>2</sup>; Miguel Luiz Menezes FREITAS<sup>3,5</sup>;  
Sandra Monteiro Borges FLORSHEIM<sup>3</sup>; Israel Luiz de LIMA<sup>3</sup>; Eduardo Luiz LONGUI<sup>3</sup>;  
Mário Luiz Teixeira de MORAES<sup>2</sup>; Fernando Wergles SANTOS<sup>4</sup>; Alexandre Magno SEBBENN<sup>3</sup>

**RESUMO** – *Myracrodruon urundeuva* foi muito explorada no passado devido às qualidades de sua madeira e tornou-se escassa em todas as áreas naturais de ocorrência, sendo atualmente considerada como ameaçada de extinção (categoria vulnerável). Isso torna a espécie importante para estudos relacionados à estrutura genética de populações para fins de conservação e melhoramento genético. Assim, a partir de um teste de progênies instalado em 1987, em Selvíria–MS, foram estimados parâmetros genéticos para a densidade básica da madeira em três posições radiais (medula, intermediária e casca), a distância genética de Mahalanobis e correlações genéticas e fenotípicas entre caracteres de crescimento (altura total, altura do fuste e diâmetro à altura do peito – DAP) e densidade básica da madeira. A população apresentou alta densidade básica da madeira (0,75 g.cm<sup>-3</sup>) e alta herdabilidade (0,64) para este caracter na posição intermediária e na medula, indicando forte controle genético e a possibilidade de melhoramento por seleção. Os resultados também mostraram que para essa população de *M. urundeuva* deve-se utilizar as progênies 1 e 14 para obtenção de híbridos mais heteróticos por apresentarem maior distância de Mahalanobis; as progênies 14 e 20, por outro lado, possuem distâncias muito próximas constituindo pares de progênies semelhantes, o que é interessante para se buscar melhoramento por retrocruzamento. Tais informações são importantes para escolha de métodos adequados de conservação e melhoramento genético.

Palavras-chave: aroeira; densidade da madeira; melhoramento e conservação genética.

**ABSTRACT** – In the past, *Myracrodruon urundeuva* was intensively exploited due the quality of its wood and became scarce in all natural areas of occurrence, being actually considered in extinction (vulnerable category). This makes the species important for studies of population genetic structure for conservation and breeding purposes. Thus, from a progeny test established in 1987 in Selvíria, Mato Grosso do Sul State, genetic parameters for wood density in three radials positions (pith, intermediary and bark), the Mahalanobis distance and genetic and phenotypic correlations between growth traits (total height, stem height and diameter at breast height – DBH) and wood density were estimated. The population presented high wood density (0.75 g.cm<sup>-3</sup>) and heritability (0.64) for this trait in the medulla and intermediary positions, indicating strong genetic control and the possibility of improvement by selection. The results also showed that for the studied *M. urundeuva* populations, the progenies 1 and 14 must be used to explore the heterotic effects because these progenies presented the highest Mahalanobis distance; in contrast, the progenies 14 and 20 presented the lowest genetic distance and thus, the breeding may be obtained for backcross. These information are important to choose adequate methods of breeding and conservations genetics.

Keywords: aroeira; wood density; breeding and genetic conservation.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 10.03.10. Aceito para publicação em 06.12.10. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Laboratório de Genética de Populações e Silvicultura do Departamento de Fitotecnia, Tecnologia de Alimentos e Sócio-Economia, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira/UNESP, Av. Brasil Centro, 56, Caixa Postal 31, 15.385-000 Ilha Solteira, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Mestrando em Recursos Florestais ESALQ/USP.

<sup>5</sup>Autor para correspondência: Miguel Luiz Menezes Freitas – miguelmfreitas@yahoo.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

*Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Anacardiaceae), popularmente conhecida como aroeira, distribui-se naturalmente no Brasil desde o Estado do Ceará até Paraná e Mato Grosso do Sul, ocorrendo preferencialmente em terrenos secos e rochosos em agrupamentos densos, tanto em formações abertas e muito secas (caatinga) como em floresta pluvial tropical. É uma planta dióica, cuja incidência em florestas primárias pode ocorrer em associação com diversas espécies, ao contrário das florestas secundárias, onde é de ocorrência quase que homogênea em áreas perturbadas (Lorenzi, 1998). Sua madeira é de cor rosa-claro ao ser cortada, mas ao ficar exposta ao sol se torna vermelha-escura. Possui densidade aparente alta ( $1,19 \text{ g.cm}^{-3}$ ), muito durável, pela presença de altas concentrações de tanino no cerne, o qual é utilizado em curtumes (Lorenzi, 1998). A caracterização dos taninos de *M. urundeuva* mostrou que esta espécie contém um elevado teor desta substância, o que pode contribuir para a sua resistência natural à degradação (Nogueira, 1977). Devido à alta durabilidade natural de sua madeira é usada como moirão, poste e na construção de pontes (Queiroz et al., 2002).

O conhecimento prévio da variabilidade genética de populações de espécies em extinção é fundamental para que a conservação genética tenha êxito. A variabilidade genética existente em uma população e sua distribuição entre e dentro de progênies de polinização aberta é também de fundamental importância para se definir as estratégias de melhoramento a serem aplicadas à população. Para isso, se torna necessária a estimativa de parâmetros genéticos e não genéticos, especialmente para caracteres de crescimento e forma (Sebbenn et al., 1999). A determinação da variabilidade genética dentro de populações baseia-se na quantificação da variação genética entre progênies e no conhecimento do controle genético dos caracteres de interesse para a seleção, o que é de fundamental importância para a elaboração de estratégias eficientes de melhoramento.

A correlação genética entre caracteres demonstra o grau de associação genética entre eles, quantificando as influências que determinados caracteres exercem sobre outros. Quando houver correlação genética alta, a alteração de um caracter, via seleção, promoverá alterações significativas em outros caracteres correlacionados (Resende et al., 1995). Estudos de correlações entre caracteres de importância econômica têm sido muito realizados em trabalhos de melhoramento por servirem de base para o melhorista decidir sobre o material que deve ser selecionado ou descartado (Falconer, 1981; Bovi et al., 1991), sendo que a preocupação não é melhorar os caracteres isolados, mas um conjunto de caracteres simultaneamente (Falconer, 1981). A determinação dos componentes da produção e suas associações com outros caracteres contribuem para definir a estratégia a ser adotada num programa de melhoramento (Simmonds, 1979). Segundo Snedecor e Cochran (1974), correlações simples são algumas vezes suficientes para esclarecer relações entre características importantes sob o ponto de vista do melhoramento genético. Por outro lado, o caráter de interesse pode estar relacionado com outros pela ação de múltipla interdependência. Nesse caso, o uso de correlações parciais pode ajudar a determinar a associação de interesse.

De acordo com Barrichelo (1979), as características de adaptação, crescimento, forma do tronco e qualidade da madeira definem a seleção das árvores na maioria dos testes genéticos com espécies florestais. A densidade básica tem grande destaque na qualidade da madeira devido à sua facilidade de determinação e à relação com importantes aspectos econômicos e tecnológicos, como a resistência mecânica, a produção e densidade da polpa, a produção e qualidade do carvão vegetal e o poder calorífico da madeira (Brito e Barrichelo, 1980). Foelkel et al. (1992) destacam também a relevância da densidade básica, ao afirmarem que esta característica foi se configurando ao longo dos anos como o mais universal dos índices para expressar a qualidade da madeira.

A densidade básica é considerada a propriedade física da madeira mais importante, pois é um parâmetro significativo para o melhoramento das propriedades das madeiras, visto que apresenta grandes relações com outras propriedades e com o uso (Chimelo, 1980). Além de ser um indicativo da qualidade, a densidade constitui-se numa característica de fácil melhoramento genético devido apresentar alta herdabilidade (Lopes e Garcia, 2002). Por isso, a densidade básica pode ser melhorada a partir de uma simples seleção massal. Em contraste, a seleção entre e dentro de progênies é mais indicada para caracteres de menor herdabilidade como altura, DAP e volume.

A densidade da madeira de uma árvore não é homogênea, ela varia no sentido da medula para casca e com a altura no tronco (Ballarin e Palma, 2003). As avaliações das características relacionadas à qualidade da madeira, tendo como base a densidade básica, são pouco estudadas em espécies arbóreas nativas, em contraste com as espécies do gênero *Eucalyptus* que vêm sendo estudadas por vários autores há muito tempo (Fernandes, 1982; Moraes, 1987; Schacht, 1998; Santos, 2002; Garcia, 2005). Esses estudos pioneiros evidenciaram o potencial desse caráter para o melhoramento, o qual pode ser explorado com a seleção de caracteres relacionados com a qualidade da madeira.

Considerando a importância da madeira de *M. urundeuva*, dada a sua alta resistência, durabilidade, e devido ao fato de a espécie estar em extinção, é fundamental obter mais informações sobre a variabilidade genética dentro de populações, o controle genético de caracteres de crescimento e qualidade da madeira, bem como conhecer a associação genética entre estes caracteres para fins de conservação e melhoramento genético. Dessa forma, os objetivos deste estudo foram: i) estimar a densidade básica da madeira da população de *Myracrodruon urundeuva* em estudo; ii) investigar os caracteres que mais contribuem para a divergência genética entre as progênies dentro da população; iii) estimar correlações genéticas e fenotípicas entre os caracteres avaliados.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Obtenção das Sementes

As sementes de polinização aberta utilizadas para instalar o teste de progênies de *M. urundeuva* avaliados neste estudo foram coletadas em 28 árvores matrizes da região de Selvíria-MS, no ano de 1986. Essas árvores se localizavam em áreas com pastagens, ou seja, sujeitas a forte pressão antrópica. Portanto, os indivíduos dessa população são remanescentes ou regenerantes, após a exploração da floresta primária existente no local (Moraes, 1992). As árvores matrizes foram selecionadas, distantes entre si em pelo menos 100 m (Moraes, 1992).

### 2.2 Teste de Progênies e Caracteres Silviculturais

O teste de progênies de *M. urundeuva* foi instalado em dezembro de 1987, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – FEIS/UNESP, localizada no município de Selvíria-MS. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados com 28 tratamentos (progênies), três repetições e dez plantas por parcela, na forma linear, no espaçamento de 3 m x 3 m. Os caracteres silviculturais avaliados foram: altura total das plantas, altura do fuste e diâmetro à altura do peito – DAP.

### 2.3 Densidade Básica

De cada parcela selecionaram-se três árvores com as maiores dimensões de DAP. As mesmas foram abatidas, sendo retirados discos do DAP com 7 cm de espessura. De cada disco, com auxílio de serra de fita, obtiveram-se amostras de 2 cm x 2 cm x 3 cm, em três posições radiais: medula (0%), intermediária (50%) e casca (100%). Para determinação da densidade básica foi utilizado o método da balança hidrostática conforme Foelkel et al. (1971).

## 2.4 Análises Estatísticas e Estimativas de Parâmetros Genéticos

utilizado nas análises individuais dos caracteres DAP, altura total e densidade básica:

$$Y_{ij} = m + p_j + e_{ij}$$

### 2.4.1 Análises univariadas

Apresenta-se a seguir o modelo matemático e o esquema de análise da variância (Tabela 1)

em que:  $Y_{ij}$  é a observação da progênie  $j$  no bloco  $i$ ;  $m$  é a média geral;  $p_j$  é o efeito aleatório da progênie  $j$ , com  $j = 1, 2, \dots, p$ ;  $e_{ij}$  é o efeito do erro experimental.

Tabela 1. Esquema da análise de variância utilizado na análise dos caracteres DAP, altura total, altura do fuste e densidade básica.

Tabela 1. Variance analysis used in the analysis of the DBH, total height, stem height and basic wood density traits.

FV	GL	QM	E (QM)	F
Progênies (P)	(p-1)	$Q_1$	$\sigma^2 + r\sigma_p^2$	$Q_1/Q_2$
Erro (E)	$p(r-1)$	$Q_2$	$\sigma^2$	-

FV: Fonte de variação; GL: Graus de liberdade; QM: Quadrado médio; E (QM): Esperança do quadrado médio; F: Teste F.

Da análise de variância foram obtidos os componentes de variância pelo método dos momentos e posteriormente estimados os parâmetros genéticos com base em Vencovsky e BARRIGA (1992). Como os parâmetros genéticos para os caracteres DAP, altura total e altura do fuste foram previamente publicados (TUNG et al., 2008), aqui é apresentada a estimativa destes parâmetros apenas para o caráter densidade básica da madeira. Foram estimados os seguintes parâmetros:

a) Estimativa da variância do erro:  $\hat{\sigma}_p^2 = Q_2$ ;

b) Estimativa da variância genética entre progênies:  $\hat{\sigma}_p^2 = \frac{Q_1 - Q_2}{r}$ ,

c) Estimativa da variância genética aditiva, assumindo que as progênies de polinização aberta são compostas por meios-irmãos:  $\hat{\sigma}_A^2 = 4\hat{\sigma}_p^2$ ;

d) Estimativa da variância fenotípica média:

$$\hat{\sigma}_{\bar{F}}^2 = \hat{\sigma}_p^2 + \frac{\hat{\sigma}^2}{r}$$

e) Coeficiente de variação genética:

$$CV_g = \frac{100\sqrt{\hat{\sigma}_p^2}}{x}$$

f) Coeficiente de variação fenotípica média:

$$CV_{\bar{F}} = \frac{100\sqrt{\hat{\sigma}_{\bar{F}}^2}}{x}$$

g) “Quociente de seleção b” (Vencovsky, 1978):

$$\hat{b} = \frac{CV_g}{CV_{exp}}$$

h) Coeficiente de herdabilidade em nível de média de progênies:

$$\hat{h}_{\bar{X}}^2 = \frac{(1/4)\hat{\sigma}_A^2}{\hat{\sigma}_p^2 + \frac{\hat{\sigma}^2}{r}}$$

As correlações genéticas e fenotípicas foram obtidas por análise da covariância entre as variáveis de crescimento (DAP, altura e altura do fuste) e densidade da madeira, conforme a Tabela 2 e as equações a seguir:

a) Produto médio de tratamentos (progênes):

$$PM_T = \frac{QM_{t(x+y)} - QM_{tx} - QM_{ty}}{2};$$

b) Produto médio do erro:

$$PM_E = \frac{QM_{e(x+y)} - QM_{ex} - QM_{ey}}{2};$$

c) Estimativa da covariância entre progênes:

$$\hat{COV}_{P(x+y)} = \frac{PM_T - PM_E}{2};$$

d) Estimativa da covariância genética aditiva entre x e y:  $\hat{COV}_{A(x,y)} = 4\hat{COV}_{P(x,y)}$ ;

e) Estimativa da covariância fenotípica, em nível de média de progênes:  $\hat{COV}_{\bar{F}(x,y)} = \frac{PM_T}{r}$ ;

f) Estimativa da correlação genética aditiva entre x e y:

$$r_{A(x,y)} = \frac{\hat{COV}_{A(x,y)}}{\sqrt{\hat{\sigma}_{Ax}^2 \cdot \hat{\sigma}_{Ay}^2}};$$

g) Estimativa da correlação fenotípica, em nível de média de progênes:  $r_{\bar{F}(x,y)} = \frac{\hat{COV}_{\bar{F}(x,y)}}{\sqrt{\hat{\sigma}_{Fx}^2 \cdot \hat{\sigma}_{Fy}^2}};$

h) Estimativa da covariância residual entre x e y:

$$(\hat{COV}_{res(x,y)}) = PM_E;$$

i) Estimativa de correlação residual:

$$r_{e(x,y)} = \frac{\hat{COV}_{res(x,y)}}{\sqrt{Q_{ex} \cdot Q_{ey}}}$$

Tabela 2. Esquema da análise das covariâncias entre as variáveis de crescimento e densidade da madeira.

Table 2. Covariance analysis between growth traits and basic wood density.

FV	QM <sub>x</sub>	QM <sub>y</sub>	QM <sub>x+y</sub>	PM	E (PM)
Progênes	Q <sub>tx</sub>	Q <sub>ty</sub>	Q <sub>t(x+y)</sub>	PM <sub>T</sub>	COV + rCOV <sub>P</sub>
Erro	Q <sub>ex</sub>	Q <sub>ey</sub>	Q <sub>e(x+y)</sub>	PM <sub>E</sub>	COV

Obs.: x e y são os caracteres que estão sendo analisados, QM: Quadrados médios; PM: Produto médio; E (PM): Esperança do produto médio.

#### 2.4.2 Análise multivariada

A população de *M. urundeuva* foi também caracterizada por análise multivariada, envolvendo os caracteres silviculturais e densidade básica, sendo fundamentada na estatística D<sup>2</sup> de Mahalanobis (distância generalizada – medida de dissimilaridade). Para a realização dessa análise foi utilizado o Programa Genes (Cruz, 2001), que permitiu discriminar as variáveis que mais contribuíram para a divergência entre as progênes dentro da população. A Distância Generalizada de Mahalanobis (D<sup>2</sup>),

segundo Cruz e Carneiro (2003), foi dada pela expressão:  $D_{ii}^2 = \delta' \Psi^{-1} \delta$ , em que:  $D_{ii}^2$  = distância de Mahalanobis entre os genótipos i e i';  $\delta' = [d_1, d_2, \dots, d_v]$ , sendo  $d_j = Y_{ij} - Y_{ij}$ ;  $\Psi$  = matriz de variâncias e covariâncias residuais;  $Y_{ij}$  = média do i-ésimo genótipo em relação a i-ésima variável. A partir das matrizes de dissimilaridades, obtidas na distância de Mahalanobis (D<sup>2</sup>), foi aplicado o método de otimização de Tocher com o objetivo de reconhecer grupos de progênes homogêneas.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Médias e Coeficientes de Variação

A média da densidade básica de *M. urundeuva* encontrada foi de 0,75 g.cm<sup>-3</sup> (Tabela 3). Florsheim (1992) e Lima (2007) estudando a mesma espécie, encontraram valores de 0,73 g.cm<sup>-3</sup> (população com 18 anos) e 0,69 g.cm<sup>-3</sup>, (em população natural) respectivamente. As diferenças entre os valores de densidade básica encontrados provavelmente estão relacionados à fenologia, às condições ambientais e à própria variabilidade natural ou, principalmente à idade das árvores. A densidade básica obtida é considerada alta, sendo então classificada como uma madeira pesada (Santos et al., 2008).

Os valores médios encontrados para a densidade básica decresceram da medula (0,80 g.cm<sup>-3</sup>) para a casca (0,71 g.cm<sup>-3</sup>). Este resultado está de acordo com Florsheim (1992) que estudou a variação

radial da densidade básica em uma população de *M. urundeuva* de 18 anos de idade em diferentes espaçamentos e classes de diâmetro, e encontrou valores médios de 0,80 g.cm<sup>-3</sup> na medula e 0,66 g.cm<sup>-3</sup> na casca. Tal fato pode estar relacionado à maior frequência de vasos com grande concentração de tilas na medula e à presença de maior teor de extrativos que contribuem para a coloração mais escura, característica da formação do cerne.

A precisão experimental revelada pelo  $CV_e$  (coeficiente de variação experimental) para a densidade básica variou de 7,3% a 16,6%, na posição intermediária e casca, respectivamente. Para os coeficientes de variação genética ( $CV_g$ ) foi encontrada variação de 5,7% a 7,5% respectivamente para a densidade básica nas posições intermediária e casca. As estimativas para o Teste F indicaram que não houve diferença significativa ao nível de 5% de significância na densidade da madeira entre as posições analisadas.

Tabela 3. Estimativas da média ( $\hat{m}$ ); coeficiente de variação experimental ( $CV_e$ ); coeficiente de variação genética ( $CV_g$ ); da herdabilidade média de progênies ( $\hat{h}_m^2$ ) e do teste-F (F), para densidade básica nas posições medula, intermediária e casca na altura do DAP de árvores desbastadas de um teste de progênies de *Myracrodruon urundeuva* aos 20 anos de idade, em Selvíria – MS.

Table 3. Estimate of average ( $\hat{m}$ ); coefficient of experimental variation ( $CV_e$ ); coefficient of genetic variation ( $CV_g$ ); average heritability among progenies ( $\hat{h}_m^2$ ) and F test (F), for basic wood density in the pith position, intermediary and bark in the height of DBH of harvested tree in a *Myracrodruon urundeuva* progeny test at 20 years of age, in Selvíria – MS.

Densidade básica (g.cm <sup>-3</sup> )	$\hat{m}$	$CV_e$ (%)	$CV_g$ (%)	$\hat{h}_m^2$	F
Medula	0,80	9,4	7,2	0,64	2,79
Intermediária	0,75	7,3	5,7	0,64	2,79
Casca	0,71	16,6	7,5	0,11	1,13
Média entre as três posições	0,75	–	–	–	–

#### 3.2 Herdabilidade

Os coeficientes de herdabilidade ao nível de média de progênies ( $\hat{h}_m^2$ ) variaram de 0,11 a 0,64, para densidade básica das posições casca e medula. Os valores encontrados de herdabilidade

ao nível de média de progênies nas posições medula e intermediária foram iguais. Estes resultados indicam um forte controle genético em nível de progênies para as posições intermediária e medula e sugerem a possibilidade de melhoramento genético por seleção das melhores progênies.

Segundo Zobel e Talbert (1984), a densidade básica da madeira é uma característica ideal para ser manipulada geneticamente por apresentar grande variação entre árvores, alta herdabilidade, baixa interação genótipo x ambiente e pelos altos efeitos sobre a produção e qualidade da madeira. Os resultados aqui obtidos corroboram com a afirmação de Zobel e Talbert (1984) de que este caráter apresenta alto controle genético. Ferreira (1968), estudando a densidade básica da madeira de árvores de *Eucalyptus saligna* e *Eucalyptus alba*, concluiu haver alta variabilidade entre as espécies e entre árvores dentro das espécies, sugerindo que para os programas de melhoramento genético deve-se considerar a densidade como variável de seleção de árvores superiores. Os resultados aqui obtidos indicam que se deve considerar para seleção as densidades nas posições medula e intermediária, pois foram as que apresentaram os maiores valores de herdabilidade.

### 3.3 Distância de Mahalanobis entre Progênes

Observa-se que a progênie 1 (Tabela 4) apresenta maior distância em relação à progênie 14 (22,95) e a menor em relação a progênie 20 (0,32). A distância máxima (43,62) foi encontrada entre as progênes 7 e 14 e a mínima (0,13) entre as progênes 21 e 22. A distância média entre as progênes foi de 7,30. A identificação dos pares mais distantes ou divergentes é um aspecto importante para o melhoramento florestal, uma vez que pode orientar os cruzamentos de genitores para exploração da heterose e obtenção de grandes ganhos na seleção (Allard, 1971; Dias, 1998). A análise multivariada também pode orientar na distribuição espacial das árvores no pomar de sementes, visto que os genitores que produzem descendentes mais divergentes podem ser plantados próximos a fim de favorecer os cruzamentos entre estes e gerar descendentes heteróticos, além de também produzir maior variabilidade genética nas gerações descendentes (Xavier et al., 1996).

Por outro lado, a informação dos pares mais similares é útil em programas de melhoramento, envolvendo retrocruzamento. Nesses programas, o emprego de genitores similares, diferenciados basicamente pelo gene a ser transferido, permite recuperar o genitor recorrente mais rapidamente (Moraes, 2001).

A contribuição relativa de cada um dos caracteres, na obtenção das distâncias  $D^2$ , encontra-se na Tabela 5. Verifica-se que o caráter altura total foi o mais eficiente em explicar a dissimilaridade genética entre as 28 progênes avaliadas, contribuindo com 62,8% para a dissimilaridade total. Esse resultado é forte indicativo de que o caráter deve ser priorizado na escolha de genitores em programas de melhoramento.

O método de otimização de Toucher tem por finalidade realizar a partição de um conjunto de genótipos em grupos mutuamente exclusivos. Ele adota como critério que as medidas de dissimilaridade dentro de cada grupo devem ser menores que as distâncias médias entre quaisquer grupos (Miranda et al., 2001). Utilizando-se esse método com base na distância generalizada de Mahalanobis, foram detectados 16 grupos distintos, o que possibilitou uma boa discriminação dos genótipos (Tabela 6). Dessa forma, resultados promissores podem ser esperados a partir do cruzamento entre progênes pertencentes a grupos diferentes, como por exemplo, as progênes 1 e 25, pertencentes ao grupo I e XVI, respectivamente.

### 3.4 Correlações Genéticas e Fenotípicas

As estimativas de correlações genéticas e fenotípicas entre os caracteres silviculturais e a densidade básica da madeira são apontadas na Tabela 7. Verifica-se que houve correlações genéticas e fenotípicas positivas entre todos os caracteres avaliados. As mesmas apresentaram alta magnitude entre a densidade básica da madeira e a altura total (0,83 e 0,75, para correlações genéticas e fenotípicas, respectivamente). Tais resultados sugerem que a seleção indireta para esses caracteres pode ser eficiente e realizada com expectativa de progressos genéticos.

Tabela 4. Estimativas de medidas de dissimilaridade entre pares de progênies de *Myracrodruon urundeuva* obtidas pela distância generalizada de Mahalanobis ( $D^2$ ) para os caracteres altura total, altura do fuste, DAP e densidade básica média da madeira.

Table 4. Estimate of dissimilarities measures among *Myracrodruon urundeuva* progenies, obtained by generalized Mahalanobis distance ( $D^2$ ) for total height, stem height, DBH and basic wood density.

Distâncias genéticas – Mahalanobis ( $D^2$ )				
PROG	MAIOR	PROG	MENOR	PROG
1	22,95	14	0,32	20
2	19,39	7	1,69	8
3	27,44	7	0,82	25
4	27,99	14	0,82	12
5	14,33	14	0,32	22
6	20,59	14	1,17	11
7	43,62	14	1,21	9
8	19,71	14	1,43	12
9	39,81	14	0,50	23
10	25,08	7	3,74	28
11	22,56	14	0,79	26
12	25,41	14	0,32	18
13	14,86	7	1,31	5
14	43,62	7	3,51	25
15	21,35	14	1,52	11
16	16,39	14	0,65	22
17	18,89	14	0,17	24
18	28,09	14	0,31	12
19	18,74	14	0,47	20
20	20,36	14	0,32	1
21	14,18	14	0,12	22
22	12,42	14	0,12	21
23	36,36	14	0,50	9
24	20,55	14	0,17	17
25	28,64	7	0,81	3
26	15,48	14	0,79	11
27	17,25	7	1,77	22
28	27,28	7	1,84	25
Máxima	43,62		(7 e 14)	
Mínima	0,13		(21 e 22)	
Média	7,29			

Tabela 5. Contribuição relativa dos caracteres altura total, altura do fuste, DAP e densidade básica média para a dissimilaridade genética entre 28 progênies de *Myracrodruon urundeuva*, baseada na estatística S (Singh, 1981).

Table 5. Relative contribution of the total height, stem height, DBH and basic wood density to genetic dissimilarity among 28 *Myracrodruon urundeuva* progenies, based in the S statistic (Singh, 1981).

Variável	SJ	Valor (%)
Altura total	1731,43	62,78
Altura do fuste	372,26	13,75
DAP	394,12	14,29
Densidade básica média	253,02	9,17

Tabela 6. Padrão de agrupamento de 28 progênies de *Myracrodruon urundeuva* pelo método de Toucher baseado na distância generalizada de Mahalanobis ( $D^2$ ).

Table 6. Standard grouping of 28 *Myracrodruon urundeuva* progenies by Toucher method, based on the Mahalanobis generalized distance ( $D^2$ ).

Grupo	Progênies		
I	1	20	
II	2	8	
III	6	18	
IV	7	19	
V	9	26	
VI	22	24	
VII	3	13	
VIII	11	15	23
IX	12	17	
X	21	28	
XI	10	14	
XII	16		
XIII	5		
XIV	27		
XV	4		
XVI	25		

Tabela 7. Estimativas das correlações genéticas ( $r_g$ ) e fenotípicas ( $r_f$ ), entre os caracteres silviculturais e a densidade básica média da madeira em 28 progênies de *Myracrodruon urundeuva*.

Table 7. Estimates of genetic ( $r_g$ ) and phenotypic correlations ( $r_f$ ) among silvicultural traits and basic wood density in 28 *Myracrodruon urundeuva* progenies.

Caracteres	Correlação	Caracteres			
		Altura total	Altura fuste	DAP	D.b. média
Altura total	$r_g$	–	0,45	0,21	0,82
	$r_f$	–	0,24	0,10	0,75
Altura fuste	$r_g$	0,45	–	0,31	0,50
	$r_f$	0,24	–	0,05	0,31
DAP	$r_g$	0,21	0,31	–	0,22
	$r_f$	0,10	0,05	–	0,26
D.b. média	$r_g$	0,82	0,50	0,22	–
	$r_f$	0,75	0,31	0,26	–

#### 4 CONCLUSÕES

A média da densidade básica de *Myracrodruon urundeuva* ( $0,75 \text{ g.cm}^{-3}$ ) no presente teste de progênies é alta e superior à maioria das espécies arbóreas nativas brasileiras.

O caráter que mais contribuiu para a divergência genética entre progênies foi a altura total.

Existem altas correlações genéticas entre os caracteres estudados.

Recomenda-se a seleção de genitores no teste de progênies, com base no caráter altura total, pois este permite selecionar indiretamente árvores com maior densidade básica da madeira, como forma de maximização dos ganhos de seleção em mais de um caráter.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLARD, R.W. **Princípios do melhoramento genético das plantas**. São Paulo: Edgard Blücher, 1971. 381 p.

BALLARIN, A.W.; PALMA, H.A.L. Propriedades da resistência e rigidez juvenil e adulta de *Pinus taeda* L. **Revista Árvore**, v. 27, p. 371-380, 2003.

BARRICHELO, L.E.G. **Estudos das características físicas, anatômicas e químicas da madeira de *Pinus caribaea* Mor. var. *bahamensis* Bar. e Golf. para produção de celulose Kraft**. 1979. 167 f. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BOVI, M.L.A.; GODOY Jr., G.; SAES, L.A. Correlações fenotípicas entre caracteres da palmeira *Euterpe edulis* Mart. e produção de palmito. **Revista Brasileira de Genética**, v. 14, n. 1, 1991.

BRITO, J.O.; BARRICHELO, L.E.G. Correlações entre características físicas e químicas da madeira e a produção de carvão: 2. Densidade da madeira x Densidade do carvão. **IPEF**, n. 20, p. 121-126, 1980.

CHIMELO, J. **Anotações sobre anatomia e identificação de madeiras**. São Paulo: IPT, 1980. (Apostila).

CRUZ, C.D. **Programa Genes**: versão Windows; aplicativo computacional em genética e estatística. Viçosa–MG: UFV, 2001. 648 p.

\_\_\_\_\_.; CARNEIRO, P.C.S. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. Viçosa–MG: UFV, 2003. v. 2, 585 p.

- DIAS, L.A.S. Análises multidimensionais. In: ALFENAS, A.C. (Ed.). **Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins; fundamentos e aplicações em plantas e microorganismos**. Viçosa-MG: UFV, 1998. p. 405-475.
- FALCONER, D.S. **Introdução à genética quantitativa**. Viçosa-MG: Imprensa Universitária, 1981. 279 p.
- FERNANDES, P.S. **Variações de densidade da madeira e suas relações com as tensões de crescimento em progênies de *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake**. 1982. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- FERREIRA, M. **Estudo da variação da densidade básica da madeira de *E. alba* Reinw e *E. saligna* Smith**. 1968. 71 f. Tese (Doutorado em Silvicultura) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- FLORSHEIM, S.M.B. **Variações da estrutura anatômica e densidade básica da madeira de árvores de aroeira *Myracrodruon urundeuva* F.F. & M.F. Allemão (Anacardiaceae)**. 1992. 252 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- FOELKEL, C.E.B.; BRASIL, M.A.M.; BARRICHELO, L.E.G. Métodos para determinação da densidade básica de cavacos para coníferas e folhosas. **IPEF**, n. 2/3, p. 65-74, 1971.
- \_\_\_\_\_.; MORA, E.; MENOCELLI, S. Densidade básica: sua verdadeira utilidade como índice de qualidade da madeira de eucalipto para produção de celulose. **O Papel**, v. 53, n. 5, p. 35-40, 1992.
- GARCIA, J.N. **Defeitos consequentes da tensão de crescimento e propriedades da madeira de *Eucalyptus* como indicadores puros para o manejo e melhoramento de floresta para serraria**. 2005. 213 f. Tese (Livre-Docente) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- LIMA, A.L.A. **Padrões fenológicos de espécies lenhosas e cactáceas em uma área do semi-árido do Nordeste do Brasil**. 2007. 71 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Programa de Pós-Graduação em Botânica na Universidade Federal Rural de Pernambuco – PPGB/UFRPE, Recife.
- LOPES, G.A.; GARCIA, J.N. Densidade básica e umidade natural da madeira de *Eucalyptus saligna* Smith, de Itatinga, associadas aos padrões de casca apresentados pela população. **IPEF**, n. 62, p. 13-23, 2002.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1998. 368 p.
- MIRANDA, G.V. et al. Genetic diversity among elite Brazilian soybean cultivars with narrow genetic base. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, v. 1, p. 115-23, 2001.
- MORAES, M.L.T. **Variação genética da densidade básica da madeira em progênies de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e suas relações com as características de crescimento**. 1987. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- \_\_\_\_\_. **Variabilidade genética por isoenzimas e caracteres quantitativos em duas populações naturais de aroeira *Myracrodruon urundeuva* F.F. & M.F. Alemão - Anacardiaceae (Syn: *Astronium urundeuva* (Fr. Alemão) Engler)**. 1992. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- \_\_\_\_\_. **Variação genética e aplicação da análise multivariada em progênies de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* Barret & Golfari**. 2001. 124 f. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Engenharia do Campus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira.

- NOGUEIRA, J.C.B. **Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas**. São Paulo: Instituto Florestal, 1977. 77 p. (Bol. Técn. IF, 24).
- QUEIROZ, C.R.A.A.; MORAIS, S.A.L.; NASCIMENTO, E.A. Caracterização dos taninos de aroeira-preta (*Myracrodruon urundeuva*). **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 485-492, 2002.
- RESENDE, M.D.V.; STURION, J.A.; MENDES, S. **Genética e melhoramento da erva-mate (*Ilex paraguayensis* St. Hil.)**. Colombo: EMBRAPA-CNPF, 1995. 3 p. (Documentos, 25).
- SANTOS, J.A. et al. Caracterização das potencialidades de utilização da madeira de híbridos de eucalipto. **Silva Lusitana**, v. 16, n. 1, p. 63-81, 2008.
- SANTOS, P.E.T. **Avaliação de características tecnológicas de madeira para serraria em progênies de polinização aberta de eucalipto e implicações para o melhoramento genético**. 2002. 153 f. Tese (Doutorado em Genética) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SCHACHT, L. **Variação de caracteres e suas implicações para o melhoramento genético da madeira serrada de *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake**. 1998. 58 f. Dissertação (Mestrado Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- SEBBENN, A.M. et al. Interação genótipo x ambiente na conservação *ex situ* de *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. em duas regiões do Estado de São Paulo. **Rev. Inst. Flor.**, v. 11, n. 1, p. 75-79, 1999.
- SIMMONDS, N.W. **Principles of crop improvement**. New York: Longman, 1979. 480 p.
- SINGH, D. The relative importance of characters affecting genetic divergence. **The Indian Journal of Genetic and Plant Breeding**, v. 41, p. 237-45, 1981.
- SNEDECOR, G.W.; COCHRAN, W.G. **Statistical methods**. Ames: Iowa State University Press, 1974. 593 p.
- TUNG, E.S.C.; FREITAS, M.L.M.; FLORSHEIM, S.M.B. Variação genética para caracteres silviculturais e sobrevivência de *Myracrodruon urundeuva* (Engler) Fr. Allem. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO INSTITUTO FLORESTAL, 1., 2008, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 2008. p. 123-126. (IF Sér. Reg., n. 36, 2008).
- VENCOVSKY, R. Herança quantitativa. In: PATERNIANI, E. **Melhoramento de milho no Brasil**. Piracicaba: Fundação Cargill, 1978. p. 122-99.
- \_\_\_\_\_.; BARRIGA, P. **Genética biométrica no fitomelhoramento**. Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética, 1992. 496 p.
- XAVIER, A. et al. Aplicação da análise multivariada da divergência genética no melhoramento de *Eucalyptus* spp. **Revista Árvore**, v. 20, n. 4, p. 495-505, 1996.
- ZOBEL, B.J.; TALBERT, J. **Applied forest tree improvement**. New York: John Wiley, 1984. 505 p.

**VARIAÇÃO GENÉTICA, HERDABILIDADES E GANHOS NA SELEÇÃO PARA  
CARACTERES DE CRESCIMENTO E FORMA EM TESTE DE PROGÊNIES  
DE POLINIZAÇÃO ABERTA DE *Eucalyptus cloeziana*<sup>1</sup>**

**GENETIC VARIATION, HERITABILITY AND GENETIC GAINS  
FOR GROWTH AND STEM FORM TRAITS IN OPEN-POLLINATED  
PROGENIES TEST OF *Eucalyptus cloeziana***

Christian Luis Ferreira BERTI<sup>2</sup>; Miguel Luiz Menezes FREITAS<sup>3, 4</sup>;  
Antonio Carlos Scatena ZANATTO<sup>3</sup>; Eurípedes MORAIS<sup>3</sup>;  
Mario Luiz Teixeira de MORAES<sup>2</sup>; Alexandre Magno SEBBENN<sup>3</sup>

**RESUMO** – O objetivo deste estudo foi estimar parâmetros genéticos para caracteres de crescimento e forma em um teste de progênies de *Eucalyptus cloeziana*, com 24 anos de idade, estabelecido em Luiz Antônio, SP. O teste foi instalado com sementes de polinização aberta provenientes de 35 árvores matrizes oriundas de Helenvale e Cardwell St. Forest, Austrália. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso, com parcela composta por apenas uma planta, com 100 repetições. O ensaio foi mensurado aos 24 anos de idade para diâmetro à altura do peito – DAP, altura total, volume e forma. Foram detectadas diferenças significativas entre progênies para todos os caracteres avaliados. Foram detectados altos coeficientes de variação genética e herdabilidades para todos os caracteres estudados, o que demonstra um forte controle genético na herança destes e a possibilidade de se obter altos ganhos com a seleção massal e individual entre e dentro de progênies. Os ganhos esperados para plantios com 24 anos de idade, realizados em locais com as mesmas características ambientais de Luiz Antônio e com sementes coletadas após a seleção no teste de progênies, foram estimados em 42,92% para DAP, 16,82% para altura e 20,35% para forma.

Palavras-chave: coancestria; *Eucalyptus*; melhoramento florestal; parâmetros genéticos; tamanho efetivo; variação genética.

**ABSTRACT** – The aim of this study was to estimate genetic parameters for growth and stem form traits in a progenies test of *Eucalyptus cloeziana*, at 24 years of age, established in Luiz Antônio, SP. The trial was installed with open-pollinated seeds from 35 seed-trees from Helenvale and Cardwell St. Forest provenances, Australia. The trial was installed in a randomized block design, with single tree plots and 100 replications. The trial was measured at 24 years of age for diameter at breast height – DBH, total height, volume and stem form. Significant differences among progenies were obtained for all traits. High genetic coefficients of variation and heritabilities were detected for all traits, showing a strong genetic control in the traits and the possibility to obtain genetic gains by massal selection among and within progenies. The expected genetic gains for stands with 24 years of age, growing in sites with the same environmental characteristics of Luiz Antônio and with seeds collected after selection in the progeny test were estimated in 42.91% for DBH, 16.82% for height and 20.35% for stem form.

Keywords: coancestry; *Eucalyptus*; tree breeding; genetic parameters; effective population size; genetic variation.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 14.04.10. Aceito para publicação em 03.02.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>FEIS/UNESP, Departamento de Fitotecnia, Tecnologia de Alimentos e Sócio-Economia, Av. Brasil, 56, Centro, 15385-000 Ilha Solteira, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Miguel Luiz Menezes Freitas – miguelmfreitas@yahoo.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

O mercado madeireiro vem se expandindo mundialmente em função da crescente demanda em todos os setores que usam a madeira como matéria-prima. No Brasil, as florestas sustentadas são basicamente formadas por algumas áreas com florestas nativas na região Norte e por plantações com espécies do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*. Desses, as plantações do primeiro se concentram nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste e do segundo, predominante na região Sul. Esse aumento na demanda por madeira tem despertado o interesse de países com condições apropriadas à silvicultura por espécies de rápido crescimento (Assis, 1999).

O setor florestal brasileiro destaca-se no cenário mundial devido à diversidade das florestas nativas e à capacidade produtiva das florestas plantadas. A principal vantagem da capacidade produtiva brasileira é sua tecnologia florestal, baseada em programas de melhoramento genético e de multiplicação clonal do eucalipto, principalmente, desenvolvido nos últimos 30 anos (Gonzalez et al., 2002). No cenário mundial, o Brasil é responsável por cerca de 22% da área plantada com *Eucalyptus*. As tecnologias de plantio, colheita e melhoramento florestal que vêm sendo aplicadas, colocam o País em posição de destaque no que se refere à produtividade dos plantios. Os programas nacionais de melhoramento com as espécies desse gênero se iniciaram na década de 1960, e no início da década de 1980 já se produziam sementes melhoradas puras ou de hibridação interespecífica (Rezende, 2001).

O eucalipto é um gênero que vem aumentando seu valor no setor de madeira serrada, pois apresenta ótima qualidade, aproximando-se das espécies arbóreas nativas, mas com a vantagem de possuir uma grande gama de variedades, podendo ser utilizada de várias formas e através de melhoramento genético para posteriores usos, pois o gênero possui mais de 600 espécies, porém, apenas cerca de uma dezena delas são melhores adaptadas no Brasil, sendo aptas à exploração econômica. O gênero *Eucalyptus* é amplamente cultivado no território brasileiro. Esse fato se deve à sua importância como espécie botânica de grande diversidade, boa adaptabilidade a vários tipos de ambiente e alta produtividade de madeira para diversos fins.

Dessa forma, são crescentes os esforços empreendidos no sentido de estabelecer florestas de usos múltiplos, voltados principalmente para atender à demanda de madeira no mercado nacional e internacional, utilizada para energia, celulose, serraria e outros fins, em substituição às madeiras nativas (Martins et al., 2005).

As florestas plantadas com o gênero *Eucalyptus* merecem destaque no setor florestal brasileiro, visto que nos últimos anos sua silvicultura alcançou alto nível de desenvolvimento tecnológico, e neste avanço se destaca o melhoramento genético, que propiciou ganhos de grande magnitude, principalmente na produtividade volumétrica (Caixeta et al., 2003), seguindo-se sua propagação vegetativa, o que possibilitou o estabelecimento de plantios comerciais clonais altamente produtivos e homogêneos. A despeito de todo esse avanço, alguns autores consideram que o *Eucalyptus* se encontra ainda em estágios iniciais de melhoramento, de tal forma que as principais modificações genéticas que se seguem ao período de domesticação ainda não foram realizadas (Grattapaglia, 2004). Alguns questionamentos têm surgido a respeito das populações introduzidas no Brasil, quanto à sua origem e ao conhecimento em termos de sua diversidade genética, pois estes materiais foram introduzidos a partir de populações naturais da Austrália e plantios da África do Sul, e aqui pode ou não ter ocorrido um processo de redução desta diversidade em razão de cruzamento entre indivíduos aparentados ou do pequeno número efetivo de indivíduos utilizados nos locais de coleta de sementes (Caixeta et al., 2003).

O objetivo deste estudo foi estimar parâmetros genéticos para caracteres de crescimento e forma em um teste de progênieis de *E. cloeziana* aos 24 anos de idade, estabelecido em Luiz Antônio, SP. Mais especificamente: *i*) estimar coeficientes de variação genética e de herdabilidades para caracteres de crescimento e forma; *ii*) estimar coeficientes de correlações fenotípicas e genéticas entre caracteres de crescimento; *iii*) quantificar os progressos esperados com a seleção sequencial entre e dentro de progênieis; *iv*) quantificar o tamanho efetivo da população de recombinação após a seleção entre e dentro de progênieis.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Local de Ensaio, Amostragem e Delineamento Experimental

As progênesis testadas são originadas de polinização aberta de árvores matrizes selecionadas, oriundas de Helenvale e Cardwell St. Forest, Austrália, para caracteres de crescimento e forma em plantios comerciais na Estação Experimental de Luiz Antônio, do Instituto Florestal de São Paulo. O teste de progênesis foi instalado em novembro de 1985, nas seguintes coordenadas geográficas: 21°40'S, 47°49'W, altitude de 550 m. O clima da Estação Experimental de Luiz Antônio é classificado como tropical do Brasil Central, subquente e úmido, apresenta duas estações bem definidas, uma chuvosa e outra seca (junho a agosto). A precipitação anual média é de 1.433 mm e a temperatura média anual de 21,7 °C, sendo que os meses mais quentes ocorrem em janeiro, fevereiro e março, e os mais frios em maio, junho e julho.

Foram testadas 35 progênesis, 100 repetições, sob espaçamento de 4 x 4 m, com bordadura dupla para todo o ensaio, em um delineamento experimental de blocos ao acaso com parcela única (single tree plot). Em 2009, procedeu-se à coleta dos dados para os caracteres de altura (m), DAP (diâmetro à altura do peito – cm) e forma do fuste, utilizando-se um sistema de notas com valores variando de um (pior forma) a cinco (melhor forma). O volume foi calculado pela expressão:  $V_f = [\pi(DAP)^2 h F_f] / 4$ , sendo  $h$  a altura e  $F_f$  o fator de forma, neste caso igual a 0,67 (Oliveira et al., 1999). Para a análise de variância, o caráter forma do fuste foi transformado por raiz quadrada.

### 2.2 Análise Estatística

A análise de variância foi realizada utilizando-se o programa SAS (SAS, 1999) e o procedimento GLM e foram conduzidas em nível de plantas individuais para cada caráter, no modelo de blocos ao acaso, assumido o seguinte modelo misto:

$$Y_{ij} = \mu + b_i + t_j + e_{ij} ,$$

em que,  $Y_{ij}$  é o valor fenotípico do  $j$ -ésimo indivíduo da  $i$ -ésima repetição;  $\mu$  é o termo fixo da média total;  $b_i$  é o efeito fixo da  $i$ -ésima repetição (bloco);  $t_j$  é o efeito aleatório da  $j$ -ésima progênie;  $e_{ji}$  é o efeito da interação aleatória entre a  $j$ -ésima progênie e  $i$ -ésima repetição (erro entre parcelas). Sendo,  $i = 1 \dots b$  ( $b$  é o número de repetições);  $j = 1 \dots t$  ( $t$  é o número de progênie).

### 2.3 Estimativa de Componentes da Variância e Parâmetro Genéticos

Da análise de variância foram estimados os componentes de variância utilizando-se o método REML (*Restricted Maximun Likelihood*), em combinação com o comando VARCOMP do programa estatístico SAS. Os componentes estimados foram:  $\hat{\sigma}_p^2$  = variância genética entre progênesis e  $\hat{\sigma}_e^2$  = variância ambiental. Desses componentes de variância foram estimadas a variância fenotípica total:  $(\hat{\sigma}_F^2 = \hat{\sigma}_e^2 + \hat{\sigma}_p^2)$  e variância genética aditiva,  $\hat{\sigma}_A^2 = \hat{\sigma}_p^2 / \hat{r}_{xy}$  sendo  $r_{xy}$  o coeficiente médio de parentesco entre plantas dentro de progênesis, o qual foi estimado utilizando a expressão:  $\hat{r}_{xy} = 0,25(1 + \hat{F}_p)[4\hat{s} + (\hat{t}^2 + \hat{t}\hat{s}_s)(1 + \hat{r}_p)]$  (Ritland, 1989), em que:  $\hat{F}_p$  é o coeficiente de endogamia ou índice de fixação na geração parental,  $\hat{s}$  é a taxa de autofecundação,  $\hat{t}$  é a taxa de cruzamento,  $\hat{r}_s$  é a correção de autofecundação (mede a variação individual na taxa de cruzamentos), e  $\hat{r}_p$  é a correlação de paternidade (mede a proporção de irmãos-completos dentro das progênesis). Para calcular  $\hat{r}_{xy}$  foi utilizada a taxa de cruzamento ( $\hat{t}_m = 0,754 \pm 0,089$ ) calculada para média de 18 espécies de *Eucalyptus* (Sebbenn, 2007). A correção de paternidade ( $\hat{r}_p$ ) e a correção de autofecundação ( $\hat{r}_s$ ) foram calculadas para a média de apenas cinco espécies,

visto que são as únicas estimativas existentes na literatura corrente ( $\hat{r}_p = 0,390 \pm 0,184$ ;  $\hat{r}_S = 0,290 \pm 0,108$ ). Assumiu-se ausência de endogamia na geração parental ( $\hat{F}_p = 0$ ). Isso resultou no coeficiente de parentesco dentro de progênies de 0,462 e a variância genética aditiva foi calculada finalmente por:  $\hat{\sigma}_A^2 = \hat{\sigma}_p^2 / 0,462$ .

Os coeficientes de herdabilidade, o coeficiente de variação genética e medidas de correlações entre caracteres foram estimados com base em Namkoong (1979). Foram estimados os coeficientes de herdabilidade em nível de média de progênies ( $h_m^2$ ), herdabilidade dentro de progênies ( $h_d^2$ ), herdabilidade em nível de plantas individuais ( $h_i^2$ ) e acurácia (Ac) usando-se as expressões:  $\hat{h}_m^2 = \hat{\sigma}_p^2 / [(\hat{\sigma}_e^2 / J) + \hat{\sigma}_p^2]$ ,  $\hat{h}_d^2 = [(1 - \hat{r}_{xy})\hat{\sigma}_A^2] / \hat{\sigma}_d^2$ ,  $\hat{h}_i^2 = \hat{\sigma}_A^2 / (\hat{\sigma}_p^2 + \hat{\sigma}_e^2 + \hat{\sigma}_p^2)$  e  $Ac = \sqrt{\hat{h}_m^2}$ , em que:  $J$  é o número de repetições.

Os ganhos genéticos esperados com a seleção entre progênies ( $G_e$ ) foram calculados por,  $\hat{G}_e = i_e \hat{\sigma}_F \hat{h}_m^2$ , em que  $i_e$  é intensidade de seleção em unidade de desvio-padrão, aplicada entre progênies e  $\hat{\sigma}_F$  é o desvio-padrão da variância fenotípica total. Foram propostos dois métodos de seleção: um objetivando a transformação do teste de progênies em um pomar de sementes por mudas, e outro objetivando a seleção de clones para a formação de um pomar clonal. No primeiro caso, adotou-se menor intensidade de seleção e foram selecionadas 17 progênies (17:34, 50% -  $i_e = 0,9074$ ) (Hallauer e Miranda Filho, 1988). No segundo caso, adotou-se maior intensidade de seleção, ou seja, a seleção de 10 progênies (10:34, 29% -  $i_e = 1,133$ ) (Hallauer e Miranda Filho, 1988). Os ganhos esperados na seleção em porcentagem [ $G_{ed}(\%)$ ] foram estimados por:  $\hat{G}_e(\%) = (100\hat{G}_e^2) / \bar{x}$ , em que:  $\bar{x}$  é a média do caráter sob consideração.

As melhores progênies foram selecionadas utilizando um índice combinado para múltiplos caracteres:  $I_S = \bar{x}_{DAP} I_{DAP} + \bar{x}_{altura} I_{altura} + \bar{x}_{volume} I_{volume} + \bar{x}_{forma} I_{forma}$ , em que,  $I_{DAP}$ ,  $I_{altura}$ ,  $I_{volume}$  e  $I_{forma}$  são os pesos dados para os caracteres DAP, altura, volume e forma, respectivamente:  $\bar{x}_{DAP}$ ,  $\bar{x}_{altura}$ ,  $\bar{x}_{volume}$  e  $\bar{x}_{forma}$  são as médias das progênies para os caracteres DAP, altura, volume e forma, respectivamente. Para DAP e forma foram atribuídos o peso 0,30, para altura e volume o peso 0,15. Baseado nesses índices fenotípicos foram determinadas as melhores progênies para o pomar de sementes por mudas e para o pomar clonal.

## 2.4 Correlações Genéticas e Fenotípicas

As correlações fenotípicas e genéticas entre os caracteres DAP e altura foram estimadas dos valores individuais de acordo com as equações:  $\hat{r}_{P_{XY}} = \hat{\sigma}_{F_X F_Y} / \sqrt{\hat{\sigma}_{F_X} \cdot \hat{\sigma}_{F_Y}^2}$  e  $\hat{r}_{g_{XY}} = \hat{\sigma}_{P_X P_Y} / \sqrt{\hat{\sigma}_{P_X} \cdot \hat{\sigma}_{P_Y}^2}$ , em que:  $\hat{r}_{F_{XY}}$  e  $\hat{r}_{g_{XY}}$  são os coeficientes de variação fenotípica e genética,  $\hat{\sigma}_{F_X F_Y}$  e  $\hat{\sigma}_{P_X P_Y}$  são os produtos cruzados fenotípicos e genéticos dos caracteres  $x$  e  $y$ , estimados das análises de covariância,  $\hat{\sigma}_{F_X}^2$ ,  $\hat{\sigma}_{P_X}^2$  e  $\hat{\sigma}_{F_Y}^2$ ,  $\hat{\sigma}_{P_Y}^2$  são as variâncias fenotípicas e genéticas dos caracteres  $x$  e  $y$  respectivamente.

## 2.5 Coancestria e Tamanho Efetivo

A população, após a seleção, foi caracterizada em termos do coeficiente de coancestria de grupo ( $\hat{\Theta}_{xy}$ ), que se refere à endogamia que poderia ser gerada por cruzamentos aleatórios nas sementes coletadas no teste após a seleção. O coeficiente de coancestria foi estimado baseado na representação das progênies (Kang et al., 2001):

$$\hat{\Theta}_{xy} = \frac{0,5(1 + \hat{F}_p)nm + \hat{\theta}_{xy}mn(n-1)}{(nm)^2}$$

sendo  $m$  o número de progênes selecionadas,  $n$  o número de plantas selecionadas dentro de progênes,  $\hat{F}_p$  é o coeficiente de endogamia na população, assumido como zero ( $\hat{F}_p = 0$ ) e  $\hat{\Theta}_{xy}$  é o coeficiente de coancestria dentro de progênes, assumido como 0,231 ( $\hat{\Theta}_{xy} = \hat{r}_{xy} / 2 = 0,462 / 2$ ; assumindo ausência de endogamia na geração parental,  $\hat{F}_p = 0$ ). O tamanho efetivo ( $N_e$ ) foi estimado como a metade do coeficiente de coancestria de grupo (Lindgren et al., 1996):  $\hat{N}_e = 0,5 / \hat{\Theta}_{xy}$ .

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Variação Ambiental e Genética

A análise de variância detectou diferenças entre blocos para todos os caracteres, com exceção do volume, o que indica que a implantação do experimento em forma de blocos foi eficiente para o controle ambiental, permitindo homogeneidade dentro dos blocos. A análise de variância também revelou diferenças significativas (1% de probabilidade) entre média de progênes para todos os caracteres avaliados (Tabela 1), sugerindo a presença de variação genética entre progênes e a possibilidade de melhoramento a partir da seleção das progênes mais produtivas.

Tabela 1. Quadrados médios e respectivas médias para os caracteres DAP, altura, volume e forma em progênes de *Eucalyptus cloeziana*, crescendo em Luiz Antônio, SP.

Table 1. Mean squares and respective average for DBH, height, volume and stem form traits in progenies of *Eucalyptus cloeziana*, growing in Luiz Antônio, SP.

Fonte de Variação	GL	DAP (cm)	Altura (m)	Volume (m <sup>3</sup> /árvore)	Forma
Blocos	99	61,0131 *	14,7512 *	0,3769	0,3568 **
Progênes	34	597,3988 **	54,4570 **	4,1864 **	1,1305 **
Erro entre	2670	47,1106	11,2151	0,3121	0,1208
Média		28,63	26,18	1,2064	2,72
CV		24%	12,8%	46,0%	21,6%

\*:  $P \leq 0,05$ .

\*\* :  $P \leq 0,01$ .

#### 3.2 Crescimento dos Caracteres

A média da população para o DAP foi de 28,63 cm, para a altura de 26,18 m, volume de 1,2064 m<sup>3</sup>, para forma do fuste foi estimada em 2,72.

Examinando-se os dados de incremento médio anual (IMA) entre as espécies (Tabela 2), fica evidente que *E. cloeziana* apresenta um crescimento em altura inferior a maioria das espécies do gênero *Eucalyptus*, com exceção de *E. resinifera* em Luiz Antônio–SP e *E. brassiana* em Planaltina–MG que aproximou do crescimento da espécie em estudo.

O mesmo aconteceu para DAP que obteve valores inferiores a maioria das espécies do gênero *Eucalyptus*, com exceção de *E. camaldulensis* em Lagoa Grande–PR e *E. brassiana* em Planaltina–MG. Nota-se ainda que o estágio avançado do experimento (24 anos) influencia e diminui a média de crescimento, no presente trabalho, pois, naturalmente, os incrementos tendem a ser altos nos primeiros anos de plantio, diminuindo com o passar dos anos pela indução e desenvolvimento da copa das árvores.

Tabela 2. Crescimento em altura e DAP de algumas espécies de *Eucalyptus*.  
 Table 2. Performance in height and DBH growth for some *Eucalyptus* species.

Espécie	Idade (anos)	Local	Altura (m)	IMA altura (m)	DAP (cm)	IMA DAP (cm)	Fonte
Espécies de <i>Eucalyptus</i>							
<i>Eucalyptus cloeziana</i>	24	Luíz Antônio-SP	26,08	1,09	28,42	1,18	Presente estudo
<i>Eucalyptus</i> sp.	20	Assis-SP	28,39	1,42	21,02	1,05	Sebbenn et al. (2008b)
<i>Eucalyptus pseudoglobulus</i>	11	Itapeva-SP	21,93	1,99	18,14	1,65	Ettori e Sato (1996)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	5,6	Paraopeba-MG	15,91	2,84	10,16	1,81	Scarpim et al. (1999)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	6,7	Brasilândia-MG	-	-	10,82	1,61	Pereira et al. (1997)
<i>Eucalyptus maidenii</i>	11	Itapeva-SP	22,33	2,03	18,34	1,67	Ettori e Sato (1996)
<i>Eucalyptus resinifera</i>	21	Luíz Antônio-SP	22,48	1,07	38,57	1,84	Sato et al. (2007)
<i>Eucalyptus grandis</i>	3,8	Gov. Valadares-MG	-	-	17,49	4,60	Martins et al. (2001)
<i>Eucalyptus grandis</i>	3,7	Biritiba Mirim-SP	17,88	4,83	12,72	3,44	Menck et al. (1986)
<i>Eucalyptus urophylla</i>	7	Aracruz-ES, Bom Despacho, Grão Mogol e Belo Oriente-MG	15,45	2,21	12,10	1,73	Mori et al. (1988)
<i>Eucalyptus paniculata</i>	7	Campo Mourão-PR	15,86	2,26	19,29	2,04	Del Quiqui et al. (2001)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	7	Campo Mourão-PR	16,56	2,36	15,29	2,18	Del Quiqui et al. (2001)
<i>Eucalyptus</i> spp.	6,8	Guataparã-SP	22,17	3,26	19,83	2,92	Tolfo et al. (2005)
<i>Eucalyptus grandis</i>	3,8	Cascavel-PR	-	-	12,36	3,25	Carrizo et al. (2008)
<i>Eucalyptus grandis</i>	3,4	Cascavel-PR	-	-	11,11	3,27	Carrizo et al. (2008)
<i>Eucalyptus grandis</i>	2,5	Cascavel-PR	-	-	10,09	4,03	Carrizo et al. (2008)
<i>Eucalyptus grandis</i>	1	Mogi-Guaçu-SP	-	-	4,8	4,8	Bellote et al. (1980)
<i>Eucalyptus grandis</i>	2	Mogi-Guaçu-SP	-	-	8,8	4,4	Bellote et al. (1980)
<i>Eucalyptus grandis</i>	3	Mogi-Guaçu-SP	-	-	12,0	4,0	Bellote et al. (1980)

continua  
to be continued

continuação – Tabela 2  
 continuation – Table 2

Espécie	Idade (anos)	Local	Altura (m)	IMA altura (m)	DAP (cm)	IMA DAP (cm)	Fonte
<i>Eucalyptus grandis</i>	4	Mogi-Guaçu-SP	–	–	12,7	3,2	Bellote et al. (1980)
<i>Eucalyptus grandis</i>	5	Mogi-Guaçu-SP	–	–	13,7	2,7	Bellote et al. (1980)
<i>Eucalyptus cloeziana</i>	6,7	Bocaiuva-MG	–	–	11,18	1,67	Marques Junior et al. (1996)
<i>Eucalyptus tereticornes</i>	4,3	Lagoa Grande-PR	–	–	5,10	1,19	Drumond et al. (2003)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	4,3	Lagoa Grande-PR	–	–	4,82	1,12	Drumond et al. (2003)
<i>Eucalyptus citriodora</i>	5,0	Selvíria-MS	11,83	2,36	12,52	2,5	Oliveira et al. (1999)
<i>Eucalyptus brassiana</i>	13	Planaltina-MG	13,6	1,04	12,5	0,96	Moura et al. (1995)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	5,6	Paraopeba-MG	11,99	2,14	10,28	1,84	Martins et al. (2002)

### 3.3 Correlações Fenotípicas e Genéticas

As estimativas das correlações genéticas e fenotípicas, respectivamente  $\hat{r}_g = 0,34$  e  $\hat{r}_F = 0,05$ , evidenciaram associações positivas entre DAP e altura, porém baixas e não significativas. Esse resultado foi inesperado, visto que um grande número de estudos dessa associação genética em espécies arbóreas tem mostrado forte correlação genética entre esses dois caracteres (Sebbenn et al., 2004; 2008a; 2009; Sebbenn, 2007; Freitas et al., 2008).

Uma possível explicação para esse resultado é o fato de que a variação para altura foi

relativamente baixa, devido à idade das árvores e à uma possível redução no incremento médio anual das alturas das plantas.

### 3.4 Variação Genética e Coeficientes de Herdabilidade

É sabido que os ganhos na seleção são função da variação genética herdável existente nas populações (variação genética aditiva), do controle genético (herdabilidade) dos caracteres que se pretende melhorar, da acurácia seletiva e da intensidade de seleção aplicada. Por isso, para prever os ganhos genéticos com a seleção, é fundamental estimar parâmetros genéticos (Tabela 3).

Tabela 3. Estimativa de parâmetros genéticos para os caracteres DAP, altura, volume e forma, assumindo progênes de *Eucalyptus cloeziana* como meios-irmãos (MI) e sistema misto de reprodução (SM).

Table 3. Estimative of genetic parameters for DBH, height, volume and stem form, assuming progenies of *Eucalyptus cloeziana* as half-sibs (MI) and mix mating system (SM).

Parâmetros	DAP	Altura	Volume	Forma
Coefficiente de variação genética – $CV_g$ (%)	9,35	3,24	0,02	4,24
Coefficiente de variação genética aditiva – $CV_A$ (%)	13,75	4,76	0,03	6,24
Herdabilidade entre progênes – $\hat{h}_m^2$	0,9382	0,8648	0,9427	0,9171
Herdabilidade individual (MI) – $\hat{h}_i^2$	0,5239	0,2417	0,3812	0,3991
Herdabilidade individual (SM) – $\hat{h}_i^2$	0,3732	0,1471	0,2500	0,2644
Superestimativa relativa (%)	40,38	64,31	52,48	50,94
Herdabilidade dentro de progênes (MI) – $\hat{h}_d^2$	0,4521	0,1930	0,4839	0,3325
Herdabilidade dentro de progênes (SM) – $\hat{h}_d^2$	0,3243	0,1384	0,3471	0,2385
Superestimativa relativa (%)	39,40	39,40	39,40	39,40
Acurácia seletiva – $Ac$	0,9686	0,9299	0,9709	0,9577

O coeficiente de variação genética ( $CV_g$ ) para o caráter DAP foi alto (9,35%), para altura e forma foi mediano (máximo 4,24%), e para o volume foi baixo (0,02%). O coeficiente de variação genética aditiva ( $CV_A$ ) apresentou o mesmo padrão, mas foi superior ao coeficiente de variação genética. Isso indica a existência de variação genética herdável na população, em especial para DAP, indicando possibilidade de maiores ganhos genéticos.

O coeficiente de herdabilidade em nível de média de progênies  $\hat{h}_m^2$  foi alto para todos os caracteres, atingindo 0,9427, o que sugere um forte controle genético em termos de média de progênies. Os coeficientes de herdabilidade em nível de plantas individuais ( $\hat{h}_i^2$ ) e dentro de progênies ( $\hat{h}_d^2$ ) foram médios para os caracteres, quando estimados assumindo que as progênies eram de meios-irmãos. Contudo, quando essas herdabilidades foram estimadas assumindo que a espécie apresenta um sistema misto de reprodução, os valores foram substancialmente reduzidos e indicaram superestimativas variando de 39,47% a 69,3%. Entretanto, mesmo com a correção para o sistema de reprodução, os valores de herdabilidade estimados foram promissores, atingindo 0,3732, em nível de plantas individual. Isso indica, relativamente, forte controle genético dos caracteres, em especial para DAP, volume e forma e que a seleção massal no experimento ou dentro de progênies permite a capitalização de ganhos genéticos.

A acurácia seletiva foi também alta, variando de 0,9299 a 0,9709, o que sugere alta precisão na seleção de árvores no experimento.

### 3.5 Coancestria de Grupo e Tamanho Efetivo

Assumindo um coeficiente médio de coancestria dentro de progênies ( $\hat{\Theta}$ ) de 0,232, ausência de endogamia na geração parental ( $\hat{F}_p = 0$ ) e total ausência de parentesco entre plantas de diferentes progênies, estimou-se um coeficiente médio de coancestria na população (teste de progênies), antes da seleção, de 0,007.

Esse coeficiente de coancestria produz um tamanho efetivo ( $N_s$ ), antes da seleção, de 72,55, ou seja, as 2.807 plantas das 35 progênies correspondem a apenas 73 plantas não endogâmicas e não parentes ( $N_s / N = 0,03$ ). Uma interpretação alternativa seria a de que as 2.807 plantas das 35 progênies correspondem a apenas 73 plantas de uma população panmítica ideal. Esse baixo tamanho efetivo se deve ao fato de que dentro das progênies, os indivíduos são parentes no mínimo como meios-irmãos, mas muitos são provavelmente irmãos-completos e até irmãos de autofecundação, e existem aproximadamente 80 plantas dentro das progênies. Esse alto parentesco dentro das progênies reduz o tamanho efetivo devido à alta frequência de alelos descendentes na população.

A fim de entender qual o impacto da seleção dentro de progênies sobre o coeficiente de coancestria e o tamanho efetivo, foi simulada a seleção de uma a dez plantas dentro de progênies e estimado o coeficiente de coancestria e o tamanho efetivo para dois casos: seleção para PSM e seleção para PC. O coeficiente de coancestria médio da população após a seleção foi maior e o tamanho efetivo foi menor para a seleção visando à clonagem de árvores superiores do que para a implantação do pomar de sementes por mudas (Figuras 1 e 2). Isso se deve ao fato de que, quando um número menor de plantas é envolvido na estimativa do coeficiente de coancestria da população a autocoancestria [coancestria do indivíduo com ele mesmo;  $\hat{\Theta}_{ii} = 0,5(1 + \hat{F}_i)$ ] passa a ter um maior peso na estimativa, e isto se reflete diretamente no tamanho efetivo, reduzindo-o. Por outro lado, em grandes populações, a coancestria entre os pares de indivíduos tem um peso maior do que a autocoancestria, devido ao grande número de pares de indivíduos que são envolvidos nos cálculos. Como a seleção para clonagem objetivava selecionar apenas dez progênies, coancestrias foram maiores do que a observada para a seleção visando à transformação do ensaio em um pomar de sementes por mudas e, conseqüentemente, o tamanho efetivo foi menor.

O coeficiente de coancestria foi também menor para a seleção de dez plantas do que para a seleção de apenas uma planta. A explicação para isso é a mesma que explica o porquê do coeficiente de coancestria ser menor para a seleção visando obter um pomar de sementes por mudas do que a seleção para clonagem, ou seja, em pequenas amostras a autoancestria passa a assumir um papel maior nos valores estimados. Com a seleção de uma planta por progênie, não existirá parentesco dentro das progênes, mas só autoancestria, e esta gera uma coancestria média para as populações maior do que quando foram selecionadas mais plantas dentro das progênes. Estes resultados indicam, proporcionalmente, a seleção de apenas uma planta dentro de progênes para a seleção clonal e a seleção de dez plantas dentro de progênes para a formação de um pomar de sementes por mudas como a melhor opção.

Isso porque para a clonagem, a propagação será vegetativa e não haverá recombinação, mas serão estabelecidos plantios monoclonais. Já para a formação de um pomar de sementes por mudas, como é importante a recombinação do material, deseja-se maiores tamanhos efetivos e diversidade genética, a qual poderá ser no futuro explorada novamente por seleção em novos ciclos. Estas propostas levam a um coeficiente médio de coancestria de 0,029 para a seleção visando obter um pomar de sementes por mudas e de 0,05 para a clonagem. Assim, o tamanho efetivo após a seleção será de 32,96 para o pomar de sementes por mudas e de dez para a clonagem, ou seja, as 170 plantas selecionadas para formar o pomar de sementes e as dez plantas selecionadas para a clonagem vão corresponder a 33 e a dez plantas não endogâmicas e não parentes, respectivamente.

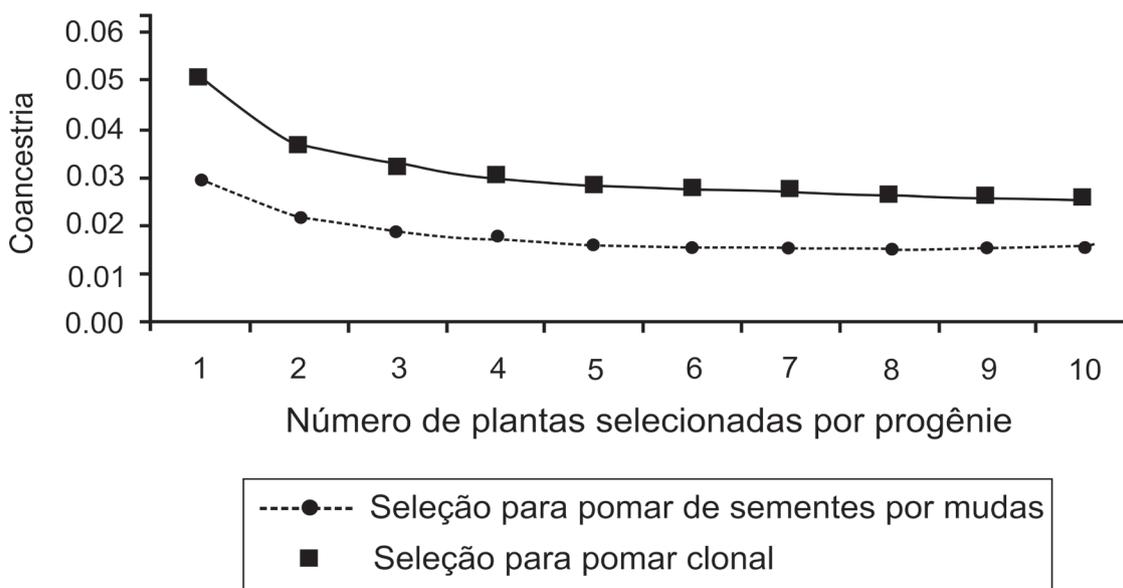


Figura 1. Estimativa do coeficiente de coancestria médio após a seleção em teste de progênes de *Eucalyptus cloeziana* em Luiz Antônio–SP.

Figure 1. Estimative of the average coancestry coefficient after selection in an *Eucalyptus cloeziana* progeny test in Luiz Antônio–SP.

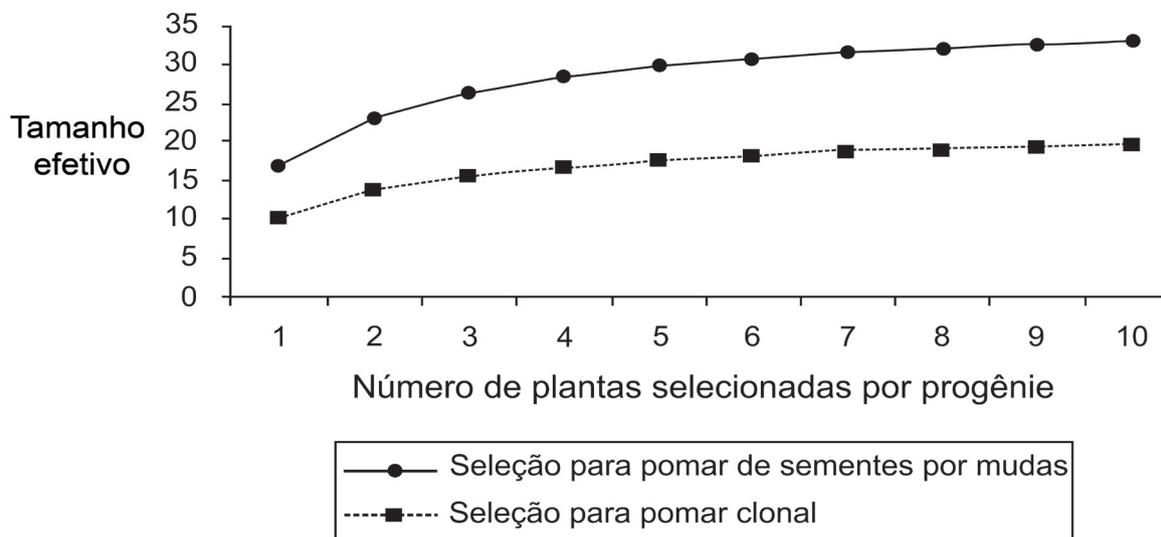


Figura 2. Estimativa do tamanho efetivo após a seleção em teste de progênie de *Eucalyptus cloeziana* em Luiz Antônio–SP.

Figure 2. Estimative of the effective population size after selection in an *Eucalyptus cloeziana* progeny test in Luiz Antônio–SP.

### 3.6 Resposta à Seleção

A resposta esperada com a seleção entre e dentro de progênie para a formação de um pomar de sementes por mudas e para a clonagem foi estimada assumindo a seleção de 17 progênie e dez plantas por progênie, no primeiro caso, e a seleção de dez progênie e uma planta por progênie para o segundo caso. Como previsto pelos altos coeficientes de variação genética aditiva entre progênie e pelos coeficientes de herdabilidade, os resultados dos ganhos esperados foram altos para a seleção visando obter um pomar de sementes por mudas (Tabela 4), em especial para os caracteres DAP (42,92%), altura (16,82%) e forma (20,35%). Exemplificando, a média da população atual para DAP é de 28,63 cm e a esperada na população melhorada, depois da seleção e recombinação será de 40,92 cm. É importante ressaltar que tais ganhos são esperados para plantios com 24 anos de idade, realizados com sementes coletadas no teste de progênie após a seleção e recombinação aleatória

e implantados em ambientes com características semelhantes às da Estação Experimental de Luiz Antônio. Para a seleção visando à clonagem, os ganhos foram obviamente maiores (Tabela 4), visto que a intensidade de seleção adotada foi maior, ou seja, seleção de dez progênie e a melhor planta de cada progênie.

Considerando a seleção de 17 progênie para formação do pomar de sementes por mudas e dez para a clonagem com base em um índice multicares (Tabela 5), esta seleção levará a uma superioridade de 7,6% e 11% para o DAP, e 13,9% e 19,9% para volume, em relação à média geral da população. Essa superioridade não é maximizada para cada caráter devido à seleção ser ponderada para diferentes caracteres. Contudo, o índice, pelos respectivos pesos dados aos diferentes caracteres, em geral, apenas altera a classificação das progênie, em especial para os caracteres de crescimento como DAP, altura e volume. Algumas alterações entre a seleção pelo índice e pela média dos caracteres individuais podem ser observadas para a forma das árvores.

Tabela 4. Ganhos na seleção em porcentagem [ $G_{ed}$  (%)] para DAP, altura, volume (Vol) e forma em 35 progênes de polinização aberta de *Eucalyptus cloeziana*, aos 24 anos de idade em Luiz Antônio–SP.

Table 4. Gains in selection in percentage [ $G_{ed}$  (%)] for DBH, height, volume (Vol) and stem form in 35 open-pollinated progenies of *Eucalyptus cloeziana*, at 24 years of age in Luiz Antônio–SP.

Parâmetro	DAP (cm)	Altura (m)	Vol (m <sup>3</sup> /árvore)	Forma
<i>Seleção para pomar de sementes por mudas</i>				
Ganho na seleção: $G_{ed}$	12,29	4,40	0,0016	0,55
Ganhos esperados com a seleção: $G_{ed}$ (%)	42,92	16,82	0,140	20,35
Média da população: $\bar{x}_{População}$	28,63	26,18	1,2064	2,72
Média da população melhorada: $\hat{x}_{Melhorada} = \bar{x}_{População} + G_{ed}$	40,92	30,59	1,2081	3,28
<i>Seleção para pomar clonal</i>				
Ganho na seleção: $G_{ed}$	14,37	5,30	0,0019	0,66
Ganhos esperados com a seleção: $G_{ed}$ (%)	50,20	20,24	0,160	24,08
Média da população: $\bar{x}_{População}$	28,63	26,18	1,2064	2,72
Média da população melhorada: $\hat{x}_{Melhorada} = \bar{x}_{População} + G_{ed}$	43,00	31,48	1,2083	3,38

Tabela 5. Média das 10 e 17 progênes selecionadas pelo índice multicares, média geral e superioridade relativa das progênes selecionadas em relação à média geral das 35 progênes de *Eucalyptus cloeziana*.

Table 5. Average of the 10 and 17 selected progenies using multi-traits index, overall average and relative superiority of the selected progenies in relationship to overall average of the 35 *Eucalyptus cloeziana* progenies.

	DAP (cm)	Altura (m)	Vol (m <sup>3</sup> /árvore)	Forma
Média 10	31,9	26,9	1,5	3,1
Média 17	30,8	26,7	1,4	3,0
Geral	28,63	26,18	1,2	2,7
Diferença: 10 vs média	11,0	2,9	19,9	12,5
Diferença: 17 vs média	7,6	2,4	13,9	9,3

#### 4 CONCLUSÕES

1. Existe variação genética entre as progênies e, portanto, a possibilidade de obterem-se ganhos pela seleção entre e dentro de progênies.
2. O controle genético dos caracteres é forte, o que demonstra um alto potencial para o melhoramento genético da população.
3. A seleção entre e dentro de progênies sugere a possibilidade de capitalizar grandes ganhos genéticos, em especial para os caracteres de crescimento.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos ao Antenor Oliveira da Silva, ao Paulo Teodoro Ferreira e ao Dionísio Barbosa, pelo apoio à mensuração do experimento. Os autores Alexandre Magno Sebbenn e Magno Luiz Teixeira de Moraes também agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela concessão da bolsa de Produtividade em Pesquisa.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSIS, T.F. Aspectos do melhoramento de *Eucalyptus* para obtenção de produtos sólidos da madeira. In: WORKSHOP: TÉCNICAS, PROCESSAMENTO E UTILIZAÇÃO DA MADEIRA DE EUCALIPTO, 1999, Viçosa – MG. Viçosa – MG: DEF/SIF/EF, 1999. p. 61-72.

BELLOTE, A.F.J. et al. Extração e exportação de nutrientes pelo *Eucalyptus grandis* Hill ex-Maiden em função da idade: 1 Macronutrientes. **IPEF**, n. 20, p.1-23, 1980.

CAIXETA, R.P. et al. Variações genéticas em populações de *Eucalyptus* spp. detectadas por meio de marcadores moleculares. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 357-363, 2003.

CARRIJO, P.R.M.; BOTREL, M.C.G.; FAGUNDES, R.S. Avaliação da distribuição da normalidade dos dados do diâmetro à altura do peito em florestas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden na região de Cascavel – PR. **Cascavel**, v. 1, n. 1, p. 95-106, 2008.

DEL QUIQUI, E.M.; MARTINS, S.S.; SHIMIZU, J.Y. *Eucalyptus* para o noroeste do Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 5, p. 1173-1177, 2001.

DRUMOND, M.A.; LIMA, P.C.F.; SANTOS, R.A.V. Comportamento de algumas espécies/procedências de *Eucalyptus* no município de Lagoa Grande – PE. **Brasil Florestal**, n. 78, p. 75-80, 2003.

ETTORI, L.C.; SATO, A.S. Testes de procedências de *Eucalyptus pseudoglobulus* e *Eucalyptus maidenii* em Itapeva – SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 8, n. 2, p. 205-211, 1996.

FREITAS, M.L.M. et al. Variação genética para caracteres quantitativos em população de *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms. **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 2, p. 165-173, 2008.

GONZALEZ, E.R. et al. Transformação genética do eucalipto. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, v. 5, n. 26, p. 18-22, 2002.

GRATTAPAGLIA, D. Integrating genomics into *Eucalyptus* breeding. **Genetics and Molecular Research**, v. 3, n. 3, p. 369-379. 2004.

HALLAUER, A.R.; MIRANDA FILHO, J.B. **Quantitative genetics in maize breeding**. Ames: Iowa State University Press, 1988. 468 p.

KANG, K.S. et al. Predict drop in gene diversity over generations in the population where the fertility varies among individuals. **Silvae Genetica**, v. 50, p. 200-205, 2001.

LINDGREN, D.; GEA, L.; JEFFERSON, P. Loss of genetic diversity by status number. **Silvae Genetica**, v. 45, p. 52-59, 1996.

MARQUES JUNIOR, O.G.; ANDRADE, H.B.; RAMALHO, M.A.P. Avaliação de procedências de *Eucalyptus cloeziana* F. Muell. e estimação de parâmetros genéticos e fenotípicos na região noroeste do Estado de Minas Gerais. **Cerne**, v. 2, n. 1, p. 11-19, 1996.

MARTINS, I.S. et al. Comparação entre os processos de seleção entre e dentro e o de seleção combinada, em progênies de *Eucalyptus grandis*. **Cerne**, v. 11, n. 1, p.16-24, 2005.

MARTINS, I.S.; MARTINS, R.C.C.; CORREIA, H.S. Comparação entre seleção combinada e seleção direta em *Eucalyptus grandis*, sob diferente intensidades de seleção. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p. 36-43, 2001.

\_\_\_\_\_.; PIRES, I.E.; OLIVEIRA, M.C. Divergência genética em progênes de uma população de *Eucalyptus camaldulensis* DEHNH. **Floresta e Ambiente**, v. 9, n. 1, p. 81-89, 2002.

MENCK, A.L.M.; ODA, S.; KAGEYAMA, P.Y. Variação genética em progênes de árvores de pomar de sementes por mudas de *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden na região de Mogi Mirim-SP. **IPEF**, n. 33, p. 5-15, 1986.

MORI, E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; FERREIRA, M. Variação genética e interações progênes x locais em *Eucalyptus urophylla*. **IPEF**, n. 39, p. 53-63, 1988.

MOURA, V.P.G.; OLIVEIRA, J.B.; VIEIRA, V.M. Avaliação de procedência de *Eucalyptus brassiana* S.T. Blake em Planaltina-DF, Distrito Federal, área de Cerrado. **IPEF**, v. 48, p. 87-97, 1995.

NAMKOONG, G. **Introduction to quantitative genetics in forestry**. Washington, D.C.: United States Department of Agriculture, Forest Service, 1979. 342 p. (Technical Bulletin, 1588).

OLIVEIRA, S.A.; MORAES, M.L.T.; BUZETTI, S. Efeito da aplicação de NPK e micronutriente no desenvolvimento de *Eucalyptus citriodora* Hook. **Floresta**, v. 29, p. 27-36, 1999.

PEREIRA, A.B. et al. Eficiência da seleção precoce em famílias de meios irmãos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., avaliadas na região noroeste do estado de Minas Gerais. **Cerne**, v. 3, n. 1, p. 67-81, 1997.

REZENDE, G.D.S.P. Melhoramento genético do eucalipto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MELHORAMENTO DE PLANTAS, 1., 2001, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Embrapa Arroz e Feijão, 2001. CD-ROM.

RITLAND, K. Correlated matings in the partial selfer *Mimulus guttatus*. **Evolution**, v. 43, p. 848-859, 1989.

S.A.S. INSTITUTE INC. **SAS procedures guide**. Version 8 (TSMO). Cary, 1999. 454 p.

SATO, A.S et al. Seleção dentro de progênes de *Eucalyptus resinifera* aos 21 anos de idade em Luiz Antônio-SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 19, n. 2, p. 93-100, 2007.

SCARPIM, C.A. et al. Avaliação da diversidade genética em *Eucalyptus camaldulensis* por meio da análise multivariada. **Revista Ceres**, v. 46, n. 266, p. 347-356, 1999.

SEBBENN, A.M. **Sistema de reprodução e endogamia em espécies de *Eucalyptus* e *Pinus***. Palestra apresentada no III Workshop em Melhoramento Florestal. IPEF/ESALQ/USP, 2007. 65 p.

\_\_\_\_\_. et al. Variação genética em cinco procedências de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no sul do Estado de São Paulo. **Rev. Inst. Flor.**, v. 16, n. 2, p. 91-99, 2004.

\_\_\_\_\_. et al. Seleção dentro de progênes de polinização aberta de *Cariniana legalis* Mart. O. Ktze (Lecythydaceae), visando à produção de sementes para recuperação ambiental. **Rev. Inst. Flor.**, v. 21, n. 1, p. 27-37, 2009.

\_\_\_\_\_.; VILAS BOAS, O.; MAX, J.C.M. Altas herdabilidades e ganhos na seleção para caracteres de crescimento em teste de progênes de polinização aberta de *Pinus elliottii* Engelm var. *elliottii*, aos 25 anos de idade em Assis-SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 2, p. 95-102, 2008a.

\_\_\_\_\_. Variação genética, herdabilidades e ganhos na seleção para caracteres de crescimento em teste de progênes de *Pinus caribaea* var. *bahamensis* aos 20 anos de idade em Assis-SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 2, p. 103-115, 2008b.

TOLFO, A.L.T. et al. Parâmetros genéticos para caracteres de crescimento, de produção e tecnológicos da madeira em clones de *Eucalyptus* spp. **Scientia Forestalis**, n. 67, p. 101-110, 2005.

**REDISTRIBUIÇÃO DAS CHUVAS PELAS COPAS DAS ÁRVORES EM PLANTIO DE  
*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (ARAUCARIACEAE)  
NO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO MAR, CUNHA – SP<sup>1</sup>**

**REDISTRIBUTION OF RAINFALL BY THE CANOPIES OF  
*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (ARAUCARIACEAE) TREES  
AT SERRA DO MAR STATE PARK, CUNHA – SP**

Rita de Cássia SOUSA<sup>2</sup>; Maurício RANZINI<sup>2, 4</sup>;  
Francisco Carlos Soriano ARCOVA<sup>2</sup>; Valdir de CICCIO<sup>2</sup>;  
Carla Daniela CÂMARA<sup>3</sup>

**RESUMO** – O presente artigo aborda estudo realizado sobre a redistribuição das chuvas pelas copas das árvores em um plantio de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze com 30 anos de idade, situado no Parque Estadual da Serra do Mar, município de Cunha, no Estado de São Paulo. Na pesquisa foram medidos diariamente a transprecipitação (Tr) e o escoamento pelo tronco (Et) das árvores em uma parcela de 600 m<sup>2</sup>, dotada de 15 pluviômetros e dispositivos de coleta de água escoada pelo tronco em 19 árvores. Um pluviômetro instalado próximo à parcela forneceu os dados de precipitação no aberto (Pa). A interceptação (I) foi estimada pela equação:  $I = Pa - (Tr + Et)$ . O período experimental abrangeu outubro de 2008 a setembro de 2009. Foram registrados 113 eventos chuvosos, resultando em 2.123,5 mm de precipitação no aberto, sendo que 267,8 mm foram interceptados pelas copas, 1.852,8 mm foram transprecipitados e apenas 2,9 mm escoaram pelo tronco das árvores. Os percentuais de transprecipitação, escoamento pelo tronco e interceptação em relação à precipitação no aberto foram: 87,3%, 0,1% e 12,6%, respectivamente. Proporcionalmente, as maiores interceptações pelas copas das araucárias ocorreram quando das precipitações de menores magnitudes.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*; interceptação; transprecipitação; escoamento pelo tronco.

**ABSTRACT** – This paper deals with the redistribution of rainfall by canopies of 30 years old in *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze trees, located at Serra do Mar State Park, Cunha city, São Paulo state – Brazil. Daily throughfall (Tr) and stemflow of trees (Et) in a plot of 600 m<sup>2</sup>, equipped with 15 rain gauges and devices for collecting stemflow water on 19 trees were measured. A rain gauge installed in the open area located near the plot provided the rainfall data in the open (Pa). The interception (I) was estimated by the equation:  $I = Pa - (Tr + Et)$ . The experimental period covered from October 2008 to September 2009. One hundred and thirteen rain events were recorded, resulting in 2,123.5 mm of precipitation in the open, and 267.8 mm were intercepted by the canopies, 1,852.8 mm were throughfall and just 2.9 mm were stemflow. The percentages of throughfall, stemflow and interception in relation to rainfall in the open were: 87.3%, 0.1% and 12.6%, respectively. Proportionally, the biggest interceptions at araucaria canopies were registered when smaller magnitude precipitations occurred.

Keywords: *Araucaria angustifolia*; interception; throughfall; stemflow.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 12.05.10. Aceito para publicação em 15.03.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Avenida Brasil, 4232, 85884-000 Medianeira, PR, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Maurício Ranzini – ranzini@ig.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

As florestas possuem estreita relação com o ciclo hidrológico, interferindo no movimento da água nos seus diferentes compartimentos. Uma das principais influências da floresta ocorre no recebimento das chuvas pelo dossel, quando se dá o primeiro fracionamento da água. Uma parte fica retida temporariamente nas copas das árvores e, em seguida, evaporada, processo denominado interceptação. O restante alcança o piso florestal como transprecipitação (precipitação interna) e através do escoamento pelo tronco, sendo a soma desses dois

fluxos hídricos conhecida como precipitação efetiva (Arcova et al., 2003). Pela sua importância no ciclo hidrológico e no balanço hídrico de bacias hidrográficas, a redistribuição das chuvas pela floresta é bem estudada, sendo observada grande diversidade de resultados nos diferentes processos. No Brasil, foram realizadas pesquisas com diferentes fisionomias vegetais, nativas e exóticas (Tabela 1). Excetuando o presente estudo, apenas o conduzido por Thomaz (2005) abordou a redistribuição das chuvas em ambiente com predomínio de árvores de *A. angustifolia*, porém, não foram feitas medições de escoamento pelo tronco.

Tabela 1. Percentuais de transprecipitação (Tr), escoamento pelo tronco (Et), precipitação efetiva (Pe) e interceptação (I), em relação à precipitação no aberto, segundo estudos com diferentes coberturas florestais, realizados no Brasil.

Table 1. Percents of throughfall (Tr), stemflow (Et), net precipitation (Pe) and interception (I), in relation to rainfall in the open, according to studies on different forest cover, in Brazil.

Cobertura florestal	Local e período experimental	Tr (%)	Et (%)	Pe (%)	I (%)	Fonte
<i>Pinus caribaea</i> Morelet var. <i>caribaea</i> (6 anos)	Piracicaba/SP jun. 73 a jun. 75	90,4	3,0	93,4	6,6	Lima (1976)
<i>Eucalyptus saligna</i> Sm. (6 anos)	Piracicaba/SP jun. 73 a jun. 75	83,6	4,2	87,8	12,2	Lima (1976)
<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schldl. (13 anos)	Agudos/SP jul. 77 a jun. 80	88,0	–	88,0	12,0	Lima e Nicolielo (1983)
<i>Pinus caribaea</i> var. <i>hondurensis</i> (Sénécl.) W. H. G. Barrett e Golfari (13 anos)	Agudos/SP jul. 77 a jun. 80	88,3	–	88,3	11,7	Lima e Nicolielo (1983)
Cerradão	Agudos/SP jul. 77 a jun. 80	72,7	–	72,7	27,3	Lima e Nicolielo (1983)
Floresta Ombrófila Densa	Rio de Janeiro/RJ jan. 67 a dez. 83 e jan. 77 a dez. 83	88,6	–	88,6	11,4	Coelho Netto et al. (1986)
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. (5 anos)	Piracicaba/SP ago. 89 a maio 91	95,0	–	95,0	5,0	Mendes et al. (1992)
Floresta Ombrófila Densa	Cubatão/SP abr. 88 a mar. 91	89,6	0,6	90,2	9,7	Nalon e Vellardi (1993)
Mata ciliar	São Manuel/SP out. 96 a set. 97	61,5	0,9	62,4	37,6	Lima e Leopoldo (2000)

continua  
to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Cobertura florestal	Local e período experimental	Tr (%)	Et (%)	Pe (%)	I (%)	Fonte
Floresta Ombrófila Densa Montana (regeneração com 45 anos)	Cunha/SP nov. 07 a nov. 08	81,2	0,2	81,4	18,6	Arcova et al. (2003)
<i>Coffea arabica</i> L. (8 anos)	Duas Barras/RJ jul. 01 a mar. 02	81,0	–	81,0	19,0	Miranda et al. (2004)
Floresta Estacional Semidecidual	Viçosa/MG set. 02 a maio 03	80,0	1,7	81,7	18,3	Oliveira Júnior e Dias (2005)
Floresta secundária com <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Guarapuava/PR jan. a dez. 02	77,0	–	77,0	23,0	Thomaz (2005)
Capoeira	Guarapuava/PR jan. a dez. 02	47,6	–	47,6	52,4	Thomaz (2005)
Floresta Ombrófila Densa (mata alterada)	Rio de Janeiro/RJ jan. a set. 92	92,4	–	92,4	7,6	Zaú et al. (2007)
Floresta Ombrófila Densa (floresta)	Rio de Janeiro/RJ jan. a set. 92	81,3	–	81,3	18,7	Zaú et al. (2007)
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl. (17 anos)	Assis/SP ago. 06 a jan. 07	69,9	–	69,9	30,1	Gênova et al. (2007)
<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg. (17 anos)	Assis/SP ago. 06 a jan. 07	88,5	–	88,5	11,5	Gênova et al. (2007)
<i>Pinus elliottii</i> Engelm. (17 anos)	Assis/SP ago. 06 a jan. 07	73,3	–	73,3	26,7	Gênova et al. (2007)
Mata ciliar (regeneração com 17 anos)	Assis/SP ago. 06 a jan. 07	86,9	–	86,9	13,1	Gênova et al. (2007)
Floresta tropical úmida de terra firme	Melgaço/PA jan. a dez. 04	78,5	–	78,5	21,5	Oliveira et al. (2008)
Floresta Estacional Semidecidual de Planalto	São Paulo/SP jun. 99 a dez. 01	78,4	–	78,4	21,6	Cicco (2009)
Floresta Ombrófila Densa Montana	Cunha/SP abr. 00 a fev. 04	76,0	–	76,0	24,0	Cicco (2009)
Mata Atlântica	Recife/PE maio 06 a jan. 07	84,9	2,4	87,3	12,7	Moura et al. (2009)
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. (15 anos)	José Bonifácio/SP ago. 96 a jul. 97	70,4	7,1	77,5	22,5	Rodrigues (2009)

No Laboratório de Hidrologia Florestal Engenheiro Agrônomo Walter Emmerich, localizado no núcleo Cunha do Parque Estadual da Serra do Mar, são desenvolvidas diferentes pesquisas no campo da hidrologia florestal, principalmente em microbacias recobertas por Mata Atlântica (Arcova e Cicco, 2005).

Nesse local, existem plantios de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, o “pinheiro do Paraná”.

Na realidade, em todo o município de Cunha há presença de plantios dessa espécie, proporcionando, desta forma, renda complementar para as comunidades locais. Além disso, por sua exploração indiscriminada, está presente nas listas

oficiais das espécies ameaçadas de extinção no território paulista (São Paulo, 2009), no Brasil (Biodiversitas, 2009) e no mundo (International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2009). Em contrapartida, há pouco conhecimento da influência dessa cobertura florestal sobre a redistribuição da água das chuvas pelo dossel.

Preliminarmente, foram apresentados em um evento científico os resultados parciais, referentes a outubro de 2008 a março de 2009 (Souza et al., 2009). Com os dados de abril a setembro de 2009 somados aos do período anterior, este artigo teve como objetivo analisar um ano hídrico completo dos processos da redistribuição das chuvas pelas copas das árvores de *A. angustifolia* no Parque Estadual da Serra do Mar,

núcleo Cunha (SP). As informações obtidas poderão gerar conhecimentos que irão subsidiar projetos de conservação, manejo e recuperação dessa espécie.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada no Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich, no núcleo Cunha do Parque Estadual da Serra do Mar. Está situada nas cabeceiras do rio Paraibuna entre os paralelos  $23^{\circ}13'28''$  e  $23^{\circ}16'10''$  de latitude sul e os meridianos  $45^{\circ}02'53''$  e  $45^{\circ}05'15''$  de longitude oeste de Greenwich (Figura 1), com altitudes entre 1.040 m a 1.160 m (Cicco, 2009).

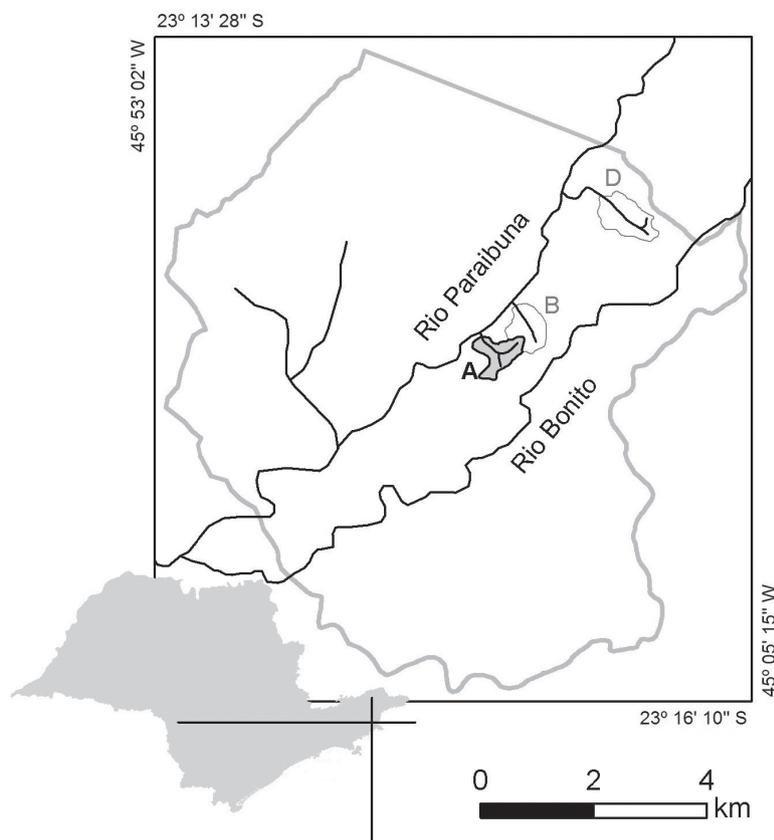


Figura 1. Localização do Laboratório de Hidrologia Florestal Eng. Agr. Walter Emmerich, Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Cunha.

Figure 1. Location of the Cunha Forest Hydrological Laboratory.

O tipo climático predominante é o Cwb, segundo a classificação de Köppen, ou seja, clima temperado chuvoso e moderadamente quente, com preponderância de chuvas em verões brandamente quentes (Luiz, 2008 apud Cicco, 2009). As precipitações anuais são elevadas, resultantes dos efeitos orográficos da Serra do Mar. A precipitação média anual é de 2.200 mm (Cicco, 2009). O período chuvoso estende-se de outubro a março e o período menos chuvoso compreende os meses de abril a setembro.

A temperatura média anual do ar é de 16,8 °C, raramente ultrapassando 20 °C (Cicco, 2004). A umidade relativa média mensal do ar está entre 80% e 85% para o período chuvoso, e inferior a 80% para o restante do ano, com ocorrência frequente de nevoeiros densos nos períodos crepuscular e noturno (Arcova, 1996).

O estudo foi realizado em um plantio de *A. angustifolia* com 30 anos de idade, com árvores entre 15 e 20 metros de altura, com presença de sub-bosque pouco desenvolvido (Figura 2).



Figura 2. Vista da área experimental com o plantio *Araucaria angustifolia*.

Figure 2. View of experimental area with the planting *Araucaria angustifolia*.

Para a quantificação da transprecipitação e do escoamento pelo tronco das árvores foi delimitada uma parcela retangular de 600 m<sup>2</sup> (20 m x 30 m), com orientação leste e inclinação de 22° (40%), contendo dezenove árvores com DAP variando de 9 cm a 47 cm, com um índice de área foliar de 1,3 e uma área basal de 1,7 m<sup>2</sup>, sendo mantida uma faixa de 10 metros de largura ao redor da parcela com o objetivo de atenuar eventual efeito de borda.

A transprecipitação foi amostrada em uma matriz de 31 pontos, constituída de seis linhas espaçadas por cinco metros, com os pontos distantes 3,3 m entre si. Em cada ponto foi instalado um dispositivo de madeira acoplado a uma base de

cano de PVC de 15 polegadas de diâmetro. Sobre essas bases foram colocados quinze pluviômetros com diâmetro de 20 cm a 1,30 m do solo (NAKAASA Instruments Company Ltd., do Japão). Semanalmente, os mesmos foram remanejados, seguindo a metodologia proposta por Lloyd e Marques (1988), a partir de sorteio dos 31 pontos pré-estabelecidos.

Para a quantificação do escoamento pelo tronco foram confeccionados coletores de espuma de poliuretano adaptados de metodologia proposta por Likens e Eaton (1970), os quais foram instalados a 1,30 m do solo nas 19 árvores da parcela (Figura 3).



Figura 3. Vista do dispositivo de coleta de água de escoamento pelo tronco.

Figure 3. View of the device for collecting stemflow water.

Para se obter a transprecipitação na parcela foi calculada a média aritmética dos valores de transprecipitação medida nos 15 pluviômetros. A quantidade de água escoada pelo tronco foi determinada a partir do somatório das coletas de escoamento pelo tronco das 19 árvores. Para a conversão de valores de mililitros em unidade de milímetros, utilizou-se a superfície total da parcela, conforme a equação 1:

$$Et \text{ (mm)} = \left[ \frac{Et \text{ (mL)}}{1000} \right] \div A \quad (1)$$

em que:

Et (mm) = escoamento pelo tronco;

Et (mL) = volume total de água dos coletores de escoamento pelo tronco, e

A = área da parcela em metros quadrados.

Um pluviômetro instalado no posto meteorológico do laboratório, localizado a 100 metros da parcela experimental, foi utilizado para a quantificação da precipitação no aberto.

Para a estimativa da interceptação de água pelas copas das árvores foi empregada a equação 2, proposta por Helvey e Patric (1965):

$$I = Pa - (Tr + Et) \quad (2)$$

em que:

I = interceptação (mm);

Pa = precipitação no aberto (mm);

Tr = transprecipitação (mm), e

Et = escoamento pelo tronco (mm).

O período experimental abrangeu os meses de outubro de 2008 a setembro de 2009. As coletas foram realizadas diariamente. Apenas nos fins de semana, quando não havia pessoal para efetuar as coletas, foram gerados dados que podem ser resultados da soma das chuvas de dois dias consecutivos.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No período experimental foram registrados 113 eventos de chuvas, resultando em 2.123,5 mm de precipitação no aberto. Desses registros, 68 ocorreram no período chuvoso, totalizando 1.565,9 mm e 45 no período menos chuvoso, somando 557,6 mm. Os valores mensais da precipitação no aberto e dos componentes da redistribuição das chuvas podem ser visualizados na Tabela 2.

A transprecipitação foi a principal via de entrada de água no solo, totalizando 1.852,8 mm, correspondendo a 87,3% da precipitação no aberto. O escoamento pelo tronco contribuiu com 2,9 mm, isto é, 0,1% da precipitação no aberto. Esse percentual é inferior aos encontrados nos estudos realizados no Brasil para os diferentes tipos florestais, cujos valores variaram de 0,2% a 7,1%. Alguns fatores podem explicar esse resultado, como a rugosidade do fuste da araucária e os diferentes materiais empregados para sua determinação.

No período das chuvas (outubro a março) os percentuais de transprecipitação variaram de 86,2% a 91,4%, média de 89,0%, enquanto no período menos chuvoso, os valores foram menores, de 74,0% a 90,7%, média de 81,0%. Para o escoamento pelo tronco observa-se que no período chuvoso o percentual médio foi de 0,15%, enquanto no restante do ano o percentual foi inferior, isto é, apenas 0,08%.

A interceptação média anual foi estimada em 267,8 mm, correspondendo a 12,6% da precipitação no aberto. Esse valor está próximo aos menores registrados nos estudos realizados no Brasil. O menor percentual mensal de interceptação ocorreu em fevereiro (8,4%), e o maior em setembro (25,9%). Os percentuais de interceptação no período menos chuvoso suplantaram os da estação das chuvas, de 18,7% contra 10,6%, em média.

Tabela 2. Valores correspondentes à precipitação no aberto (Pa), transprecipitação (Tr), escoamento pelo tronco (Et), precipitação efetiva (Pe) e interceptação (I) em (mm) e (%) em relação à precipitação no aberto.

Table 2. Values corresponding to the precipitation in the open (Pa), throughfall (Tr), stemflow (Et), net precipitation (Pe) and interception (I) in (mm) (%) in relation to rainfall in the open.

Mês/Ano	Pa		Tr		Et		Pe		I	
	(mm)	(mm)	%	(mm)	%	(mm)	%	(mm)	%	
out./2008	166,0	143,0	86,2	0,4	0,2	143,4	86,4	22,6	13,6	
nov./2008	273,4	247,8	90,6	0,3	0,1	248,1	90,7	25,3	9,3	
dez./2008	217,3	194,3	89,4	0,3	0,1	194,6	89,5	22,7	10,5	
jan./2009	333,3	289,6	86,9	0,7	0,2	290,3	87,1	43,0	12,9	
fev./2009	297,0	271,5	91,4	0,5	0,2	272,0	91,6	25,0	8,4	
mar./2009	278,9	254,1	91,1	0,3	0,1	254,4	91,2	24,5	8,8	
abr./2009	86,6	64,4	74,4	0,0	0,0	64,4	74,4	22,2	25,6	
maio/2009	58,4	45,9	78,6	0,1	0,2	46,0	78,8	12,4	21,2	
jun./2009	81,4	73,8	90,7	0,0	0,0	73,8	90,7	7,6	9,3	
jul./2009	110,9	98,7	89,0	0,1	0,1	98,8	89,1	12,1	10,9	
ago./2009	101,9	82,1	80,6	0,1	0,1	82,2	80,7	19,7	19,3	
set./2009	118,4	87,6	74,0	0,1	0,1	87,7	74,1	30,7	25,9	
TOTAL	2.123,5	1.852,8	87,3	2,9	0,1	1.855,7	87,4	267,8	12,6	

No núcleo Cunha, onde foi realizado o presente estudo, porém, em Mata Atlântica, Cicco et al. (1986/88) e Arcova et al. (2003), obtiveram valores de interceptação da ordem de 18%; portanto, o povoamento de *A. angustifolia* reteve em suas copas, aproximadamente, 6 pontos percentuais a menos que a vegetação nativa da região de Cunha.

Em estudo com floresta secundária com *A. angustifolia* no município de Guarapuava, PR, Thomaz (2005) estimou a interceptação como sendo 23% da precipitação no aberto. É importante observar que nesse experimento a floresta continha dois estratos. O primeiro formado por *A. angustifolia*, com altura de 20 e 25 m, e o segundo composto por diversas espécies. Dessa forma, há uma diferença de 10,4 pontos percentuais entre o experimento conduzido por Thomaz (2005) e o presente estudo.

Nakano (1982?) observou que a interceptação depende de algumas variáveis da floresta, tais como,

espécies, estrutura (densidade e estratificação), idade e das condições climáticas (quantidade, intensidade e duração da chuva). O autor relatou um experimento para verificar a influência da estratificação na interceptação das chuvas por floresta natural de *Pinus densiflora* (40 – 45 anos, altura média de 15 m e diâmetro à altura do peito – DAP, de 20 cm), numa mesma localidade do Japão. A floresta, que tinha um extrato inferior composto por *Alnus hirsuta*, *Corylus sieboldiana* e *Quercus serrata*, interceptou, em média, 10,8 pontos percentuais a mais do que a que tinha apenas um estrato, ou seja, só *P. densiflora*. Portanto, a diferença observada por Nakano (1982?) e por Thomaz (2005) pode ser atribuída, em grande medida, à estratificação da floresta.

As interceptações foram menores nas classes de precipitações de maiores magnitudes (Tabela 3), como também verificado por Castro et al. (1983), Coelho Neto et al. (1986), Thomaz (2005), Cicco (2009) e Moura et al. (2009).

Tabela 3. Classe de chuva, frequência e valores médios por classe de chuva, da precipitação no aberto (Pa) em (mm), precipitação efetiva (Pe) e interceptação (I) em (mm) e (%) em relação à precipitação no aberto.

Table 3. Class of rain, frequency and average values by class of rain, precipitation in the open (Pa) in (mm), net precipitation (Pe) and interception (I) in (mm) (%) in relation to rainfall in the open.

Classe (mm)	Frequência	Pa		Pe		I	
		(mm)	(mm)	%	(mm)	%	
≤ 5	30	2,6	1,8	69,2	0,8	30,8	
5 – 10	21	7,3	5,4	74,0	1,9	26,0	
10 – 20	27	14,5	12,4	85,5	2,1	14,5	
20 – 30	12	24,8	21,9	88,3	2,9	11,7	
30 – 40	4	32,4	28,7	88,6	3,7	11,4	
40 – 50	6	45,5	40,2	88,3	5,3	11,7	
50 – 60	8	53,4	49,7	93,1	3,7	6,9	
≥ 60	5	75,2	67,8	90,2	7,4	9,8	

As relações entre a transprecipitação, o escoamento pelo tronco e a interceptação com a precipitação no aberto, nos períodos chuvoso (c) e menos chuvoso (mc), podem ser visualizadas na Figura 4. A transprecipitação pode ser explicada pela precipitação no aberto em função do alto coeficiente de determinação ( $R^2 = 99,4\%$ ) para o período chuvoso e com um  $R^2 = 97,6\%$  para o menos chuvoso (Figura 4A). O mesmo foi observado em outras coberturas vegetais, como em cerrado (Lima e Nicolielo, 1983), em mata ciliar (Lima e Leopoldo, 2000) e na Mata Atlântica (Coelho Netto et al., 1986; Arcova et al., 2003; Moura et al., 2009). Para o escoamento pelo tronco (Figura 4B) as relações foram distintas com a época do ano,

apresentando elevado valor de coeficiente de determinação no período chuvoso ( $R^2 = 83,8\%$ ) e baixo no menos chuvoso ( $R^2 = 47,3\%$ ). Arcova et al. (2003), na mesma área de estudo, porém em Mata Atlântica, chegaram a valores maiores nos dois períodos ( $R^2 = 93,6\%$ , período chuvoso e  $R^2 = 80,4\%$ , período menos chuvoso).

A relação entre a interceptação e a precipitação no aberto (Figura 4C) mostrou-se baixa nos dois períodos, evidenciada pelos valores de coeficiente de determinação da ordem de 50%. Dessa forma, as variáveis apresentaram grande dispersão dos dados, indicando fraca dependência.

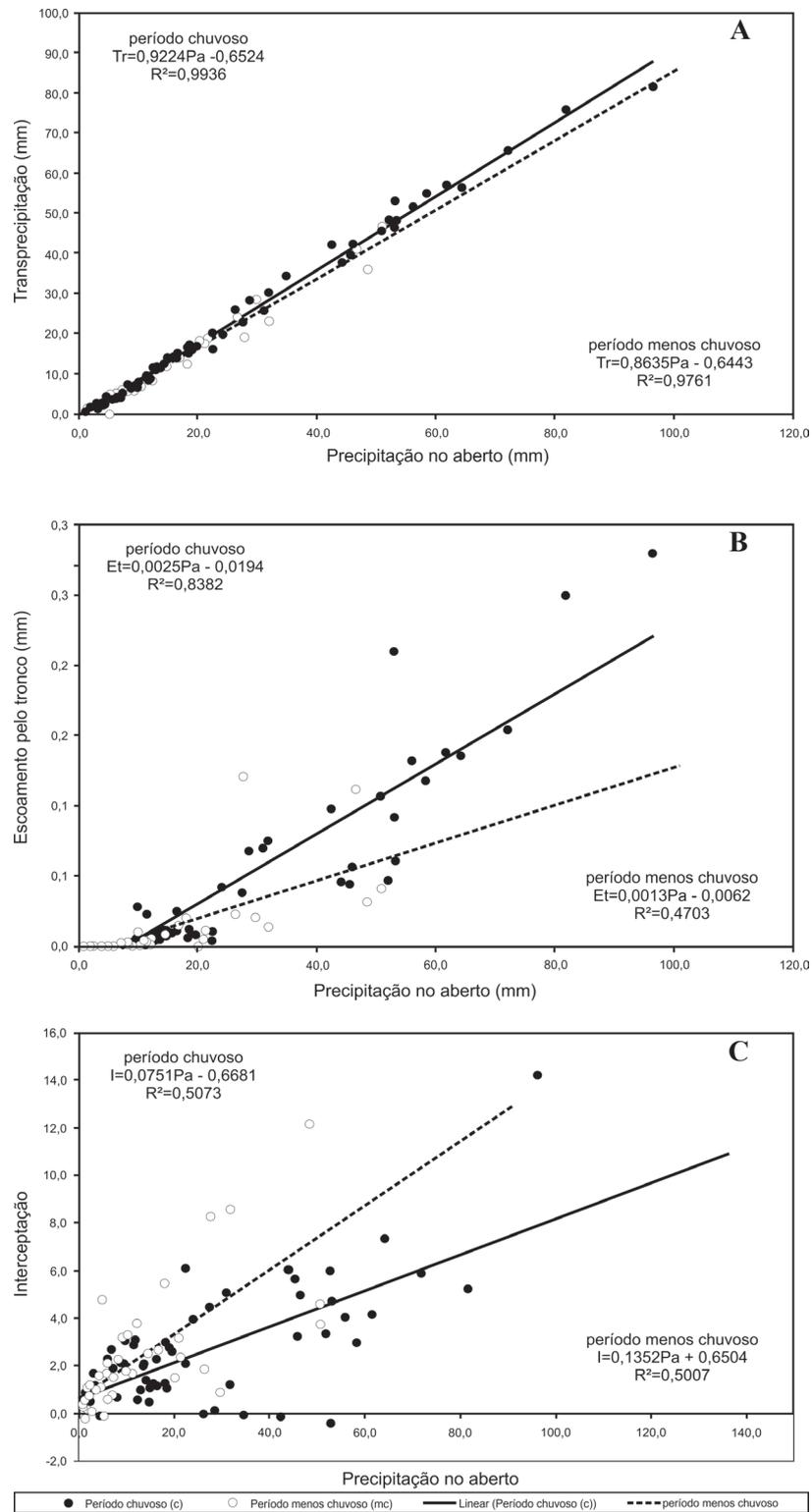


Figura 4. Relação entre a precipitação no aberto e a transprecipitação (A), o escoamento pelo tronco (B) e a interceptação (C). Plantio de *Araucaria angustifolia* no núcleo Cunha (SP). Período de outubro de 2008 a setembro de 2009.

Figure 4. Relationship between the precipitation in the open and throughfall (A), stemflow (B) and interception (C). Planting of *Araucaria angustifolia* in the nucleus Cunha (SP). From October 2008 to September 2009.

#### 4 CONCLUSÕES

Após a passagem da chuva pelo dossel de *Araucaria angustifolia*, a transprecipitação foi a principal via de entrada de água no sistema, correspondendo, em média, a 87,3% da precipitação no aberto, sendo maior em oito pontos percentuais no período chuvoso em relação ao menos chuvoso.

O escoamento pelo tronco foi responsável por apenas 0,1% da precipitação no aberto, um montante ínfimo da precipitação que efetivamente chegou ao solo (87,4%).

A interceptação foi de 12,6% da precipitação no aberto, com predomínio no período menos chuvoso (18,7%) do que no restante do ano (10,6%). Quanto maior a classe de precipitação menor foi o percentual de interceptação.

A relação da precipitação no aberto com a transprecipitação foi forte, independente da época do ano, enquanto para o escoamento pelo tronco foi apenas na época das chuvas. Já para a interceptação, a proporção da variação foi fraca nos dois períodos.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Florestal e seus funcionários, João Batista Amaro dos Santos, João da Conceição Aparecida e Vanderley César Pereira, pela realização das coletas. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela bolsa concedida no Programa de Iniciação Científica do Instituto Florestal – PIBIC-IF.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCOVA, F.C.S. **Balço hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na Serra do Mar, SP.** 1996. 155 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

\_\_\_\_\_.; CICCÒ, V. Manejo de bacias hidrográficas. In: HONDA, E.A.; YAMAZOE, G. (Org.). **25 anos de cooperação JICA – Instituto Florestal.** São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. p. 34-46.

ARCOVA, F.C.S.; CICCÒ, V.; ROCHA, P.A.B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha – São Paulo. **R. Árvore**, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003.

BIODIVERSITAS. **Lista oficial de espécies ameaçadas de extinção no Brasil.** 2006. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/florabr/grupo3fim.asp>>. Acesso em: 14 out. 2009.

CASTRO, P.S. et al. Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa, MG. **R. Árvore**, v. 7, n. 1, p. 76-89, 1983.

CICCÒ, V. **Análise de séries temporais hidrológicas em microbacias com cobertura natural de Mata Atlântica, Cunha – SP.** 2004. 149 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

\_\_\_\_\_. **Determinação da evapotranspiração pelos métodos dos balanços hídrico e de cloreto e a quantificação da interceptação das chuvas na Mata Atlântica: São Paulo, SP e Cunha, SP.** 2009. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

\_\_\_\_\_. et al. Interceptação das chuvas por floresta natural secundária de Mata Atlântica – São Paulo. **Silvic. São Paulo**, v. 20/22, p. 25-30, 1986/88.

COELHO NETTO, A.L.; SANCHE, M.; PEIXOTO, M.N.O. Precipitação e interceptação florestal em ambiente tropical montanhoso, Rio de Janeiro. **R. Brasileira de Engenharia**, v. 4, n. 2, p. 55-70, 1986.

GÊNOVA, K.B.; HONDA, E.A.; DURIGAN, G. Interceptação da chuva em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de cerrado. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO INSTITUTO FLORESTAL, 1., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 2007. p. 281-285. (**IF Sér. Reg.**, n. 31, 2007).

HELVEY, J.D.; PATRIC, J.H. Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. **Water Resources Research**, v. 1, p. 193-206, 1965.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **Lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção da União Internacional para a Conservação da Natureza**. 2006. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/32975/0>>. Acesso em: 14 out. 2009.

LIKENS, G.E.; EATON, J.S. A polyurethane stemflow collector for trees and shrubs. **Ecology**, v. 51, n. 5, p. 938-939, 1970.

LIMA, W.P. Interceptação da chuva em povoamento de eucalipto e de pinheiro. **IPEF**, n. 13, p. 75-90, 1976.

\_\_\_\_\_; NICOLIELO, N. Precipitação efetiva e interceptação em florestas de pinheiros tropicais e em reserva de cerradão. **IPEF**, n. 24, p. 43-46, 1983.

\_\_\_\_\_; LEOPOLDO, P.R. Quantificação de componentes hidrológicos de uma mata ciliar, através do modelo de balanço de massas. **R. Árvore**, v. 24, n. 3, p. 241-252, 2000.

LLOYD, C.R.; MARQUES FILHO, A.O. Spatial variability of throughfall and stemflow measurements in Amazonian rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 42, n. 1, p. 63-73, 1988.

MENDES, M.E.G. et al. Relações hídricas em seringal no município de Piracicaba. **Scientia Agricola**, v. 49, n. 1, p. 103-109, 1992.

MIRANDA, R.A.C.; PEREIRA, F.R.; MONAT, A.S. Interceptação de chuva em cafezais adensados na região serrana centro-norte fluminense. **R. Brasileira de Agrometeorologia**, v.12, n. 2, p. 283-288, 2004.

MOURA, A.E.S.S. et al. Interceptação das chuvas em um fragmento de floresta da Mata Atlântica na Bacia do Prata, Recife, PE. **R. Árvore**, v. 33, n. 3, p. 461-469, 2009.

NAKANO, H. **A propriedade da floresta de conservar a água do solo e o aproveitamento desta**. Tradução Nihon Honyaku Center. [S.l.]: JICA, [1982?]. 78 p.

NALON, M.A.; VELLARDI, A.C.V. Estudo do balanço hídrico nas escarpas da Serra do Mar, região de Cubatão, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 5, n. 1, p. 39-58, 1993.

OLIVEIRA, L.L. et al. Modelagem da interceptação na Floresta Nacional de Caxiuanã, no leste da Amazônia. **R. Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 3, p. 318-326, 2008.

OLIVEIRA JÚNIOR, J.C.; DIAS, H.C.T. Precipitação efetiva em fragmento secundário da Mata Atlântica. **R. Árvore**, v. 29, n. 1, p. 9-15, 2005.

RODRIGUES, V.A. Redistribuição das chuvas pelas copas de um povoamento de seringueira, José Bonifácio, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 21, n. 1, p. 19-26, 2009.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente – SMA. Resolução SMA nº 48, de 22 de setembro de 2004. Lista oficial de espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção. Disponível em: <<http://www.ibot.sp.gov.br/legislacao/legislacao.htm>>. Acesso em: 14 out. 2009.

SOUZA, R.C. et al. Interceptação em plantio de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Cunha, SP. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL, 2., 2009, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2009. p. 117-123.

THOMAZ, E.L. Avaliação de interceptação e precipitação interna em capoeira e floresta secundária em Guarapuava – PR. **R. Geografia**, v. 14, n. 1, p. 47-60, 2005.

ZAÚ, A.S.; COELHO NETTO, A.L.; OLIVEIRA, R.R. Cobertura florestal: degradação, resultantes ecológicas e efeitos de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro/RJ. In: ENCONTRO IALE-BR, 1., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: GEOHECO-UFRJ, 2007. p. 63-65.

# PEGADAS DE MAMÍFEROS EM PARCELAS DE AREIA EM FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO DA BACIA DO RIBEIRÃO ANHUMAS, CAMPINAS, SÃO PAULO<sup>1</sup>

## MAMMAL TRACKS IN SAND PLOTS IN VEGETATION FRAGMENTS OF THE ANHUMAS CREEK BASIN, CAMPINAS, SÃO PAULO

Maria Carolina Brunini SIVIERO<sup>2</sup>; Eleonore Zulnara Freire SETZ<sup>3</sup>

**RESUMO** – A urbanização agrava a perda e a fragmentação do habitat e representa uma ameaça à diversidade biológica. As espécies de mamíferos e sua abundância foram determinadas em três fragmentos de mata da bacia do ribeirão Anhumas: riacho da UNICAMP, Mata Santa Genebra e Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho, em Campinas, SP. Foram montadas dez parcelas de areia para registrar pegadas de mamíferos distanciadas 250 metros entre si nos dois primeiros locais e sete parcelas no Parque, limitadas pelo perímetro de um açude. De agosto de 2005 a agosto de 2006 foram realizadas quatro amostragens trimestrais de pegadas em cada local, iscando e examinando as parcelas por quatro dias. Foram registradas 15 espécies. O cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), o cachorro-doméstico (*Canis familiaris*), o pequeno felídeo, o tatu (*Dasybus novemcinctus*) e o gambá (*Didelphis albiventris*) foram os mais abundantes. As cercas/alambrados ao redor dos fragmentos não impediram a entrada dos animais domésticos. A abundância do cachorro-doméstico e do gambá evidencia os efeitos prejudiciais da fragmentação e da urbanização na conservação da fauna em ambiente urbano.

Palavras-chave: fragmentação; parcelas de areia; pegadas; animais domésticos; cercas.

**ABSTRACT** – Urbanization increases the loss and fragmentation of habitat and represents a threat to biological diversity. Mammal species and their abundance were determined in three forest fragments of the Anhumas river basin: UNICAMP, Mata Santa Genebra Forest Reserve and Hermógenes F. Leitão Filho Ecological Park, Campinas, SP. Ten sand plots to register mammal tracks were constructed 250 meters apart in the first two places and seven plots in the park, bounded by the perimeter of a pond. From August 2005 to August 2006 we conducted four quarterly track samplings in each location by baiting and examining the sand plots over four days. Fifteen mammal species were recorded. The crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), domestic dog (*Canis familiaris*), small felid, nine-banded-armadillo (*Dasybus novemcinctus*) and white-eared-opossum (*Didelphis albiventris*) were most abundant. Fences around the fragments did not prevent the entrance of domestic animals. The great abundance of domestic dog and the opossum illustrates the harmful effects of fragmentation and urbanization on fauna conservation in urban environments.

Keywords: fragmentation; sand plots; tracks; domestic animals; fences.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 09.06.10. Aceito para publicação em 23.03.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Bach. e Lic. em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas, SP, Brasil. marolbs@uol.com

<sup>3</sup>Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Laboratório de Ecologia e Comportamento de Mamíferos, Caixa Postal 6109, Rua Bertrand Russell, 1505, Cidade Universitária, 13083-970 Campinas, SP, Brasil. setz@unicamp.br

## 1 INTRODUÇÃO

A fragmentação do habitat em pequenos remanescentes, às vezes insuficientes em tamanho para manter populações viáveis, representa uma grande ameaça às espécies silvestres (Soulé et al., 1988; Crooks, 2002). A idade e o isolamento do fragmento também são fatores que podem atuar negativamente sobre as espécies (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999). Quanto maior a idade do fragmento e o grau de isolamento, mais expostos ficam os animais a outros efeitos da fragmentação, tais como o desequilíbrio na cadeia alimentar, maior competição por recursos, redução populacional e da variação genética e a invasão de animais domésticos, no caso de fragmentos próximos aos centros urbanos (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002).

Em fragmentos com áreas muito reduzidas, o equilíbrio na relação de interdependência das espécies não é mantido (Soulé et al., 1988; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002). A redução da área no processo de fragmentação pode deixar mamíferos carnívoros de topo de cadeia vulneráveis à extinção local, ocasionando aumento na abundância de carnívoros menores, os mesopredadores (Crooks e Soulé, 1999). Em grandes quantidades, os mesopredadores aumentam a pressão de predação sobre aves e outras espécies de pequeno porte, ocasionando o declínio e a possível extinção destas populações, também prejudicadas pela presença dos animais domésticos que vivem nas proximidades dos fragmentos. Esse fenômeno é a base da hipótese de *liberação de predadores intermediários* (Soulé et al., 1988; Rogers e Caro, 1998; Crooks e Soulé, 1999).

Locais com maior tempo de urbanização pressupõem mais animais domésticos invadindo os fragmentos, atuando como predadores e transmitindo doenças (Wilcove, 1985; Churcher e Lawton, 1987; Monteiro Filho, 1995; Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002; Gillies e Clout, 2003; Woods et al., 2003; Butler et al., 2004; Galetti e Sazima, 2006). Os fragmentos menores oferecem maior acesso aos animais domésticos, pois apresentam, proporcionalmente, mais bordas urbanas (Crooks e Soulé, 1999; Crooks, 2002).

O isolamento promovido pela fragmentação pode ser amenizado por corredores de vegetação conectando os fragmentos (Kageyama e Gandara, 2001). Nesse caso, as matas ciliares funcionam como corredores naturais permitindo a movimentação de algumas espécies de um fragmento para outro próximo (Kageyama e Gandara, 2001). Através da conexão de áreas fragmentadas é possível aumentar o habitat de animais grandes como, por exemplo, a onça-parda (*Puma concolor*; Beier, 1993).

Entretanto, por serem as matas ciliares sistemas cada vez mais ameaçados, as intervenções antrópicas podem promover a perda da conectividade entre fragmentos (Brown Jr., 2001; Bassi, 2003). Assim, é de extrema importância a manutenção ou recuperação das Áreas de Proteção Permanente – APPs e de reserva legal, pois podem diminuir o isolamento entre fragmentos, auxiliando na dispersão da fauna entre as regiões conectadas (Torres et al., 2003; Gaspar, 2005).

A Reserva Municipal da Mata Santa Genebra (250 ha) é o maior fragmento florestal no município de Campinas. Ela se encontra em um divisor de águas, entre a bacia do ribeirão Quilombo e a do ribeirão Anhumas, com apenas a borda urbana nesta última (Torres et al., 2003). Sendo uma reserva urbana, sofre forte interferência de duas espécies domésticas, o cachorro (*Canis familiaris*) e o gato (*Felis catus*) (Monteiro Filho, 1995; Galetti e Sazima, 2006). Grandes predadores, como a onça-parda e a onça-pintada (*Panthera onca*) não habitam mais a Reserva (Monteiro Filho, 1995), embora a onça-parda continue ocorrendo na região (Eleonore Zulnara Freire Setz, comunicação pessoal). É cada vez mais evidente que a diminuição no tamanho das unidades de conservação leva ao declínio da diversidade biológica de suas comunidades. Assim, estudos de redução de área e de perda de carnívoros de topo nos fragmentos são de grande importância para a conservação. Contudo, é cada vez mais rara a existência de áreas suficientemente grandes capazes de se manterem ecologicamente equilibradas (Fonseca, 1991).

Estimativas de abundância são imprescindíveis para avaliar a situação das populações de espécies em programas de conservação, principalmente aquelas ameaçadas (Wilson e Delahay, 2001). A estimativa da abundância de mamíferos florestais geralmente é de difícil obtenção, pois a maior parte das espécies tem hábitos noturnos e silenciosos, é solitária e ocorre em baixa densidade populacional (Emmons e Feer, 1997; Wemmer et al., 1996). Através de sinais indiretos desses mamíferos é possível obter informações sobre distribuição, abundância e aspectos da ecologia das espécies (Wemmer et al., 1996). Assim, a análise de pegadas é um método não invasivo, muito utilizado em levantamentos de fauna, fornecendo dados de abundância e, deste modo, servindo como importante instrumento para o manejo e a pesquisa de carnívoros (Roughton e Sweeny, 1982; Sargeant et al., 1998; Crooks e Soulé, 1999; Bassi, 2003; Pardini et al., 2003).

Dentro desse contexto, o presente estudo teve como objetivo determinar, através de pegadas em parcelas de areia, as espécies de mamíferos mesopredadores e sua abundância em fragmentos de vegetação na bacia do ribeirão Anhumas, no município de Campinas, São Paulo.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do ribeirão Anhumas corresponde a uma superfície aproximada de 150 km<sup>2</sup>, onde restam menos de 3% da vegetação nativa (Torres et al., 2003). Tem sua maior parte inserida no município de Campinas e uma pequena parte no município de Paulínia, a noroeste da bacia, onde o ribeirão desemboca no rio Atibaia (Torres et al., 2003).

As formações vegetais arbóreas remanescentes na bacia do ribeirão Anhumas são constituídas de fragmentos pequenos, a maioria (25) com área menor do que 10 ha, e apenas oito com área entre 10 e 20 ha (Torres et al., 2003).

Desses 33 fragmentos, 30 são compostos por remanescentes de matas, dois são de cerrado e um constitui-se numa área de transição entre mata e cerrado (Torres et al., 2003). Apenas dois fragmentos apresentam trechos de matas ciliares margeando cursos d'água na bacia.

Para este estudo foram escolhidos três fragmentos no baixo Anhumas: Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP (11,4 ha) (22°49'06"S e 47°03'53"W), Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho (13,4 ha) (22°48'44"S e 47°04'19"W) e Mata Santa Genebra (22°49'20"S e 47°06'39"W) (Figura 1). Dado que parte dos fragmentos dessa região está em áreas particulares, a seleção desses fragmentos seguiu critérios de autorização e de segurança para pesquisa.

Para a coleta de dados foram dispostas parcelas de areia, e para aumentar a probabilidade de visitas, estas parcelas foram iscadas no centro, utilizando-se um conta-gotas de vidro, com três gotas de cada um dos odores atrativos: Canine Call® e Pro's Choice® de Russ Carman® (Roughton e Sweeny, 1982; Crooks e Soulé, 1999) específicos para Carnívora, e que têm se mostrado atrativos para espécies de outras ordens, como gambás, tatu-galinha, veado e paca (Gaspar, 2005; Penteado, 2006). Ao inspecionar a isca, o animal deixa suas pegadas impressas na areia, o que possibilita o reconhecimento da espécie (Gaspar, 2005). Embora seletiva, essa metodologia possibilita obter informações num curto período de tempo sobre as espécies de mamíferos mesopredadores presentes nos remanescentes florestais (Bassi, 2003; Pardini et al., 2003; Penteado, 2006).

As parcelas de areia foram montadas em locais com solo o mais plano possível, sobre uma folha de plástico resistente para minimizar, desta forma, a perda da areia ao longo do estudo. A área da parcela de areia era quadrada com 0,6 m de lado, coberta de areia média, para obter pegadas de boa qualidade. Na montagem do experimento, a areia era nivelada antes de ser iscada. Nos meses mais secos a areia era umedecida antes de ser afogada.

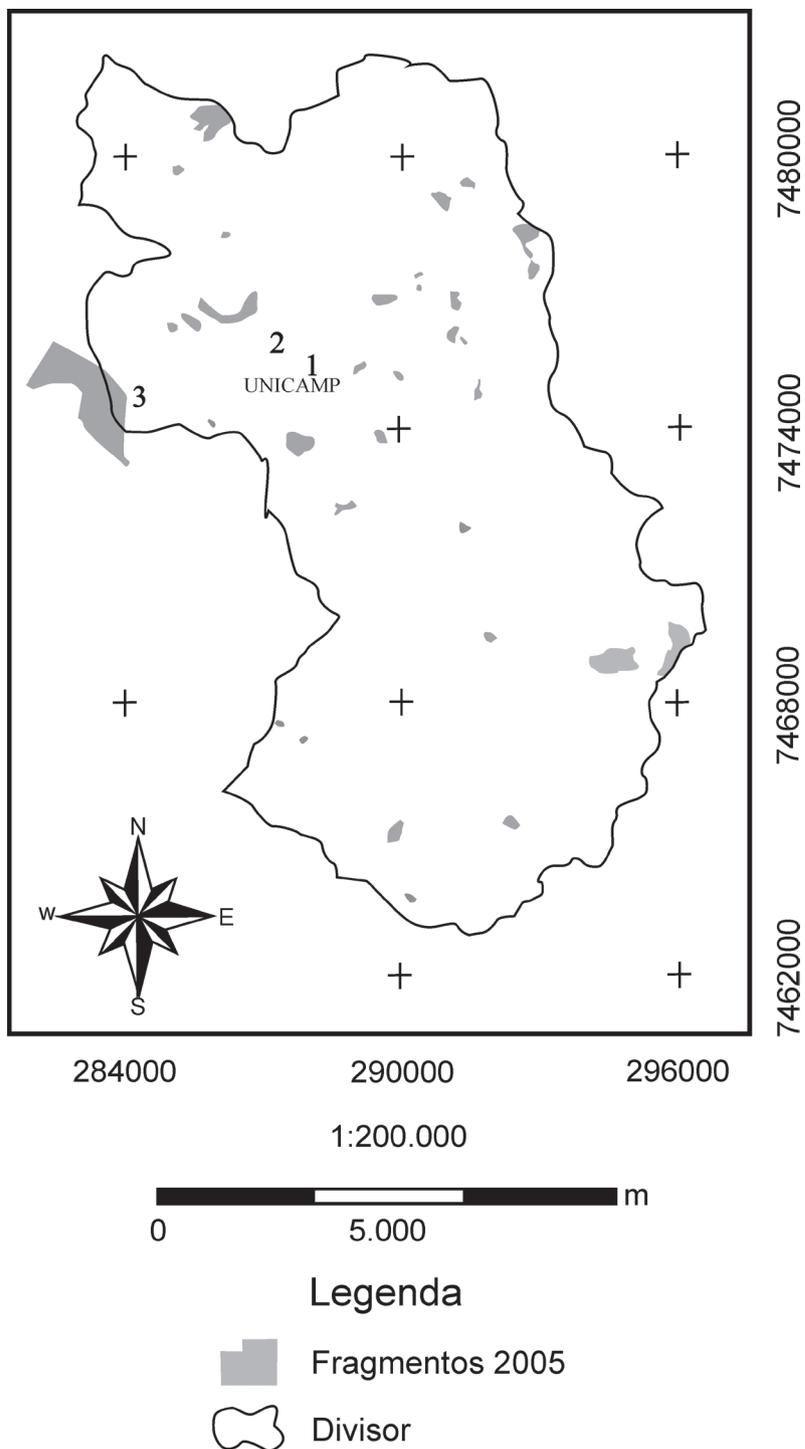


Figura 1. Mapa dos remanescentes de vegetação na bacia do ribeirão Anhumas com a localização dos três fragmentos estudados: 1-UNICAMP, 2-Parque Ecológico Hermógenes F. L. Filho, 3-Mata Santa Genebra (borda urbana). Fonte: <http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/mapas.htm>. Modificado de Adami et al. (2003).

Figure 1. Map of the vegetation remnants of the Anhumas river basin showing the three fragments studied: 1-UNICAMP, 2-Hermógenes F. Leitão Filho Ecological Park and 3-Mata Santa Genebra Forest Reserve (urban edge). Source: <http://www.iac.sp.gov.br/ProjetoAnhumas/mapas.htm>. Modified from Adami et al. (2003).

As vistorias das parcelas foram realizadas nas manhãs seguintes à montagem e em cada parcela foi registrada a ocorrência ou não de pegadas, e a espécie responsável. Nas ocasiões em que, embora fossem registradas marcas na areia da parcela não foi possível a identificação, registrou-se como espécie indeterminada. Após a vistoria, as pegadas eram apagadas e a areia afogada e nivelada. Se a areia estava muito ressecada, era umedecida com um borrifador de água. O delineamento experimental consistiu em uma linha com dez armadilhas de pegadas, espaçadas 250 m entre si, em cada trecho de mata considerado. Na UNICAMP, a linha foi disposta ao longo de um córrego, e na Mata Santa Genebra, na porção que pertence à bacia do ribeirão Anhumas, a borda urbana. A linha do Parque Ecológico teve sete armadilhas, pois o perímetro do açude tinha apenas 1.720 metros. As parcelas de areia foram monitoradas em dois finais de semana por estação do ano, durante um ano, por trecho de mata ciliar.

Em cada estação foram evitados períodos de chuva, como recomendado por Roughton e Sweeny (1982). A identificação das pegadas foi realizada com o auxílio do manual de rastros de mamíferos silvestres de Becker e Dalponte (1991). Pegadas com identificações ambíguas foram omitidas da análise (Crooks, 2002).

A suficiência amostral foi deduzida de curvas de coletor e a riqueza total de espécies foi calculada pelo método Jackknife com o software EstimateS 7.5 (Colwell, 2005). O estimador de Jackknife é recomendado para um número pequeno de amostras e apresenta um viés positivo, ou seja, tende a superestimar o número de espécies numa comunidade. Esse viés é menor do que o viés negativo do número observado de espécies que, como regra, é sempre menor do que o número real de espécies da comunidade (Krebs, 2000).

Para comparar a coocorrência de espécies, foi calculada a similaridade entre as linhas através do índice quantitativo de Morisita, com o uso do “Programs for Ecological Methodology”, (Krebs, 2000). Foi calculado também o  $X^2$  de contingência. Para avaliar o índice de abundância relativa de cada espécie (IAR) em cada linha, foi utilizada a fórmula proposta por Crooks e Soulé (1999) e Crooks (2002):

$$IAR = \ln \{ [ n_{ei} / ( n_{aj} \times n_n ) ] + 1 \}$$

em que:

$n_{ei}$  = número de armadilhas de areia visitadas pela espécie  $i$ ;

$n_{aj}$  = número de armadilhas de areia operantes na área  $j$ , e

$n_n$  = número de noites em que as armadilhas permaneceram operantes.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De agosto de 2005 a agosto de 2006, o esforço amostral total foi de 392 armadilhas-noite, com uma eficiência de captura de pegadas de 35%. Tanto na UNICAMP como na Mata Santa Genebra, as chuvas impediram a identificação das pegadas em um final de semana, reduzindo as amostragens da estação verão. Pelo menos quinze espécies de mamíferos mesopredadores ou não, de cinco ordens e onze famílias, visitaram as armadilhas (Tabela 1; Figura 2).

Das espécies de mamíferos registradas, pelo menos sete podem ser mesopredadoras (Tabela 1). Pelo menos duas espécies são domésticas: o cachorro (*Canis familiaris*) e o coelho (*Oryctolagus cuniculus*). Os registros “indeterminado” compreenderam 6% (Tabela 2).

Além da análise das medidas das pegadas, os avistamentos de algumas espécies tais como cachorro-doméstico, capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), coelho-doméstico e tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e um atropelamento de uma cuíca d'água pequena próximo ao Parque confirmaram os resultados da Tabela 2. Apesar dos avistamentos de gato-doméstico, a sobreposição no formato e tamanho das pegadas não permitiu a separação entre pequenos felídeos, que compreende tanto o gato doméstico (*Felis catus*) como as espécies pequenas de *Leopardus* sp. e *Puma yaguaroundi*. No caso dos Lagomorpha, embora o formato seja semelhante, as pegadas do tapiti são menores (1,3 cm dianteira a 1,6 cm traseira) do que as da lebre (2,0 e 2,6 cm respectivamente) e do coelho doméstico (comprimento de 3,5 a 5,0 cm e largura 3,5 a 4,5 cm, no presente trabalho).

Tabela 1. Distribuição em ordens e famílias das espécies registradas considerando os três locais de estudo: UNICAMP, Parque Ecológico e Mata Santa Genebra\*.

Table 1. Distribution of orders and families of the recorded species considering the three study sites: UNICAMP, Ecological Park and Mata Santa Genebra Forest Reserve\*.

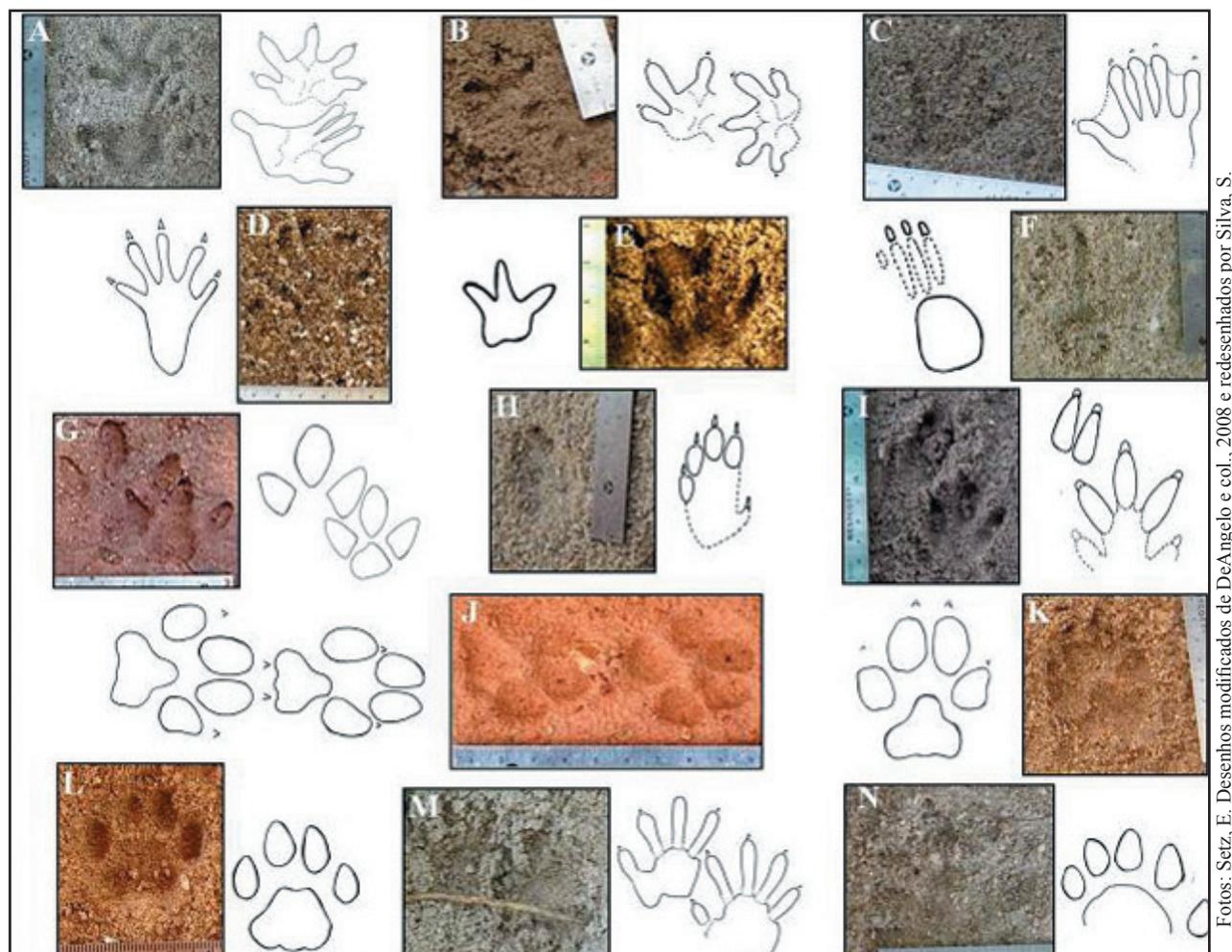
Ordem	Família	Espécie
Marsupialia	Didelphidae	<i>Chironectes minimus</i>
		<i>Lutreolina crassicaudata</i>
		<i>Didelphis albiventris</i> **
		<i>Monodelphis</i> sp.**
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasybus novemcinctus</i>
Carnivora	Canidae	<i>Canis familiaris</i> **
		<i>Cerdocyon thous</i> **
	Felidae	Undetermined small felids**
	Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i> **
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i> **
Rodentia	Erethizontidae	<i>Sphiggurus villosus</i>
	Hydrochaeridae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>
	Caviidae	<i>Cavia</i> sp.
	Muridae	<i>Nectomys squamipes</i>
Lagomorpha	Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i>

\*Nomenclatura segundo Wilson e Reeder (2005).

\*Nomenclature according to Wilson and Reeder (2005).

\*\*Potencialmente mesopredadores.

\*\*Potentially mesopredators.



Fotos: Setz, E. Desenhos modificados de DeAngelo e col., 2008 e redenhados por Silva, S.

Figura 2. Pegadas das diferentes espécies registradas nas parcelas de areia nos três locais estudados (A - gambá, B - cuíca-d'água-pequena, C - cuíca-d'água, D - rato-d'água, E - preá, F - ouriço-cacheiro, G - capivara, H - coelho-doméstico, I - tatu-galinha, J - cachorro-do-mato, K - cachorro-doméstico, L - pequeno felídeo, M - guaxinim e N - lontra).

Figure 2. Tracks of different species recorded in sand plots in the three study sites (A - white-eared-opossum, B - thick-tailed opossum, C - water-opossum, D - water rat, E - cavy, F - orange-spined hairy dwarf porcupine, G - capybara, H - domestic rabbit, I - nine-banded-armadillo, J - crab-eating fox, K - domestic dog, L - small felid, M - crab-eating raccoon and N - southern river otter).

Tabela 2. Frequência absoluta de registros das espécies nas armadilhas de areia para UNICAMP (u), Parque Ecológico (pe) e Mata Santa Genebra (msg) para o inverno (i), primavera (p), verão (v) e outono (o). \* também avistado; \*\* pegadas fora das parcelas de areia.

Table 2. Absolute frequency of records of species in sand traps to UNICAMP (u), Ecological Park (pe) and Mata Santa Genebra Forest Reserve (msg) for winter (i), spring (p), summer (v) and autumn (o). \* also sighted; \*\* tracks off the sand plots.

Espécie	Frequência absoluta													total
	ui	up	uv	uo	pei	pep	pev	peo	msgi	msgp	msgv	msgo		
Armadilhas =	40	40	20	40	28	28	28	28	40	40	20	40	392	
Nome comum														
1 <i>Chironectes minimus</i>	1			3									4	
	cuíca-d'água													
2 <i>Lutreolina crassicaudata</i>		2	1							1			4	
	cuíca-d'água-pequena													
3 <i>Didelphis albiventris</i>	3	1		3	15	4	5	12	2		1		46	
	gambá-de-orelha-branca													
4 <i>Monodelphis sp.</i>	1												1	
	catita													
5 <i>Dasyptus novemcinctus</i>									2	3**	4	4	13	
	tatu-galinha													
6 Pequenos felídeos	1	*			6*	4	4*	3*	1	1			20	
	pequenos felídeos													
7 <i>Canis familiaris</i>	2*	6*		13		**			2	2	2	5*	30	
	cachorro-doméstico													
8 <i>Cercopithecus thomasi</i>									7**	**	2**	3**	12	
	cachorro-do-mato													
9 <i>Procyon cancrivorus</i>	1									**			1	
	guaxinim													
10 <i>Lontra longicaudis</i>						2	4	3		1			10	
	lontra													
11 <i>Sphiggurus villosus</i>	1												1	
	ourico-cacheiro													
12 <i>Nectomys squamipes</i>						2			**	**			2	
	rato-d'água													
13 <i>Cavia sp.</i>		*		*			1						1	
	preá													
14 <i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	**	1**		**		1**	**			**	**		2	
	capivara													

continua  
to be continued

continuação – Tabela 2  
 continuation – Table 2

Espécie	Armadilhas =	ui	up	uv	uo	pei	pep	pev	peo	msgi	msgp	msgv	msgo	total
		Frequência absoluta												
Nome comum														
15 <i>Oryzotylagus cuniculus</i>	coelho-doméstico				2	1*		*						3
16	indeterminado	1		1	3		1	2	1	1	1			10
Total/local/linha	11	10	2	19	26	14	15	20	15	6	9	13	160	
Total/linha		45 - 5 indet.		75 - 3 indet.		43 - 2 indet.								

Nove espécies foram registradas na UNICAMP, oito no Parque Ecológico e sete na Mata Santa Genebra. As curvas de coletor da amostragem da UNICAMP e da Mata revelam um platô de suficiência amostral, sugerindo que a riqueza de espécies destes locais foi atingida (Figura 3). Contudo, no Parque, na última estação de amostragem uma nova espécie foi registrada, indicando que a riqueza pode não ter sido alcançada para este local. Como esperado, as estimativas de Jackknife indicam riquezas maiores para os três locais (UNICAMP =  $14,6 \pm 2,6$ ; Parque Ecológico =  $10,8 \pm 1,5$  e Mata Santa Genebra =  $8,9 \pm 1,3$ ).

O Índice de Similaridade de Morisita [0,49 (UNICAMP/Mata), 0,31 (UNICAMP/Parque),

0,19 (Parque/Mata)] mostra baixa similaridade das espécies entre os locais. Em paisagens onde o processo de fragmentação se encontra em estágio avançado, espera-se que as populações animais dos fragmentos estejam isoladas. O isolamento das populações remanescentes deixa-as mais suscetíveis à extinção local por processos aleatórios, podendo resultar numa baixa similaridade na composição de espécies dos fragmentos (Vieira et al., 2003).

A variação sazonal de armadilhas com e sem registro, considerando os três locais de amostragem juntos, mostrou-se significativa ( $X^2 = 10,06$ ;  $p < 0,05$ ;  $gl = 3$ ), representando uma abundância de fauna menor do que a esperada na primavera (Tabela 3).

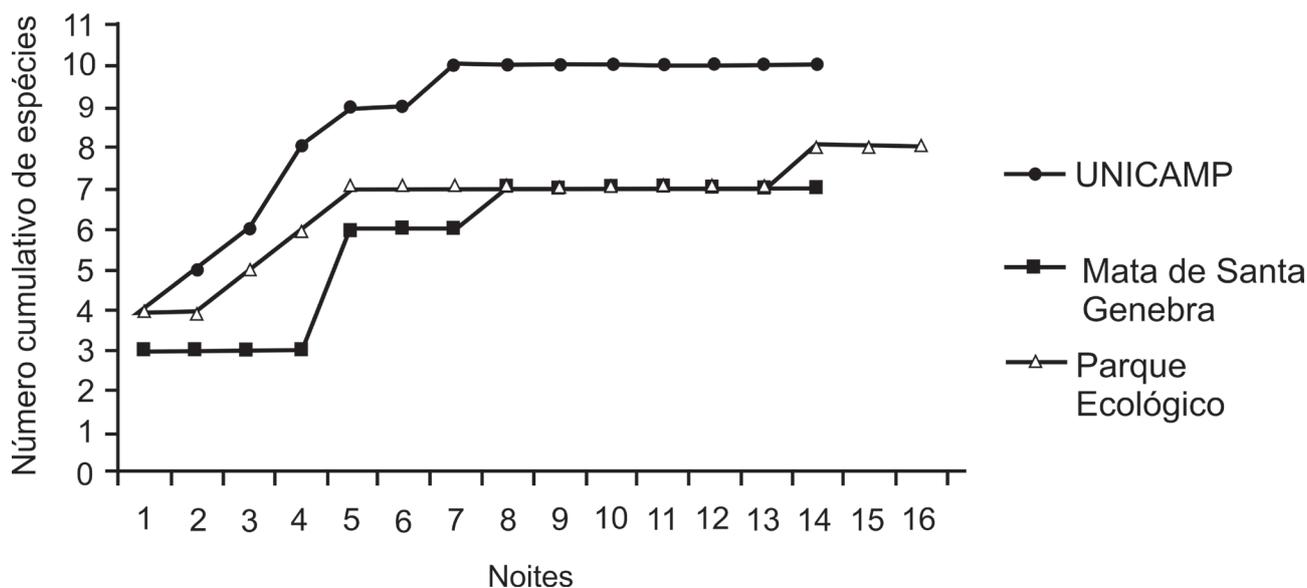


Figura 3. Número cumulativo de espécies identificadas através de armadilhas de areia, de agosto de 2005 a agosto de 2006 para os três locais na bacia do ribeirão Anhumas, Campinas, SP.

Figure 3. Cumulative number of species identified through sand traps, from August 2005 to August 2006 for three sites in the Anhumas river basin, Campinas, SP.

Tabela 3. Variação sazonal de armadilhas com e sem registro considerando os três locais juntos: UNICAMP, Parque Ecológico e Mata Santa Genebra.

Table 3. Seasonal variation of traps with and without records considering the three sites together: UNICAMP, Ecological Park and Mata Santa Genebra Forest Reserve.

Estação	Armadilhas com registro	Armadilhas sem registro	Total
Primavera	26	82	108
Verão	22	46	68
Outono	45	63	108
Inverno	45	63	108
Total	138	254	392

Como o cachorro-do-mato foi registrado antes e depois da primavera, sua ausência nas armadilhas pode estar associada à variação no seu uso do espaço, relacionada à dieta ou reprodução. Facure (1996) registrou três espécies de frutos predominantes na dieta do cachorro-do-mato: o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*, Arecaceae), a uva-japonesa (*Hovenia dulcis*, Rhamnaceae) e a goiaba (*Psidium guajava*, Myrtaceae). O jerivá frutifica o ano inteiro e ocorre na Mata Santa Genebra, enquanto os outros dois apresentam picos fora da primavera, e, portanto não influenciariam esses resultados. Na estação chuvosa o cachorro-do-mato alimenta-se principalmente de insetos e frutos, enquanto na estação seca, de vertebrados, mostrando que a composição da dieta varia sazonalmente com a abundância dos itens (Brady, 1979; Facure, 1996). Mudanças sazonais na utilização do espaço domiciliar do cachorro-do-mato, de áreas altas na estação chuvosa para áreas baixas na estação seca, foram observadas em função das variações na disponibilidade de presas (Brady, 1979). O cachorro-do-mato foi registrado nas armadilhas 1 e 2, em uma área de brejo, e nas armadilhas 9 e 10, em área de platô seco. Talvez a ausência de registro para a espécie na primavera seja devida à utilização de outras áreas altas da Reserva durante esta estação.

Agrupando as três linhas foi calculado um índice de abundância relativa para cada espécie (IAR), sendo o gambá (0,429), o cachorro-doméstico (0,281) e os pequenos felídeos (0,194) os animais mais abundantes.

A abundância do gambá foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,141 para *Didelphis aurita*) na Mata Ribeirão Cachoeira, em Campinas, e à maior registrada (IAR até 0,159 para *Didelphis* spp.) por Penteado (2006) no Parque Estadual da Cantareira, em São Paulo. No Parque Ecológico, essa abundância (confirmada por estudo específico, Cantor et al., 2010) pode refletir a ausência de predadores no local. Espécies que, segundo Facure e Giaretta (1996), poderiam preda os gambás, tais como o cachorro-do-mato e o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) não habitam o Parque. O gambá-de-orelha-branca ocorre também em áreas próximas a habitações humanas, onde encontram recursos alimentares (Cáceres, 2002) e persistem em fragmentos menores do que 10 ha, onde *D. aurita* não mais é capturado (Cáceres e Monteiro-Filho, 1999). Os gambás são onívoros, o que aumenta em muito sua capacidade de sobrevivência (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991; Monteiro Filho, 1995). Como eles se multiplicam facilmente, monopolizam recursos indispensáveis a outras espécies da comunidade de mamíferos, a ponto de eliminá-las (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991).

Além da competição direta por recursos alimentares, os gambás podem também diminuir a densidade de muitas espécies de pequenos mamíferos e outros vertebrados através da predação (Fonseca e Robinson, 1990; Fonseca, 1991). Embora os gambás oportunisticamente ataquem vertebrados vivos, eles os consomem mais como carniça (Fonseca e Robinson, 1990).

Outra hipótese para explicar o alto número de registros de gambás no Parque pode estar relacionada à época reprodutiva de *D. albiventris*. Segundo Monteiro Filho (1987), ela se estende de maio a fevereiro com dois picos relativos a duas ninhadas (fim de julho e novembro). Pegadas de tamanhos diferentes na mesma parcela, sugerindo a presença de mãe e filhotes, foram encontradas para quase todas as parcelas no Parque no mês de agosto.

A abundância do cachorro doméstico foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,016) na Mata Ribeirão Cachoeira, e semelhante à máxima registrada (IAR até 0,297) por Penteado (2006) no Parque Municipal da Grota Funda em Atibaia, SP. As ocorrências dos cachorros domésticos, bem como suas abundâncias, evidenciam um aspecto negativo da exposição das bordas dos fragmentos às áreas urbanizadas. A proximidade das moradias favorece a entrada de animais domésticos que, predando espécies silvestres, podem ter um papel direto na sua extinção local, e indireto através da transmissão de doenças, tais como hidatidose, síndrome da larva *migrans* visceral e raiva (Wilcove, 1985; Churcher e Lawton, 1987; Monteiro Filho, 1995; Artois, 1997; Gillies e Clout, 2003; Woods et al., 2003; Butler et al., 2004). A análise das medidas das pegadas (até 9,0 cm de comprimento e 8,8 de largura) dos cachorros-domésticos na Mata Santa Genebra sugere que eles podem atacar animais do porte do gambá e do tatu. Porém, a identificação de quarenta e seis carcaças de 12 espécies mortas por cães durante um estudo do impacto de cães ferais na Mata Santa Genebra incluiu apenas um tatu (2%) e três gambás (7%; Galetti e Sazima, 2006).

Por outro lado, segundo Galetti e Sazima (2006), os cães ferais foram provavelmente a causa principal da extinção de espécies como a paca (*Cuniculus paca*), o veado-catingueiro (*Mazama guazoubira*) e a cutia (*Dasyprocta azarae*) na Mata Santa Genebra.

O avistamento de gato doméstico no Parque Ecológico mostra a ineficiência do alambrado ao redor do Parque em impedir a passagem de animais domésticos. No Parque, pegadas de cachorro-doméstico foram encontradas fora das armadilhas, apesar da proibição da entrada de cachorros no local. Os coelhos domésticos registrados e avistados na área foram abandonados por seus donos.

Considerando os três locais, separadamente, houve um maior registro de espécies domésticas na UNICAMP ( $X^2 = 32,28$ ;  $p < 0,01$ ;  $gl = 2$ ). A metade dos registros de cachorro-doméstico ocorreu na última coleta, no outono, o que pode sugerir o abandono de cachorros no *campus*.

Na UNICAMP, o cachorro-doméstico foi a espécie mais registrada. No momento da vistoria das pegadas nas armadilhas, durante as primeiras coletas, cachorros foram avistados passeando com seus donos. É provável que alguns desses cachorros tenham deixado a marca das suas pegadas nas armadilhas ao serem atraídos pelas iscas. Um filhote de gato doméstico também foi encontrado no local.

Os marsupiais cuíca-d'água, cuíca-d'água-pequena, catita e gambá-de-orelha-branca foram registrados nas armadilhas da UNICAMP, sendo o gambá registrado também para o Parque Ecológico e para a Mata Santa Genebra, a cuíca-d'água para o Parque e a cuíca-d'água-pequena para a Mata. Embora com pegada característica (membranas interdigitais, menor pegada e calcanhar menos afilado do que o rato-do-banhado), o registro da cuíca-d'água é inesperado para uma área urbanizada. Seria importante confirmar a sua presença, porém é um animal de difícil captura (1,5 indivíduos/100 armadilhas-noite; Galliez et al., 2009) ou mesmo registro fotográfico, e necessitaria de um projeto de pesquisa com metodologia específica (Bressiani e Graipel, 2008).

A cuíca-d'água-pequena já foi registrada entre 1984 e 1985 no município de Campinas (Monteiro Filho e Dias, 1990), e sua presença no *campus* da UNICAMP e na Mata Santa Genebra mostra sua resistência, apesar da crescente fragmentação e urbanização no baixo Anhumas.

As pegadas de ouriço-cacheiro (identificado como *Sphiggurus* apesar do grande comprimento da pegada: 6,5 cm, Becker e Dalponte, 1991) e guaxinim foram registradas apenas na UNICAMP. Essa espécie de ouriço de dorso peludo e espinhos marrom-alaranjados já foi observada no *campus* (Eleonore Zулnara Freire Setz, comunicação pessoal). Embora não registrado nas armadilhas, a presença de guaxinim era esperada no Parque Ecológico, pois já foram encontradas pegadas desta espécie em anos recentes (Eleonore Zулnara Freire Setz, comunicação pessoal). Talvez o guaxinim se limite à UNICAMP pela construção do alambrado que separa o *campus* do Parque. Da mesma forma, a abundância do tatu-galinha na Mata Santa Genebra sugere a eficiência da cerca (arame farpado a intervalos de 20 cm) em manter predadores, como a onça-parda (já encontrada na região), fora da Reserva (Eleonore Zулnara Freire Setz, comunicação pessoal). Na Mata Ribeirão Cachoeira, com área semelhante, a onça-parda registrada em diferentes meses evidenciou o uso periódico deste fragmento florestal (Gaspar, 2005). A fotografia de um indivíduo adulto e outro jovem confirmou também sua reprodução na região (Gaspar, 2005). Talvez a presença da espécie tenha sido possibilitada pela mata ciliar do rio Atibaia, reforçando a importância e o papel dos corredores ecológicos ligando as matas que sobraram na cidade (Gaspar, 2005).

O registro do rato-d'água evidencia a presença de ratos silvestres no Parque Ecológico. Apesar do encontro de pegadas dessa espécie no brejo da Mata Santa Genebra, não foram registradas pegadas nas armadilhas.

Na maioria dos registros de lontra constatou-se a impressão de um “redemoinho” na areia, sugerindo que o animal “se enrodilhou” no centro da armadilha, onde foi pingada a isca. A lontra apresentou um alto número de registros devido a um ou mais indivíduos que frequentam

o açude do Parque Ecológico, onde já ocorreu avistamento de um indivíduo. Embora a saída de água do açude não pareça permitir a passagem de lontras (há um alambrado no vertedouro), ela possivelmente passa pelos tubulões da entrada de água. Na Mata Santa Genebra o registro ocorreu em uma armadilha de pegadas localizada em um brejo, local favorável ao animal, devido à presença de água. Esses foram os primeiros registros para a espécie em armadilhas com essas iscas odoríferas (Eleonore Zулnara Freire Setz, comunicação pessoal). No açude do Parque Ecológico, as tilápias talvez não signifiquem um importante recurso alimentar para a lontra. Embora abundante, a tilápia (*Tilapia rendalli*) apareceu pouco na dieta da lontra na represa de “Duas Bocas” (Helder e Andrade, 1997).

A abundância do tatu-galinha foi muito superior à registrada por Gaspar (2005; IAR 0,005) na Mata Ribeirão Cachoeira. O tatu-galinha, animal mais abundante na Mata Santa Genebra, faz parte da dieta do cachorro-do-mato, da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e da onça parda (Facure e Giaretta, 1996; Wang, 2002; Vidolin, 2004, respectivamente). Sua considerável quantidade pode já ser um resultado da redução ou mesmo ausência de algumas espécies predadoras na Mata. Segundo Facure e Monteiro-Filho (1996), o cachorro-do-mato, segunda espécie mais abundante para o local, é um animal de hábito alimentar primariamente frugívoro (43,5% em volume; 26,5% em frequência) na região suburbana de Campinas, consumindo também insetos (1,9% em volume e 26,5% em frequência) e pequenos vertebrados (tais como aves e pequenos mamíferos; 28,4% em volume e 37% em frequência), não se mostrando, desta forma, um predador ativo para o tatu-galinha.

Pegadas do guaxinim e da capivara foram observadas no aceiro, confirmando sua presença na Mata. Segundo Monteiro Filho (1995), a capivara frequenta a porção mais baixa e inundada mesmo não sendo residente na Mata Santa Genebra.

Comparando os mamíferos silvestres encontrados neste estudo com o levantamento por censo de pegadas da Mata Ribeirão Cachoeira (vide Gaspar, 2005), não foram registrados, além da onça-parda, outros carnívoros como os gatos-do-mato (*Leopardus* spp., *Puma yagouaroundi*),

a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o quati (*Nasua nasua*) e a irara (*Eira barbara*); e também o veado (*Mazama* sp.), a paca (*Cuniculus paca*) e o tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*). Pelo pequeno tamanho dos fragmentos e vizinhanças urbanas não eram esperados predadores de topo como a onça-parda e a jaguatirica (Gaspar, 2005). Se houvesse corredores de vegetação que ligassem os fragmentos, animais já registrados para o município poderiam ter aparecido nos locais do presente estudo.

Através de corredores de vegetação as espécies de mamíferos, que são presas potenciais para predadores, reduzem sua vulnerabilidade deslocando-se entre os fragmentos, até descobrirem habitat favorável. Os processos de colonização poderiam compensar a redução e o isolamento, e diminuir a probabilidade de extinção por ação de processos aleatórios. Dessa forma, mantém-se uma dinâmica de metapopulações. Essa dispersão será ainda mais fácil quanto mais numerosos e favoráveis aos deslocamentos dos animais forem os corredores (Dajoz, 2005).

Por outro lado, as cercas e os alambrados no contorno dos fragmentos dificultam a dispersão da fauna, principalmente dos animais de grande porte. Apesar da necessidade da cerca ao redor da Mata Santa Genebra para evitar a entrada de pessoas e a caça dentro da Reserva, ela deve, por outro lado, estar excluindo a onça-parda, uma predadora do tatu-galinha.

Pesquisas sobre o comportamento dos animais em relação às cercas limitam-se à proteção de espécies domésticas (Hoare, 1992). Mesmo assim, há poucas investigações sistemáticas para determinar se as cercas alcançaram seus objetivos e até que ponto elas causam problemas sobre a dinâmica de população dos animais silvestres (Hoare, 1992).

Assim, além da necessidade evidente da conservação dos fragmentos e do estabelecimento de corredores de vegetação entre eles para aumentar as probabilidades de sobrevivência da fauna regional, é urgente uma avaliação do impacto das cercas no trânsito de animais silvestres.

#### 4 CONCLUSÕES

1. As altas abundâncias para cachorro-doméstico na UNICAMP e gambá no Parque corroboram o efeito do contato com áreas urbanizadas, ampliando os prejuízos da fragmentação do ambiente.
2. Na Mata, a alta frequência de tatu-galinha sugere a ausência de predadores, já que o cachorro-do-mato, segundo animal mais abundante neste local e potencial predador de Cingulata, aparentemente se alimenta principalmente de frutos e não é seu principal consumidor.
3. Priorizar as pesquisas e a discussão da instalação de cercas que, se por um lado tendem a proteger o fragmento de ações antrópicas, por outro, limitam o deslocamento da fauna.

#### 5 AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Parque Ecológico Hermógenes F. Leitão Filho e Fundação José Pedro de Oliveira, pela autorização para execução do trabalho de campo, à FAPESP, pela bolsa de iniciação científica (Proc. 05/55425-0), à Roseli Buzanelli Torres do Projeto Anhumas (Proc. 01/02952-1) pelo apoio, à Simone Aparecida Dena da Silva pelos desenhos da Figura 2 e aos dois revisores anônimos por suas valiosas sugestões ao manuscrito.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARTOIS, M. Managing problem wildlife in the “Old World”: a veterinary perspective. **Reproduction, Fertility and Development**, v. 9, p. 17-25, 1997.
- BASSI, C. **O efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos nas matas do Planalto Ocidental, São Paulo, Brasil**. 2003. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. Brasília, DF: Editora Universidade de Brasília, 1991. 180 p.

BEIER, P. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. **Conservation Biology**, v. 7, n. 1, p. 94-108, 1993.

BRADY, C.A. Observations on the behaviour and ecology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). In: EISENBERG, J.F. (Ed.). **Vertebrate ecology in the Northern Neotropics**. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1979. p. 161-171.

BRESSIANI, V.B.; GRAIPEL, M.E. Comparação de métodos para captura da cuíca d'água, *Chironectes minimus* (Zimmerman, 1780) (Mammalia, Didelphidae) no Sul do Brasil. **Mastozoologia Tropical**, v. 15, p. 33-39, 2008.

BROWN Jr., K. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 223-232.

BUTLER, J.R.A.; DU TOIT, J.T.; BINGHAM, J. Free-ranging domestic dogs (*Canis familiaris*) as predators and prey in rural Zimbabwe: threats of competition and disease to large wild carnivores. **Biological Conservation**, n. 115, p. 369-378, 2004.

CÁCERES, N.C. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum, *Didelphis albiventris*, in Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 2, p. 97-104, 2002.

\_\_\_\_\_; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* sp. (Mammalia: Marsupialia) no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 59, p. 461-469, 1999.

CANTOR, M. et al. Potential seed dispersal by *Didelphis albiventris* (Marsupialia, Didelphidae) in highly disturbed environment. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, 2010.

CHURCHER, P.B.; LAWTON, J.H. Predation by domestic cats in an English village. **Journal of Zoology**, v. 212, p. 439-455, 1987.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 2005.

CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

\_\_\_\_\_; SOULÉ, M.E. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, v. 400, n. 6744, p. 563-566, 1999.

DAJOZ, R. **Princípios de ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 519 p.

DE ANGELO, C. et al. **Guía de huellas de los mamíferos de Misiones y otras áreas del subtropical de Argentina**. Tucumán: Ediciones del Subtrópico, Yerba Buena, 2008. 120 p.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical Rainforest mammals**. 2. ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 307 p.

FACURE, K.G. **Ecologia alimentar do cachorro-do-mato, *Cerdocyon thous* (Carnivora – Canidae), no Parque Florestal do Itapetinga, Município de Atibaia, Sudeste do Brasil**. 1996. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

\_\_\_\_\_; GIARETTA, A.A. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 60, n. 3, p. 499-502, 1996.

\_\_\_\_\_; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Feeding habits of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous*, in a suburban area of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 60, n. 1, p. 147-149, 1996.

FONSECA, G.A.B. Muitas reservas pequenas: uma solução? **Ciência Hoje**, v. 13, n. 76, p. 18-19, 1991.

\_\_\_\_\_.; ROBINSON, J.G. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. **Biological Conservation**, v. 53, p. 265-294, 1990.

GALETTI, M.; SAZIMA, I. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil. **Natureza & Conservação**, v. 1, p. 58-63, 2006.

GALLIEZ, M. et al. Ecology of the water opossum *Chironectes minimus* in Atlantic Forest streams. **Journal of Mammalogy**, v. 90, p. 93-103, 2009.

GASPAR, D.A. **Comunidade de mamíferos não-voadores de um fragmento de Floresta Atlântica semidecídua do município de Campinas/S.P.** 2005. 161 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GILLIES, C.; CLOUT, M. The prey of domestic cats (*Felis catus*) in two suburbs of Auckland City, New Zealand. **Journal Zoology**, v. 259, p. 309-315, 2003.

HELDER, J.; ANDRADE, H.K. Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). **Mammalia**, v. 61, n. 2, p. 193-203, 1997.

HOARE, R.E. Present and future use of fencing in the management of larger African mammals. **Environmental Conservation**, v. 19, n. 2, p. 160-164, 1992.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2001. p. 249-269.

KREBS, C. **Programs for ecological methodology**. Version 5.2. 2<sup>nd</sup> ed. Vancouver: University of British Columbia, 2000.

MONTEIRO FILHO, E.L.A. **Biologia reprodutiva e espaço domiciliar de *Didelphis albiventris* em uma área perturbada na região de Campinas, Estado de São Paulo (Mammalia, Marsupialia)**. 1987. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Ecologia) – Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

\_\_\_\_\_. Os mamíferos da Santa Genebra. In: MORELLATO, P.C.; LEITÃO FILHO, H.F. (Org.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra**. Campinas: Editora da Unicamp, 1995. p. 86-92.

\_\_\_\_\_.; DIAS, V.S. Observações sobre a biologia de *Lutreolina crassicaudata* (Mammalia: Marsupialia). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 2, p. 393-399, 1990.

PARDINI, R. et al. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná, 2003. p. 181-201.

PENTEADO, M.J.F. **As onças e as abundâncias de predadores intermediários em fragmentos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo**. 2006. 110 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ROGERS, C.M.; CARO, M.J. Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. **Oecologia**, v. 116, p. 227-233, 1998.

ROUGHTON, R.D.; SWEENEY, M.W. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. **Journal Wildlife Management**, v. 46, n. 1, p. 217-229, 1982.

SARGEANT, G.A.; JOHNSON, D.H.; BERG, W.E. Interpreting carnivore scent-station surveys. **Journal Wildlife Management**, v. 62, n. 4, p. 1235-1245, 1998.

SOULÉ, M.E. et al. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. **Conservation Biology**, v. 2, n. 1, p. 75-92, 1988.

TORRES, R.B. et al. (Coord.). **Recuperação ambiental, participação e poder público: uma experiência em Campinas**. 2003. Relatório de pesquisa. Fapesp. Processo nº 01/02952-1. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/projetoanhumas>>. Acesso em: 2005.

VIDOLIN, G.P. **Aspectos bioecológicos de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) e *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) na reserva natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil**. 2004. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

VIEIRA, M.V. et al. Mamíferos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília, DF: MMA/SBF, 2003. p. 125-151.

WANG, E. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncilas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 37, n. 3, p. 207-212, 2002.

WEMMER, C. et al. Mammalian sign. In: WILSON, D.E. et al. (Ed.). **Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for mammals**. Washington and London: Smithsonian Institution Press, 1996. p. 157-176.

WILCOVE, D.S. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. **Ecology**, v. 66, n. 4, p. 1211-1214, 1985.

WILSON, D.E.; REEDER, D.M. **Mammal species of the world, a taxonomic and geographic reference**. 3<sup>rd</sup> ed. Baltimore: Johns Hopkins, 2005. 2.142 p.

WILSON, G.J.; DELAHAY, R.J. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observations. **Wildlife Research**, v. 28, p. 151-164, 2001.

WOODS, M.; McDONALD, R.A.; HARRIS, S. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. **Mammal Review**, v. 33, n. 2, p. 174-188, 2003.



## CORRELAÇÕES ENTRE CARACTERES SILVICULTURAIS DURANTE O CRESCIMENTO DE *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden<sup>1</sup>

### CORRELATIONS BETWEEN FORESTRY CHARACTERS DURING *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden GROWTH

Léo ZIMBACK<sup>2,5</sup>; Edson Seizo MORI<sup>3</sup>;  
Thiago Fernandes BRIZOLLA<sup>3</sup>; Raul CHAVES<sup>4</sup>

**RESUMO** – A espécie *Eucalyptus grandis* é a mais comumente cultivada em estandes comerciais no Brasil e no mundo. A espécie é plantada como cultivar e também na forma de plantios clonais de seus híbridos interespecíficos. Este trabalho é um estudo da variabilidade genética em progênies de polinização livre de *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden, oriundas de pomar de sementes por muda, cuja procedência é originária de Coff's Harbour – Austrália, de propriedade da empresa Duratex S.A., localizado na Fazenda Morro D'Ouro, no município de Botucatu. Teve como objetivo analisar as correlações entre diferentes caracteres nas diferentes idades, visando subsidiar a seleção precoce em programas de melhoramento para essa espécie. Os ensaios foram instalados em dois locais, Angatuba–SP e Lençóis Paulista–SP, em fevereiro de 1988. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com dez repetições, seis plantas por parcela, ao espaçamento de 3 x 2 m e totalizando 76 progênies. Os caracteres avaliados foram: (1) diâmetro à altura do peito – DAP; altura total e volume de madeira. As avaliações foram feitas em quatro anos iniciando a partir do segundo ano em Lençóis Paulista (local 2) até o quinto ano, sendo que em Angatuba (local 1) foram realizadas avaliações anuais do segundo ao sexto ano. Os resultados mostraram que as correlações entre os caracteres de crescimento apresentaram valores elevados (0,69 a 0,99), tanto genéticos como fenotípicos, facilitando os procedimentos de seleção no avanço das gerações de melhoramento, podendo ser realizada desde o terceiro ano de idade com maior peso para DAP e volume em um índice de seleção.

Palavras-chave: teste de progênies; matrizes selecionadas de pomar; progênie de polinização aberta; melhoramento florestal.

**ABSTRACT** – The species *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden is the most commercial tree cultivated in Brazil and throughout the world. It is planted as varieties and also as interspecific hybrid clonal plantings. This work is a study of genetic variation in open pollinated progenies, a seedling seed orchard of *E. grandis* from a Coff's Harbour provenance, located at Morro D'Ouro Duratex S.A., in the Experimental Station in Botucatu County, São Paulo, Brazil. The aim was to analyze correlations between different traits by different ages, aiming to support earlier selection in eucalypt breeding programs. The trials were set up in two locals, Angatuba–SP and Lençóis Paulista–SP, Brazil, in February 1988. Randomized blocks with ten replications, six plants per plot, in 3 x 2 m spacing, totalizing 76 progenies was the experimental design used. The evaluated traits were: (1) diameter at breast height – DBH, plant height and wood volume. The evaluations were done in four consecutive years in Lençóis Paulista (local 2), and in Angatuba (local 1) we proceeded annual evaluations from the second to sixth year. The results had showed that correlations between growth traits presented relatively high values (0.69 to 0.99), for genetics as phenotypics making easier the genetic selection procedures and in advanced generations of breeding, that can be done from the third years old considering higher weight to DBH and wood volume traits into the selection indexes.

Keywords: progeny trial; nursery selected trees; open pollination progeny; tree breeding.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 10.11.10. Aceito para publicação em 24.03.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

<sup>3</sup>FCA/UNESP, Departamento de Produção Vegetal, Caixa Postal 237, 18610-307 Botucatu, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Duratex S/A, Estrada de Itatinga km 12, 18603-970, Botucatu, SP, Brasil.

<sup>5</sup>Autor para correspondência: Léo Zimback – lzimback@terra.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

A silvicultura brasileira pode ser considerada uma das mais ricas em todo o planeta, dado à biodiversidade encontrada no país, às variações dos fatores edafoclimáticos e a boa adaptação de materiais genéticos introduzidos. Segundo Tuoto e Hoeflich (2009), ao longo das últimas décadas o segmento do agronegócio que vem apresentando o melhor desempenho é a silvicultura de espécies de rápido crescimento.

A espécie *E. grandis* é a mais comumente cultivada em estandes comerciais no Brasil e no mundo. A espécie é plantada como cultivar e também na forma de plantios clonais de seus híbridos interespecíficos. Segundo Tomaselli (2000), a escolha pelo *E. grandis* é resultado de sua excelente resposta silvicultural, como boa forma e rápido crescimento, além das propriedades desejáveis para múltiplos usos da sua madeira. Ainda, conforme Tomaselli (2000), é a espécie mais plantada no Brasil, atingindo em torno de 50% da área total. Mora e Garcia (2000) relatam que supera qualquer outra espécie do gênero pelo incremento volumétrico, em condições ambientais adequadas, sendo a espécie do gênero mais plantada no Brasil, e também pela sua plasticidade genética, muito utilizada na obtenção de híbridos e na clonagem de árvores selecionadas. No Brasil, essa espécie vem sendo trabalhada intensivamente, gerando avanços nos programas de melhoramento genético (Freitas et al., 1983; Silva e Justo, 1983; Assis e Brune, 1983; Borges e Brune, 1983; Ikemori et al., 1983).

Em experimento no qual foram considerados indivíduos de 245 progênies de polinização aberta de *E. grandis* de 13 procedências do Norte da Austrália, Rocha et al. (2006) constataram a existência de variabilidade genética e possibilidade de ganhos por seleção nos caracteres diâmetro à altura de peito (DAP), altura total (ALT), volume individual (VOL). Os coeficientes de variação genética aditiva apresentaram valores maiores no caráter volume (VOL), seguido do diâmetro à altura do peito (DAP), sendo similares nos dois procedimentos utilizados na avaliação (REML e ANOVA). Foram obtidas estimativas de herdabilidade individuais no sentido restrito na ordem de 0,2247 para diâmetro à altura do peito (DAP), 0,2778 altura total (ALT) e de 0,2111 para volume individual (VOL), respectivamente.

Segundo Kageyama e Vencovsky (1983), as estimativas obtidas de correlações genéticas aditivas ao nível de plantas individuais, apesar de se mostrarem variáveis de local para local, apresentam nítida tendência para maior correlação entre determinados caracteres e para a falta de correlação entre outros. Assim, os caracteres, associados ao crescimento das árvores, mostram correlações genéticas aditivas entre elas, em geral, de alta magnitude, indicando reflexo de um caractere sobre o outro quando se pratica a seleção para um deles.

O presente trabalho é um estudo de progênies de polinização livre de *E. grandis* de árvores selecionadas fenotipicamente em pomar de sementes por muda, cuja procedência é originária de Coff's Harbour – Austrália, plantadas em dois locais e avaliadas para DAP, altura e volume, tendo como objetivo analisar as correlações entre os diferentes caracteres nas diferentes idades de crescimento.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram estabelecidos em duas fazendas de propriedade da Duratex S.A. localizadas nos municípios de Angatuba e Lençóis Paulista, Estado de São Paulo. O clima é subtropical úmido com uma estação seca nos meses de maio a julho, sendo janeiro/fevereiro, os de maior precipitação. Quanto à vegetação, os experimentos estão inseridos em uma zona de transição ecológica da mata mesófila e várias fisionomias de cerrado. Em Angatuba, está localizada a Fazenda Santo Antônio, onde o ensaio foi instalado na quadra 5-A, na latitude 23°29' sul, longitude 48°25' oeste e altitude 650 m, numa área de 4,7 ha. A precipitação média anual na área é de 1.262 mm, e o clima, segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa – clima temperado úmido com verão quente, com temperaturas médias mínimas de 14 °C e máximas de 21 °C, sem estação seca bem definida e com regime de chuva de 1.250 mm ano (Duratex, 1988). Em Lençóis Paulista, localiza-se a segunda área experimental na Fazenda Rio Claro, onde o ensaio está situado na quadra 98, latitude 22°36' norte, 48°48' oeste, altitude 550 m, ocupando uma área de 4,7 ha.

O clima característico da região, conforme a classificação de Köppen, é o Cwa – clima quente e úmido, de inverno seco, precipitação média anual de aproximadamente 1.328 mm, temperatura média anual em torno de 21 °C e a umidade relativa média do ar de 60% (Duratex, 1988).

O material genético utilizado neste estudo é proveniente de um pomar de sementes clonal, situado na Fazenda Morro D'Ouro em Botucatu, SP, cuja procedência é de Coff's Harbour – Austrália.

Os ensaios foram instalados em fevereiro de 1988 nos dois locais.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados, com dez repetições e seis plantas por parcela, ao espaçamento de 3 x 2 m, totalizando 76 progênies de *E. grandis* divididas em dois experimentos de 25 progênies e um de 26 progênies para diminuir o erro experimental.

Os parâmetros selecionados para serem estudados no presente trabalho foram crescimento em diâmetro ou Diâmetro à Altura do Peito (DAP); crescimento em altura (ALT); volume de madeira (VOL), calculado segundo a Equação (1) (Duratex, 1988):

$$\text{VOL (m}^3\text{)} = \frac{[0,027196645 * (\text{DAP}^{1,752458725}) * (\text{ALT}^{1,264704686})]}{1000} \quad \text{Equação (1)}$$

A análise de variância individual para os dados de cada local foi realizada pelo software Selegen (Resende, 2002), segundo o delineamento em blocos casualizados.

As análises em blocos casualizados ao nível de médias de parcelas, por planta, ou de totais de parcelas, as estruturas das análises de variâncias individuais estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Esquema de análise de variância individual para cada local.

Table 1. Individual variance analysis design for each local.

F.V.	G.L.	Q.M.	E(QM)
Progênies	p - 1	Q <sub>1</sub>	$(1/\bar{n})\sigma_d^2 + \sigma_e^2 + r\sigma_p^2$
Erro efetivo	(k-1) (r-k-1)	Q <sub>2</sub>	$(1/\bar{n})\sigma_d^2 + \sigma_e^2$
Dentro	$\sum N1_1$	Q <sub>3</sub>	$\sigma_d^2$

$\sigma_p^2$  = variância entre progênies;  $\sigma_e^2$  = variância entre parcelas;  $\sigma_d^2$  = variância dentro de parcelas;  $\sum N1_1$  = somatória dos números dos graus de liberdade dentro de parcelas; n = números de plantas por parcela (média harmônica).

O coeficiente de herdabilidade para seleção entre médias de progênies de polinização aberta, dentro de cada ensaio, foi obtido a partir da seguinte expressão (Falconer, 1981):

$$h_{mp}^2 = \frac{\sigma_p^2}{\frac{\sigma_d^2}{r\bar{n}} + \frac{\sigma_e^2}{r} + \sigma_p^2}$$

A estimativa de covariância entre progênies  $\text{Cov}_p$ , para os caracteres aos pares em cada local, foi obtida através da análise de covariância através das esperanças dos produtos médios, relativas às progênies e ao erro, que juntamente com as variâncias entre progênies para os caracteres individuais  $\sigma_p^2(x)$  e  $\sigma_p^2(y)$  permite estimar o coeficiente de correlação genética aditiva entre caracteres, para um local, segundo Falconer (1981), através de:

$$r'_{A(x,y)} = \frac{Cov_p}{\sigma_{p(x)} \cdot \sigma_{p(y)}}$$

sendo que  $r_{A(x,y)}$  é o coeficiente de correlação genética aditiva para os caracteres  $x$  e  $y$  e considerando que a  $Cov_p$  contém 1/4 da covariância aditiva; igualmente como na variância entre progênies, a covariância entre progênies determinada para um local contém também a covariância da interação de progênies por locais.

A correlação fenotípica ao nível de médias de progênies, entre pares de caracteres, foi obtida segundo Queiroz (1969), por:

$$r'_{F(x,y)} = \frac{Cov_{F(x,y)}}{\sigma_{F(x)}^2 \cdot \sigma_{F(y)}^2}$$

As estimativas de covariâncias entre progênies, da interação de progênies por locais e do erro entre parcelas foram obtidas através da esperança dos produtos médios da análise de covariância conjunta para o par de caracteres nos dois locais. A covariância entre progênies obtidas dessa forma, e que se apresenta livre da covariância da interação de progênies por locais, juntamente com as variâncias entre progênies para as duas características individuais, e obtidas das respectivas análises de variâncias conjuntas para locais, permite obter a estimativa de correlação genética entre caracteres, para os diversos locais, através de:

$$r_{A(x,y)} = \frac{Cov_p}{\sqrt{\sigma_{p(x)}^2 \cdot \sigma_{p(y)}^2}} \text{ (Falconer, 1981).}$$

As análises de covariâncias individuais, envolvendo pares de caracteres avaliados, foram realizadas segundo o método de Kempthorne (1966), com as progênies comuns aos dois locais de experimentação.

As estimativas de variâncias genéticas e não genéticas e de parâmetros afins para as características altura, DAP e volume de madeira foram extraídas das esperanças dos quadrados médios das análises de variâncias, em blocos casualizados expressos na Tabela 1 (Falconer, 1981).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2, em que estão apresentadas as herdabilidades ao nível de média de progênies obtidas ano a ano, Angatuba foi o local que apresentou os maiores valores para DAP (0,55 a 0,62) e volume (0,48 a 0,57) em relação à Lençóis Paulista (DAP: 0,25 a 0,27 e volume: 0,36 a 0,39), enquanto para altura variou de 0,31 aos dois anos e 0,51 aos seis anos em Angatuba, sendo os valores de Lençóis Paulista intermediários aos de Angatuba. Os resultados mostram que em Lençóis Paulista a heterogeneidade ambiental dentro dos experimentos, principalmente dentro dos blocos foi maior, afetando as estimativas do efeito de progênies, sendo o local menos indicado para a seleção. Não houve um padrão de acréscimo ou decréscimo de herdabilidade ao passar dos anos em nenhum local, oscilando de um ano para outro para DAP e volume, enquanto pequenos acréscimos foram observados para altura nos dois locais que não influenciaram a tendência de herdabilidade do volume.

Em 1976, Kageyama e Vencovsky (1983) avaliaram essa mesma população em quatro locais em fase anterior de seleção, e obtiveram herdabilidades variando de 0,29 a 0,55 para altura e 0,21 a 0,47 para DAP, muito próximas às obtidas atualmente, indicando que ela manteve a variabilidade nesta geração. Estudando progênies de *E. urophylla*, Mori et al. (1988) obtiveram herdabilidades variando de 0,22 a 0,73 para DAP, 0,34 a 0,70 para altura e 0,21 a 0,66 para volume em quatro locais, mostrando também grande variação entre locais como observado em *E. grandis* nesta população com valores aproximados.

Tabela 2. Estimativas de herdabilidade ao nível de média de progênies ( $h^2_{mp}$ ) para os caracteres diâmetro à altura do peito (DAP), altura e volume, em três experimentos, nos locais Angatuba e Lençóis Paulista.

Table 2. Heritability estimate to progeny mean level ( $h^2_{mp}$ ) for diameter of breast height (DBH), plant height, and wood volume, with three trials in Angatuba and Lençóis Paulista.

Experimentos	Ano								
	2		3		4		5		6
	Angatuba	Lençóis	Angatuba	Lençóis	Angatuba	Lençóis	Angatuba	Lençóis	Angatuba
<b>E 1</b>									
DAP	0,5964	0,1529	0,6075	0,0921	0,6409	0,2066	0,7011	0,1731	0,5837
Altura	0,1529	0,3003	0,3897	0,3897	0,4401	0,3358	0,5995	0,3180	0,5386
Volume	0,6186	0,3446	0,4727	0,2709	0,5147	0,3800	0,4440	0,3792	0,5548
<b>E 2</b>									
DAP	0,6431	0,4195	0,6737	0,3539	0,7375	0,3775	0,7011	0,3620	0,7137
Altura	0,2669	0,4740	0,3783	0,4560	0,5314	0,4747	0,5995	0,4167	0,6825
Volume	0,6590	0,5342	0,6814	0,4960	0,7143	0,5320	0,6959	0,4716	0,7261
<b>E 3</b>									
DAP	0,4399	0,2622	0,3668	0,2902	0,3704	0,2377	0,4447	0,2622	0,4524
Altura	0,5197	0,3196	0,3698	0,3676	0,2241	0,3606	0,1241	0,2760	0,3200
Volume	0,2496	0,2707	0,2742	0,3246	0,3272	0,2622	0,3290	0,3319	0,4271
<b>Médias</b>									
DAP	<b>0,5598</b>	<b>0,2782</b>	<b>0,5493</b>	<b>0,2454</b>	<b>0,5829</b>	<b>0,2739</b>	<b>0,6157</b>	<b>0,2657</b>	<b>0,5833</b>
Altura	<b>0,3132</b>	<b>0,3646</b>	<b>0,3792</b>	<b>0,4044</b>	<b>0,3985</b>	<b>0,3904</b>	<b>0,4410</b>	<b>0,3369</b>	<b>0,5137</b>
Volume	<b>0,5090</b>	<b>0,3830</b>	<b>0,4760</b>	<b>0,3640</b>	<b>0,5190</b>	<b>0,3910</b>	<b>0,4900</b>	<b>0,3940</b>	<b>0,5690</b>

Em geral, as correlações entre os caracteres de crescimento apresentaram valores elevados (Tabela 3). Pode-se observar que as menores correlações foram entre DAP e altura, mesmo assim acima de 0,78 para a correlação fenotípica no segundo ano e acima de 0,81 para a correlação genética aditiva no terceiro ano, mostrando que a seleção para qualquer um dos caracteres pode resultar em resposta correlacionada no outro caráter mesmo na seleção precoce. Na Figura 1 podem-se visualizar as correlações de DAP e

altura em Angatuba que chegou ao sexto ano de avaliação, mostrando uma leve tendência de valores menores nos dois primeiros anos, mas, mesmo assim, garantindo a resposta correlacionada. Correlações altas e positivas obtidas entre DAP x ALT, DAP x VOL e ALT x VOL confirmam os resultados obtidos pela maioria dos autores para espécies florestais, dos quais podemos relacionar os trabalhos de Kageyama e Vencovsky (1983), Mori et al. (1988), Ferreira et al. (1992) e Sampaio et al. (2002).

Tabela 3. Correlações fenotípicas ( $r_F$ ) e genéticas aditivas ( $r_A$ ) entre os caracteres diâmetro à altura do peito (DAP), altura de plantas (ALT) e volume de madeira (VOL) para os três experimentos implantados (E1, E2 e E3) nas duas localidades estudadas (Lençóis Paulista e Angatuba) em várias idades (2, 3, 4, 5 e 6 anos).

Table 3. Phenotypic ( $r_F$ ) and additive genetic ( $r_A$ ) correlations between characters diameter of breast height (DBH), plant height (PH), and wood volume (WV), for the three trials (E1, E2 e E3) in two locations (Lençóis Paulista and Angatuba) for several ages (2, 3, 4, 5, and 6 years).

Locais		Angatuba						Lençóis Paulista					
Ano	Exper.	DAP x ALT		DAP x VOL		ALT x VOL		DAP x ALT		DAP x VOL		ALT x VOL	
		$r_F$	$r_A$	$r_F$	$r_A$	$r_F$	$r_A$	$r_F$	$r_A$	$r_F$	$r_A$	$r_F$	$r_A$
2	E1	0,78	0,91	0,93	0,95	0,81	0,92	0,90	0,88	0,96	0,94	0,86	0,88
	E2	0,79	0,87	0,95	0,98	0,83	0,90	0,91	0,91	0,96	0,97	0,88	0,91
	E3	0,76	0,69	0,94	0,92	0,82	0,80	0,91	0,91	0,96	0,95	0,86	0,87
	<b>média</b>	<b>0,78</b>	<b>0,82</b>	<b>0,94</b>	<b>0,95</b>	<b>0,82</b>	<b>0,87</b>	<b>0,91</b>	<b>0,90</b>	<b>0,96</b>	<b>0,95</b>	<b>0,87</b>	<b>0,89</b>
3	E1	0,81	0,87	0,95	0,96	0,82	0,86	0,90	0,88	0,96	0,95	0,85	0,81
	E2	0,82	0,87	0,96	0,99	0,83	0,88	0,92	0,92	0,97	0,97	0,87	0,90
	E3	0,81	0,69	0,96	0,93	0,83	0,69	0,92	0,89	0,97	0,97	0,86	0,80
	<b>média</b>	<b>0,81</b>	<b>0,81</b>	<b>0,96</b>	<b>0,96</b>	<b>0,83</b>	<b>0,81</b>	<b>0,91</b>	<b>0,90</b>	<b>0,97</b>	<b>0,96</b>	<b>0,86</b>	<b>0,84</b>
4	E1	0,84	0,89	0,95	0,96	0,86	0,90	0,92	0,90	0,96	0,97	0,86	0,81
	E2	0,85	0,92	0,96	0,98	0,86	0,94	0,92	0,94	0,97	0,98	0,86	0,88
	E3	0,87	0,81	0,96	0,93	0,87	0,78	0,92	0,84	0,97	0,96	0,85	0,72
	<b>média</b>	<b>0,85</b>	<b>0,87</b>	<b>0,96</b>	<b>0,96</b>	<b>0,86</b>	<b>0,87</b>	<b>0,92</b>	<b>0,89</b>	<b>0,97</b>	<b>0,97</b>	<b>0,86</b>	<b>0,80</b>
5	E1	0,80	0,87	0,95	0,96	0,84	0,90	0,93	0,90	0,97	0,97	0,87	0,82
	E2	0,85	0,93	0,96	0,99	0,85	0,94	0,94	0,91	0,97	0,98	0,88	0,86
	E3	0,87	0,77	0,96	0,92	0,87	0,79	0,94	0,89	0,97	0,96	0,87	0,76
	<b>média</b>	<b>0,84</b>	<b>0,86</b>	<b>0,96</b>	<b>0,96</b>	<b>0,85</b>	<b>0,88</b>	<b>0,94</b>	<b>0,90</b>	<b>0,97</b>	<b>0,97</b>	<b>0,87</b>	<b>0,81</b>
6	E1	0,86	0,86	0,97	0,97	0,86	0,87	–	–	–	–	–	–
	E2	0,84	0,93	0,96	0,99	0,84	0,94	–	–	–	–	–	–
	E3	0,89	0,80	0,97	0,96	0,87	0,79	–	–	–	–	–	–
	<b>média</b>	<b>0,86</b>	<b>0,86</b>	<b>0,97</b>	<b>0,97</b>	<b>0,86</b>	<b>0,87</b>	–	–	–	–	–	–

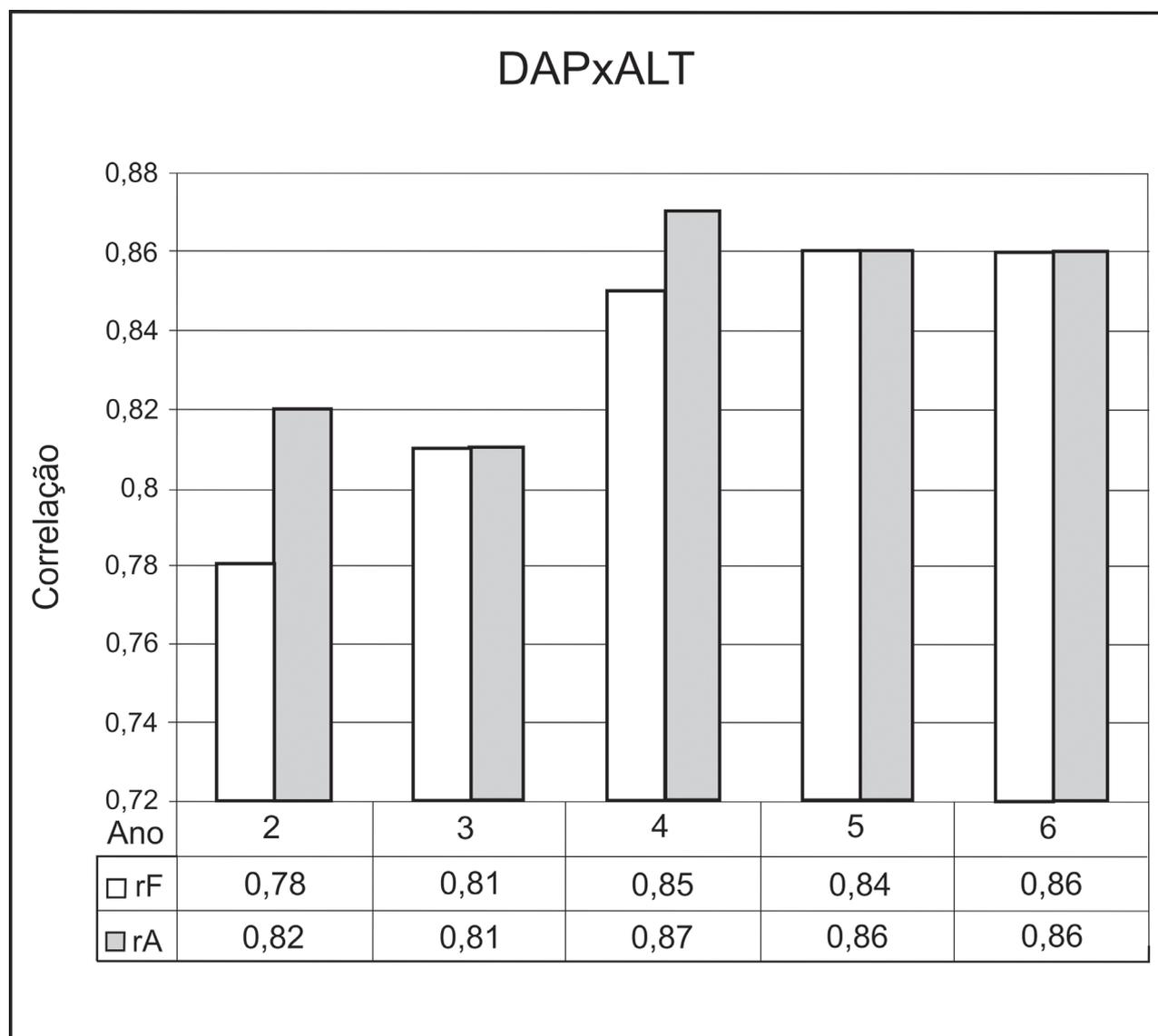


Figura 1. Histograma das correlações fenotípicas ( $r_F$ ) e genéticas aditivas ( $r_A$ ) entre os caracteres DAP x altura de plantas para as idades de 2, 3, 4, 5 e 6 anos em Angatuba – SP.

Figure 1. Histogram of the phenotypic ( $r_F$ ) and additive genetic ( $r_A$ ) correlations among characters DBH x height of plants for the ages of 2, 3, 4, 5 and 6 years in Angatuba – SP.

As correlações fenotípicas e genéticas aditivas entre DAP e volume de madeira foram as mais altas sem oscilação entre os primeiros e os últimos anos (Figura 2), mostrando que DAP é o caráter mais correlacionado ao volume nessa população. Tanto que os valores de correlação entre altura e volume (Figura 3) foram semelhantes ao DAP x altura também com valores

um pouco menores nos anos dois e três. Em Lençóis Paulista as correlações fenotípicas e aditivas de DAP x altura mostraram valores melhores que em Angatuba e intermediárias entre DAP x volume e volume x altura sem diferenças entre idades, mas não o suficiente para inferir que haja algum efeito ambiental na resposta correlacionada.

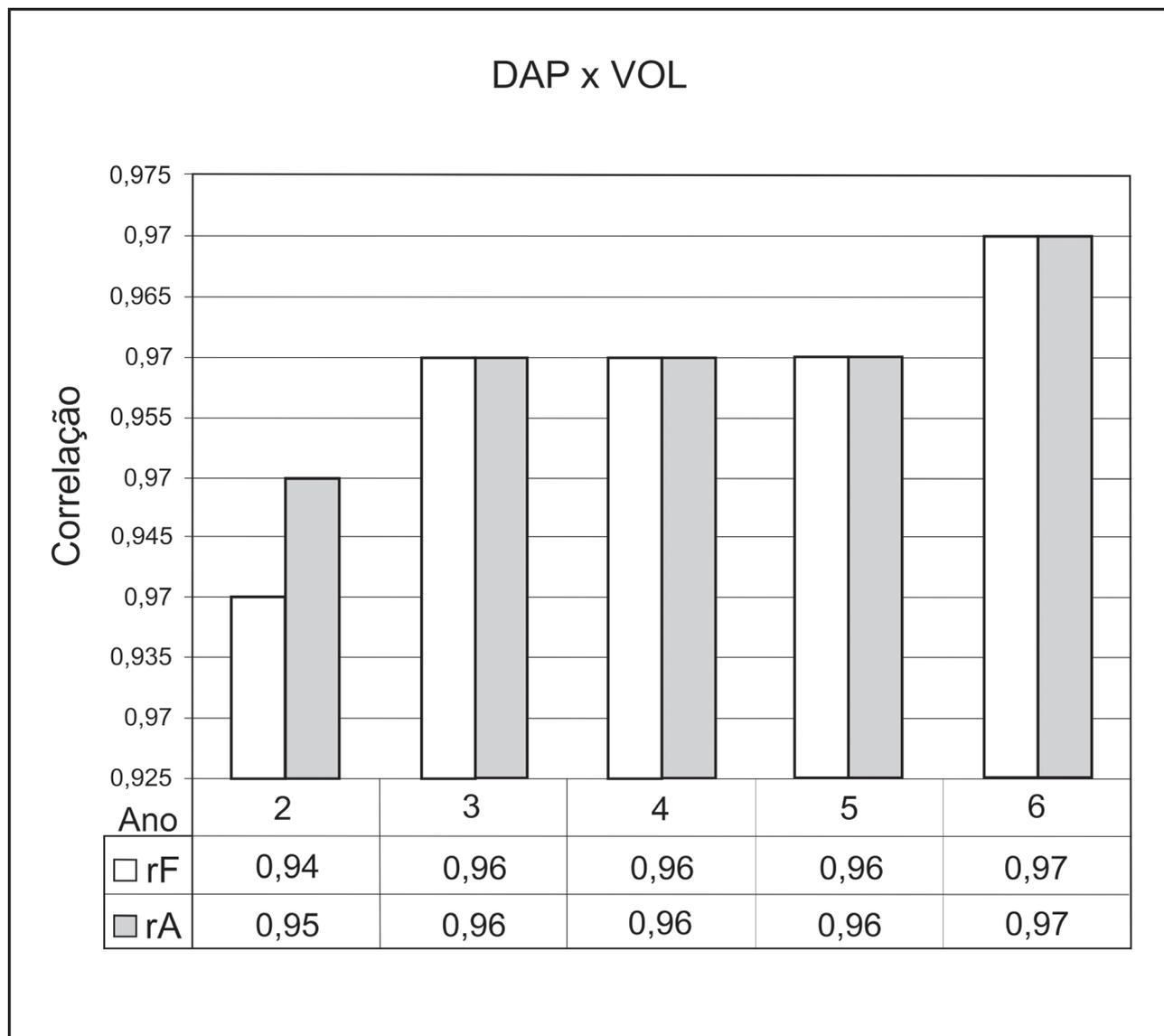


Figura 2. Histograma das correlações fenotípicas ( $r_F$ ) e genéticas aditivas ( $r_A$ ) entre os caracteres DAP x volume de madeira para as idades de 2, 3, 4, 5 e 6 anos em Angatuba – SP.

Figure 2. Histogram of the phenotypic ( $r_F$ ) and additive genetic ( $r_A$ ) correlations among characters DBH x Wood volume for the ages of 2, 3, 4, 5 and 6 years in Angatuba – SP.

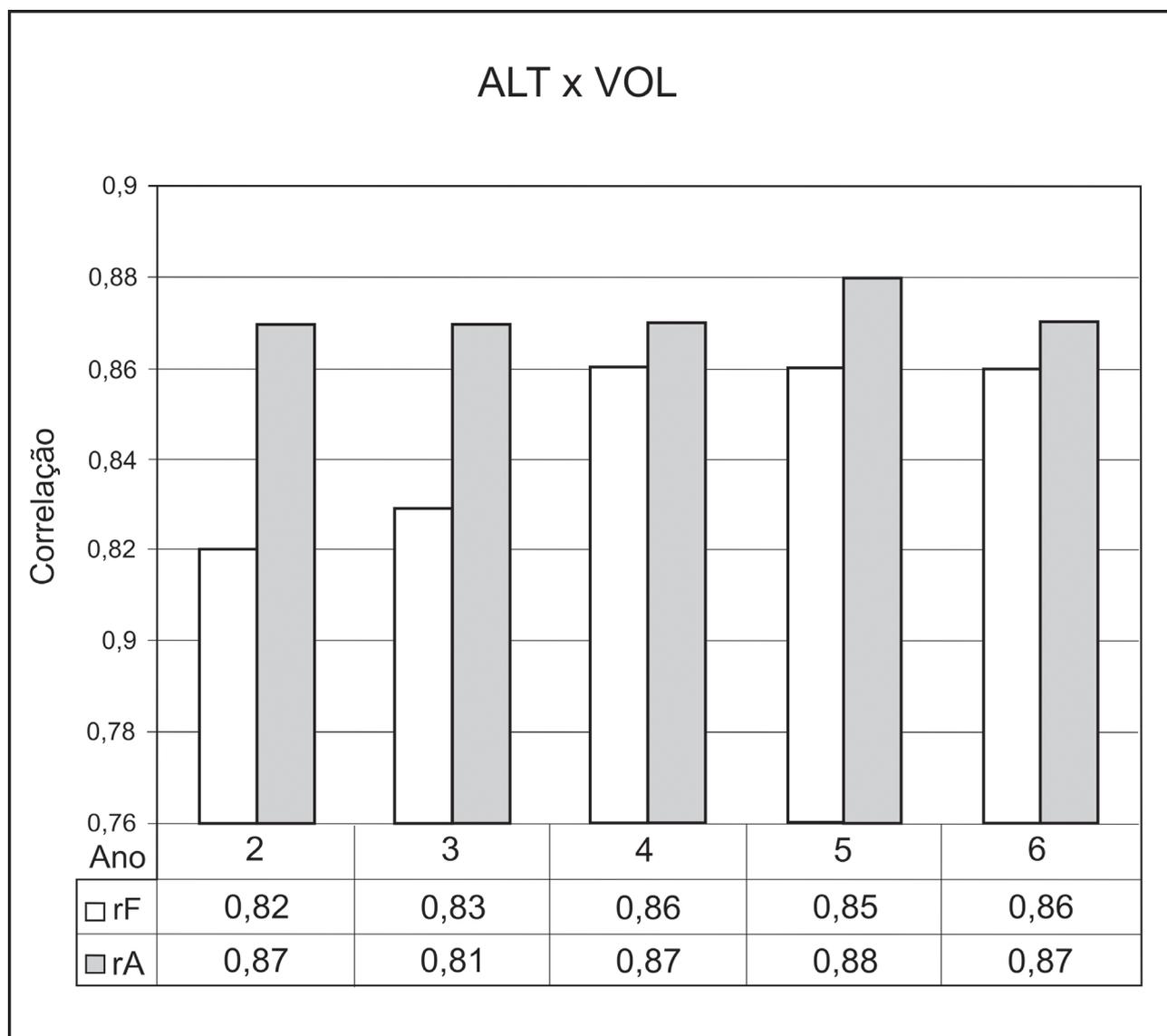


Figura 3. Histograma das correlações fenotípicas ( $r_F$ ) e genéticas aditivas ( $r_A$ ) entre os caracteres Altura x Volume para as idades de 2, 3, 4, 5 e 6 anos em Angatuba – SP.

Figure 3. Histogram of the phenotypic ( $r_F$ ) and additive genetic ( $r_A$ ) correlations among characters Plant height x Wood volume for the ages of 2, 3, 4, 5 and 6 years in Angatuba – SP.

Entretanto, se utilizarmos um índice de seleção com os três caracteres, o DAP e o volume devem ter um peso maior na classificação das progênes e plantas nesta população de *E. grandis*, porque vai ocorrer maior resposta nos ganhos genéticos. Como o caráter altura apresenta herdabilidades médias na maioria das situações, os ganhos neste caráter seriam garantidos por resposta correlacionada com o uso de melhores índices em DAP e volume. A seleção poderia ser realizada desde o segundo ano, mas as correlações são mais efetivas a partir do terceiro ano, principalmente para altura com os outros caracteres.

#### 4 CONCLUSÕES

- Correlações entre DAP x altura, DAP x volume e altura x volume foram altas em todos os anos e nos dois locais.
- Coefficientes de herdabilidade ao nível de média de progênes para DAP e volume foram médios em Lençóis Paulista e altos em Angatuba, enquanto para altura os valores foram médios nos dois locais.
- É recomendada a seleção para volume e DAP a partir do terceiro ano nessa população.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Duratex S/A pela cessão dos dados experimentais e à CAPES pela bolsa de estudos da pós-graduação.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSIS, T.F. de; BRUNE, A. Heritabilities and correlations between characters in progenies of *Eucalyptus grandis* from Australia, South Africa and Brazil. **Silvicultura**, v. 8, n. 31, p. 524-525, 1983.

BORGES, R. de C.G.; BRUNE, A. Heritability estimates and correlations between characters in *Eucalyptus grandis*. **Silvicultura**, v. 8, n. 31, p. 525-527, 1983.

DURATEX S/A. **Teste de progênes**: 01.02. Agudos, 1988. (Documento Interno).

FALCONER, D.S. **Introduction to quantitative genetics**. New York: Longman, 1981. 340 p.

FERREIRA, M. et al. Teste de populações de *Eucalyptus phaeotricha* Blackely Lakely McKie em Anhembi, SP. **IPEF**, n. 45, p. 1-13, 1992.

FREITAS, M. et al. Programa com *Eucalyptus grandis* na Champion Papel e Celulose S.A. **Silvicultura**, v. 8, n. 31, p. 537-539, 1983.

IKEMORI, Y.K. et al. Teste de progênes de *Eucalyptus grandis* procedentes de Atherton Tableland, Queensland (Austrália), na região de Aracruz (E.S.) – resultados preliminares aos 3 anos de idade. **Silvicultura**, v. 8, n. 28, p. 309-312, 1983.

KAGEYAMA, P.Y.; VENCOSKY, R. Variação genética em progênes de uma população de *Eucalyptus grandis* (Hill) Maiden. **IPEF**, n. 24, p. 9-26, 1983.

KEMPTHORNE, O. **An introduction to quantitative genetics**. New York: Wiley Pub., 1966. 545 p.

MORA, A.L.; GARCIA, C.H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2000. 112 p.

MORI, E.S. et al. Variação genética e interação progênes x locais em *Eucalyptus urophylla*. **IPEF**, n. 39, p. 53-63, 1988.

QUEIROZ, M.A. **Correlações genéticas e fenotípicas em progênes de meios irmãos de milho (*Zea mays* L.) e suas implicações no melhoramento**. 1969. 71 f. Dissertação (Mestrado em Genética e Melhoramento de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RESENDE, M.D.V. **Software Selegen – REML/BLUP**. Colombo: EMBRAPA – CNPF, 2002. 67 p. (Série Documentos, 77).

ROCHA, M.G.B. et al. Avaliação genética de progênies de meio-irmãos de *Eucalyptus grandis* por meio dos procedimentos REML/BLUP e da ANOVA. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 99-107, 2006.

SAMPAIO, P.T.B.; RESENDE, M.D.V.; ARAÚJO, A.J. Estimativas de parâmetros genéticos e métodos de seleção para o melhoramento genético de *Pinus oocarpa* Schiede. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 625-636, 2002.

SILVA, J.O.; JUSTO, F.C. Programa de melhoramento de *Eucalyptus grandis*, com procedência de Coff's Harbour, para produtividade e resistência ao cancro causado por *Diaporthe cubensis*. **Silvicultura**, v. 8, n. 31, p. 561-565, 1983.

TOMASELLI, I. Processing young *Eucalyptus*. In: THE FUTURE OF *EUCALYPTS* FOR WOOD PRODUCTS, 2000, Launceston. **Proceedings...** Launceston: IUFRO, 2000. p. 167-174.

TUOTO, M.; HOEFLICH, V.A. Floresta plantada poupa mata. **Celulose Online**. Disponível em: <<http://www.celuloseonline.com.br>>. Acesso em: 10 jan. 2009.



# ASPECTOS HIDROLÓGICOS DA RECUPERAÇÃO FLORESTAL DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE AO LONGO DOS CORPOS D'ÁGUA<sup>1</sup>

## HYDROLOGICAL ASPECTS OF FOREST RECUPERATION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS ALONG WATER BODIES

Luiz Felipe SALEMI<sup>2,4</sup>; Juliano Daniel GROPPPO<sup>2</sup>;  
Rodrigo TREVISAN<sup>2</sup>; Jorge Marcos de MORAES<sup>2</sup>;  
Walter de Paula LIMA<sup>3</sup>; Luiz Antonio MARTINELLI<sup>2</sup>

**RESUMO** – A ocupação desordenada do solo, assim como a ausência de práticas conservacionistas, têm levado à degradação dos recursos naturais. Nesse contexto, tem-se atribuído às florestas ripárias presentes nas áreas de preservação permanente o efeito de uma panaceia na proteção dos recursos hídricos. Neste artigo, por meio de uma revisão, tenta-se esclarecer os efeitos hidrológicos da recuperação das florestas situadas nessas áreas, no que concerne à quantidade de água e à manutenção dos recursos hídricos no contexto de microbacias hidrográficas. Mostra-se a influência das florestas, de uma maneira geral, sobre a quantidade de água e o regime de vazão em bacias hidrográficas. Na sequência, evidencia-se que as florestas ripárias possuem efeito hidrológico similar ao das florestas de uma maneira geral. Entretanto, com o objetivo de garantir a proteção dos recursos hídricos, salienta-se que, para bacias com cobertura do solo diferente de florestas naturais, mais importante do que restaurar florestas nas áreas de preservação permanente é manter altas taxas de infiltração de água no solo. Nesse sentido, como as bacias hidrográficas são heterogêneas em vários aspectos (tipos de solos, declividade, uso da terra) não é possível obter uma proteção efetiva e integral da água simplesmente realizando o plantio de espécies características de zonas ripárias em áreas de preservação permanente, mas, sim, manejando bacias hidrográficas como um todo. Por último, apontam-se algumas lacunas sobre as quais a hidrologia pode ajudar a ampliar o conhecimento do papel hidrológico das florestas ripárias em microbacias hidrográficas.

Palavras-chave: conservação; recursos hídricos; uso do solo.

**ABSTRACT** – The lack of soil occupation planning, as well as the absence of soil conservation, have caused natural resources degradation. In this context, riparian forests located within the permanent preservation areas are described as a panacea for water resources protection. In this paper, we clarify the hydrological effects of these forests focusing on water quantity and water resources maintenance in small catchments. After, is shown that riparian forests present the same hydrological effect of forests in general. However, aiming to guarantee water resources protection we point out that for catchments with land uses that are not natural forests, the most important action is to maintain the high water infiltration rates. As catchments present high variability regarding the soil, topography, land use, it is not possible to obtain effective water protection by simply restoring forests in the permanent preservation areas, but we do obtain it by managing the whole small catchment. Last but not least, we exhibit some gaps that hydrology may contribute to fill in an effort to increase the knowledge of riparian forests role in small catchments.

Keywords: conservation; water resources; land use.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 09.06.10. Aceito para publicação em 04.04.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia Isotópica, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Av. Centenário, 303, 13416-000 Piracicaba, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Laboratório de Hidrologia Florestal, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias, 11, 13418-900 Piracicaba, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Luiz Felipe Salemi – luizfelippes@yahoo.com.br

## 1 INTRODUÇÃO

O processo de ocupação do território brasileiro caracterizou-se pela falta de planejamento e consequente destruição dos recursos naturais, particularmente as florestas (Martins, 2001). Concomitantemente, a degradação do solo e da água cresceu e atingiu um nível alarmante na atualidade que pode ser verificado ao observar a deterioração do ambiente, como é possível notar o assoreamento e poluição de corpos d'água, que causam prejuízos para a saúde humana, animal e vegetal (Bertoni e Lombardi, 2005). Diante disso, a água é um recurso natural que demanda cada vez mais a atenção das autoridades políticas e da sociedade brasileira, devido à sua degradação que, como consequência, gera uma condição de escassez cada vez mais iminente. É relativamente comum observar em regiões agrícolas do Brasil corpos d'água apresentarem sinais de degradação como assoreamento, desbarrancamento de margens e redução de suas vazões.

Nesse cenário, a degradação dos corpos d'água e das florestas que os circundam não pode ser discutida sem considerar sua inserção no contexto do uso e da ocupação do solo brasileiro (Rodrigues e Gandolfi, 2000). De acordo com Rodrigues e Gandolfi (2000), a necessidade de recuperação de áreas degradadas é uma consequência do uso incorreto da paisagem e fundamentalmente dos solos por todo o Brasil, sendo apenas uma tentativa de remediar um dano que, na maioria das vezes, poderia ter sido evitado.

Diante dessa problemática se inserem os programas de recuperação de florestas ripárias que são as florestas que se localizam sobre as zonas ripárias, ou seja, zonas de solo saturado que margeiam os cursos d'água e suas cabeceiras e que podem se expandir durante chuvas prolongadas (Zakia et al., 2006).

Das regiões em que a zona ripária ocupa na bacia hidrográfica, aquelas que margeiam os corpos d'água e nascentes são protegidas pelo Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965) na forma de Áreas de Preservação Permanente – APPs, categoria de proteção que engloba, além de florestas e demais formas de vegetação natural situadas à beira dos corpos d'água,

a vegetação situada em topos de morro, nas encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, e em situações especificadas pela legislação. Entretanto, Zakia et al. (2006) mostram que a distribuição espacial das zonas ripárias pode não se restringir às APPs ao longo dos corpos d'água.

As vegetações naturais que margeiam os corpos d'água, quando são constituídas por florestas, são, por vezes, chamadas de matas ciliares, vegetações ciliares, florestas ciliares, florestas ribeirinhas, entre muitos outros termos e têm sido restauradas (plantadas e regeneradas) com o fim de conservar os recursos hídricos e a biodiversidade. Em termos práticos, a recuperação florestal dessas áreas se restringe às regiões que beiram os canais fluviais assim como as nascentes, ou seja, limita-se às áreas de preservação permanente estabelecidas no Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965).

No linguajar coloquial, não é raro ouvir comentários de que um rio “está secando” ou “secou”, e que a recuperação da mata ciliar presente na área de preservação permanente proporciona a “volta” da água desses ribeirões e nascentes que outrora existiram.

Este artigo teve como objetivo esclarecer, por meio de uma revisão de literatura, os efeitos hidrológicos que as florestas presentes ao redor dos corpos d'água podem ter sobre a manutenção dos recursos hídricos e a quantidade de água de riachos e nascentes.

## 2 REVISÃO

### 2.1 Florestas e Água

Para entender as relações existentes entre florestas ripárias e água, é necessário, antes de tudo, compreender as relações existentes entre as florestas, de uma maneira geral, e a água. Para tanto, surgiu um ramo da hidrologia aplicada, chamado de hidrologia de microbacias devotado a entender, entre outros aspectos, esta interação na escala de microbacias hidrográficas.

Dentro da hidrologia de microbacias, Bates e Henry (1928) utilizaram pela primeira vez o método de microbacias pareadas, também conhecido como método de microbacias gêmeas,

que consiste em usar duas bacias experimentais adjacentes ou muito próximas, com características similares em termos de declividade, solo, área, clima e vegetação (Brown et al., 2005). Um alto grau de similaridade permite crer que ambas as bacias reagirão de modo parecido à precipitação (Andréassian, 2004). Como, apesar das semelhanças, cada bacia tem suas peculiaridades, é necessário monitorar ambas concomitantemente durante um período de tempo, para entender estas diferenças. De modo ideal, esse período de calibração deve ser suficientemente longo para contemplar variações climáticas típicas, de modo a caracterizar hidrológicamente ambas as bacias. Após o período de calibração, uma delas é sujeita a um tratamento e a outra permanece inalterada, como controle. Esse tratamento geralmente consiste no corte da vegetação, ou na substituição de um tipo de vegetação por outra de outra espécie. Assim, as mudanças no rendimento hídrico anual, entendido aqui como sinônimo do deflúvio anual, podem ser atribuídas às mudanças na vegetação, já que as demais variáveis permanecem constantes. Por meio desse método, pôde-se esclarecer o papel hidrológico das florestas na geração de deflúvio anual, apesar de no passado ter havido muita controvérsia sobre o assunto (Andréassian, 2004).

Atualmente, várias revisões bibliográficas de estudos que aplicaram o referido método mostram que,

de modo geral, as microbacias que possuem vegetação do tipo florestal exibem menores deflúvios anuais do que aquelas desprovidas de vegetação (florestas totalmente cortadas) ou que possuem um tipo de vegetação de menor porte, seja ela arbustiva ou herbácea (Hibbert, 1967; Bosch e Hewlett, 1982; Hornbeck et al., 1993; Sahin e Hall, 1996; Stednick, 1996; Andréassian, 2004; Brown et al., 2005).

Dessa maneira, como afirmam Zhang et al. (2001), já está bem estabelecido que as coberturas florestais têm maior evapotranspiração do que outros tipos de cobertura vegetal. Por exemplo, uma microbacia florestada situada em um local cuja precipitação anual média seja igual a 1.000 mm apresentará aproximadamente 200 mm de rendimento hídrico anual médio, enquanto uma microbacia coberta por gramíneas apresentará 400 mm de rendimento hídrico anual médio (Figura 1). A diferença de produção de água reflete as diferentes taxas de evapotranspiração dessas vegetações distintas.

Os mesmos estudos referidos anteriormente ainda mostram que após o reflorestamento de bacias desprovidas de vegetação florestal, há uma redução do rendimento hídrico anual (produção de água). Assim, o crescimento e a manutenção da floresta ocorrem à custa de água (Scott, 2005).

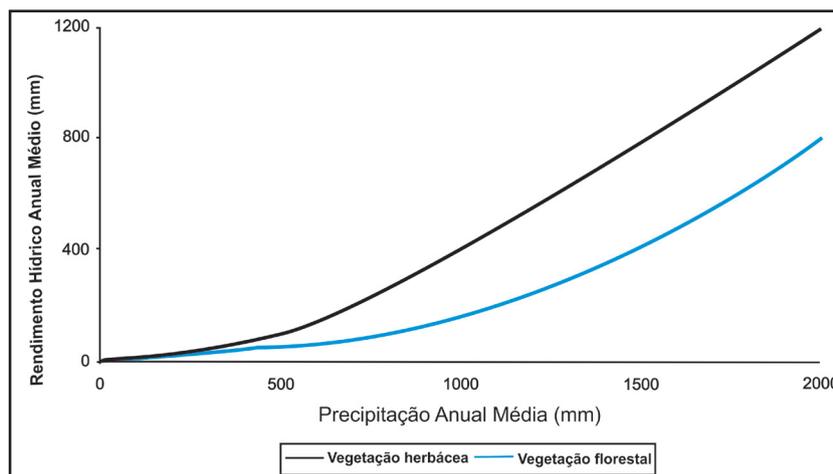


Figura 1. Diferentes rendimentos hídricos médios anuais oriundos de microbacias com vegetação composta por gramíneas (herbácea) e por florestas expostas à mesma precipitação anual média. Fonte: Zhang et al. (2001).

Figure 1. Difference in mean annual water yield produced in small catchments with vegetation of grasslands and forests subjected to the same mean annual precipitation. Source: Zhang et al. (2001).

Várias são as razões pelas quais as florestas consomem mais água do que os outros tipos de vegetação. A primeira delas consiste no fato de haver a evaporação da chuva retida pelo dossel da floresta, processo hidrológico conhecido como interceptação que retém 20 a 25% da precipitação anual incidente (Bruijnzeel, 2000 apud Schellekens et al., 1999). Quando isso ocorre, parte da água da chuva é evaporada diretamente para a atmosfera, sem haver qualquer interação desta com o solo. Esse processo é relevante nos ecossistemas florestais porque estes possuem índice de área foliar de 3 a 6 vezes maior que culturas agrícolas e pastagens (Fleming, 1993).

Ademais, após a gota d'água conseguir atravessar os vários estratos florestais sem sofrer interceptação, ela se depara com a serapilheira. Essa camada de detritos vegetais que recobre o solo pode reter água e permitir que ocorra a evaporação sem que haja adição de umidade ao horizonte mineral subjacente (Chorley, 1978).

Após a água conseguir transpor todos esses obstáculos, ela consegue chegar ao solo mineral onde primeiramente recarregará a água dos microporos capilares e, após este processo, passará a recarregar a água do aquífero freático (Dunford e Fletcher, 1947), o qual é o responsável pela manutenção da vazão de um riacho perene, no período de estiagem (fluxo de base).

No que se refere ao sistema radicular, as árvores geralmente possuem raízes mais profundas se comparadas às plantas arbustivas e herbáceas (Nepstad et al., 1994; Hodnett et al., 1995). Isso as torna capazes de explorar mais o perfil do solo e, portanto, elas possuem maior capacidade de extrair água do mesmo, inclusive em períodos sem chuvas (Hodnett et al., 1995). Além disso, por sua posição na bacia hidrográfica, matas ripárias podem ter acesso direto à água do aquífero freático, por meio de seus sistemas radiculares (Dunford e Fletcher, 1947; O'Grady et al., 2005).

Outro fato que não deve ser subestimado refere-se aos diferentes consumos de água por parte de diferentes espécies arbóreas (Swank e Douglass, 1974), já que cada espécie possui suas peculiaridades no que concerne à demanda por água.

Outro ponto relevante consiste na idade da floresta que também influencia as taxas de transpiração. Nesse sentido, florestas jovens em pleno crescimento possuem maior demanda hídrica em relação às florestas maduras (Kuczera, 1987).

## 2.2 Efeitos Hidrológicos das Florestas Sobre o Regime de Vazão

Em áreas em que há distribuição de precipitação de maneira sazonal, o comportamento da vazão ao longo do ano é frequentemente mais importante do que o rendimento hídrico anual (Bruijnzeel, 2004). Nesse sentido, as florestas têm efeitos hidrológicos diferentes das outras coberturas do solo no que se refere à resposta aos eventos de chuva e aos períodos de pouca ou nenhuma precipitação.

Moraes et al. (2006) estudaram a geração de escoamento direto em microbacias semelhantes, uma com cobertura florestal e outra com pastagem. Nota-se a reação nitidamente distinta das hidrógrafas da bacia florestada em relação à cobertura por pasto, sujeitas a um mesmo hietograma (Figura 2).

A Figura 2 mostra que, devido à maior geração de escoamento superficial, o ramo ascendente da hidrógrafa referente à bacia com pastagem é muito mais elevado que o da floresta. O ramo descendente, por sua vez, também é bastante inclinado indicando que a microbacia libera a água de forma rápida após o evento de chuva. Além disso, percebe-se que o tempo de resposta entre o pico do hietograma e o pico de vazão é de 20 minutos aproximadamente. Por outro lado, a bacia com floresta responde à chuva de maneira mais suave, de modo que o intervalo entre o pico de chuva e o pico de vazão é de aproximadamente 60 minutos. Ainda com relação à bacia com floresta, os ramos ascendente e descendente de sua hidrógrafa são menos inclinados, o que mostra que essa bacia permite que a água seja absorvida e liberada pelo solo de maneira mais gradual, por períodos de tempo maiores do que os referentes à bacia com pastagem, a saber, 3h55min e 2h15min, respectivamente. Moraes et al. (2006) também mostraram que na bacia com pastagem 40% do escoamento direto era devido ao escoamento superficial hortoniano. Já na bacia com floresta, 60% do escoamento direto era causado por escoamento superficial de áreas saturadas.

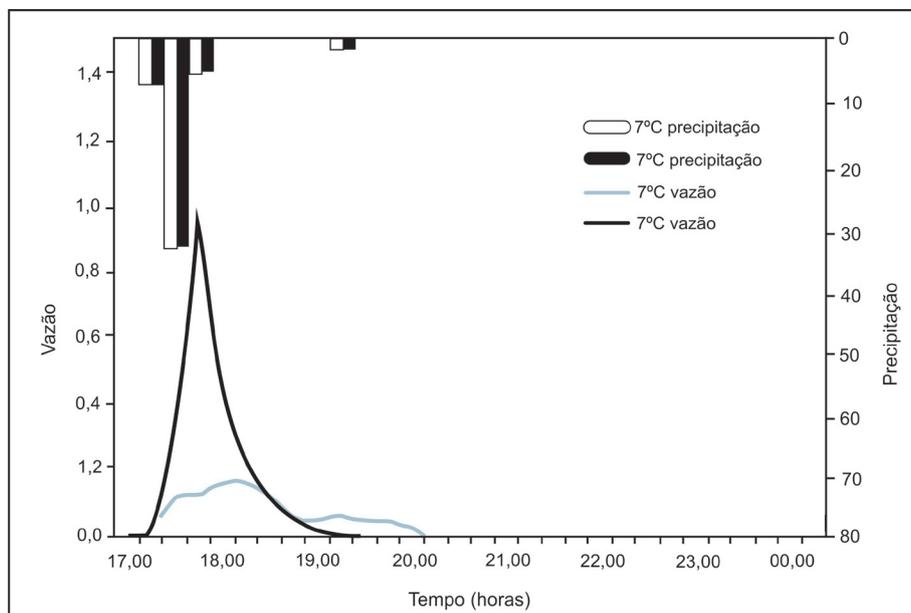


Figura 2. Hidrógrafa de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC). Fonte: Moraes et al. (2006).

Figure 2. Hydrograph of two small catchments with different soil cover: forest (FC) and pasture (PC). Source: Moraes et al. (2006).

No que concerne aos eventos pluviiais extremos, deve-se ter cautela ao se referir aos efeitos da floresta, pois nestes episódios a presença ou ausência de vegetação florestal tem pouco efeito na atenuação da geração de escoamento direto (Bruijnzeel, 1986), já que com quantidades enormes de água, o solo, independentemente do uso, alcançará o estado de saturação e passará a produzir escoamento superficial.

Portanto, o uso da terra tem efeito mínimo em atenuar as consequências de grandes volumes de água (Hewlett, 1982).

No tocante aos períodos secos, Weert (1994) simulou os efeitos da mudança de uso de terra de floresta para agricultura em uma microbacia e observou que o fluxo de base tornou-se cada vez menor com o aumento da degradação do solo (Figura 3).

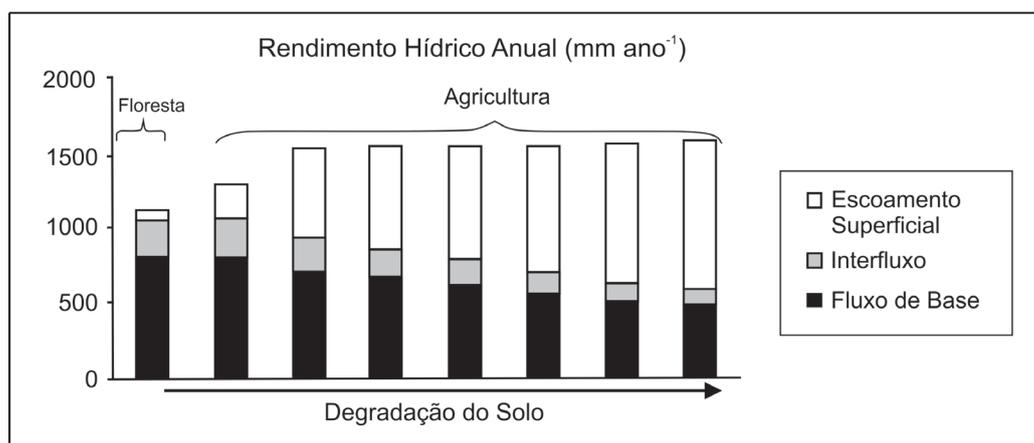


Figura 3. Simulação das mudanças dos componentes do deflúvio em condições em que há um aumento na degradação do solo ao longo do tempo. Fonte: Weert (1994).

Figure 3. Simulation of changes in water yield components under conditions of increasing soil degradation. Source: Weert (1994).

Como o fluxo de base é responsável pela manutenção da vazão do riacho durante o período de estiagem, percebe-se que a floresta, apesar de ter menor rendimento hídrico anual, possui vazões de base maiores do que as suas correspondentes na bacia com atividades agrícolas. Isso é o reflexo de taxas de infiltração mais altas proporcionadas pelas florestas, quando comparadas às de campos agrícolas. Assim, fica patente que a diminuição da infiltração, decorrente das atividades agrícolas, proporciona grandes picos de vazão durante os períodos chuvosos. De fato, o volume grande de água que sai da bacia durante esses eventos se infiltraria e recarregaria o aquífero freático, caso os solos presentes nas bacias tivessem boas condições de infiltração. Posteriormente, essa água seria liberada de maneira mais morosa, exatamente ao contrário do que acontece em picos de descarga em que ela é rapidamente liberada. Desse modo, essa água que escoar rapidamente não contribui para o fluxo de base o que,

consequentemente, produz as menores vazões durante os períodos de estiagem em áreas agrícolas se comparadas às florestas.

Segundo RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986), o rio Konto, na Indonésia, exibiu claramente os efeitos de longo prazo mencionados anteriormente (Figura 4). No período entre 1915 e 1942, a área da bacia permanecia predominantemente com florestas. Entre os anos de 1951 e 1972 houve intensificação do uso do solo, o que gerou áreas menos permeáveis. A partir desses anos foi verificada menor vazão no rio em períodos secos (agosto a novembro) e maior vazão em períodos úmidos (janeiro a março) em relação ao registrado entre 1915 e 1942. Essa alteração no regime de vazão pode ser atribuída à maior geração de escoamento direto durante os períodos úmidos devido às modificações da taxa de infiltração da água no solo.

Com o exposto, fica comprovado que as florestas têm efeitos já conhecidos sobre a quantidade de água e o regime de vazão.

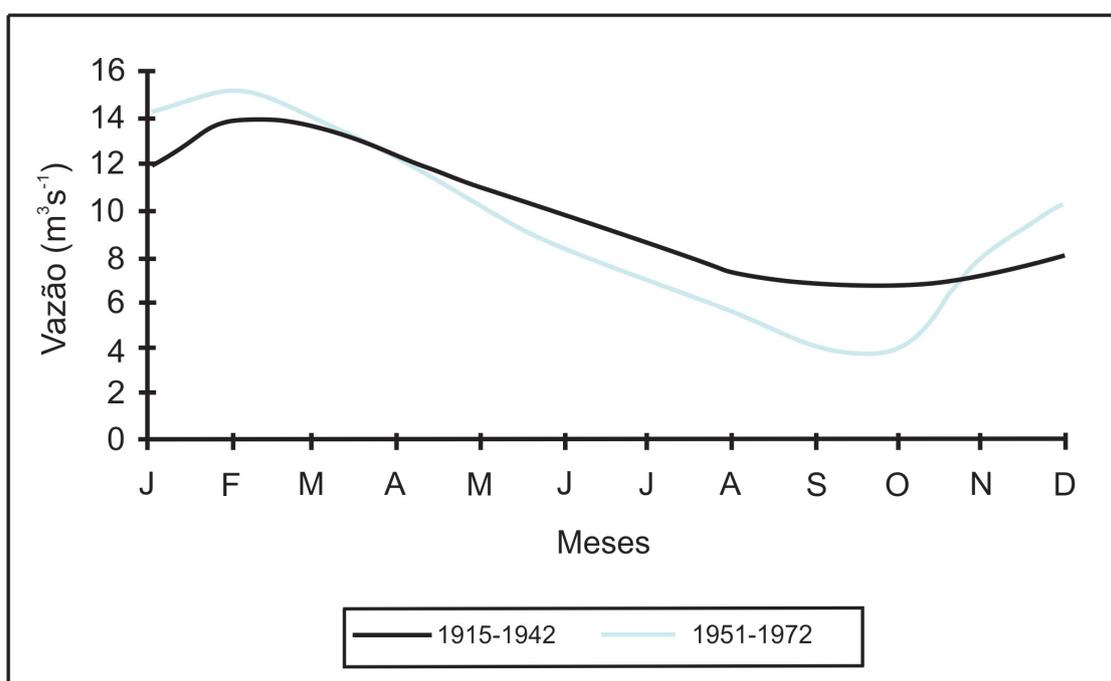


Figura 4. Mudança no regime de vazão do rio Konto com a intensificação do uso do solo. Fonte: RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986).

Figure 4. Alteration of Konto river discharge regime with land use intensification. Source: RIN (1985) apud Bruijnzeel (1986).

### 2.3 Restauração de Florestas Ripárias: a Recuperação Aumenta a Produção de Água?

Dunford e Fletcher (1947) compararam duas microbacias pareadas cuja cobertura vegetal inicial era de floresta latifoliada. Após o período de calibração, uma das bacias recebeu o tratamento que consistia no corte da floresta em torno do pequeno rio (vegetação ripária). Essa área correspondia a 12% da área total da bacia. Após o tratamento, a bacia teve um aumento significativo do seu rendimento hídrico em relação ao controle. Os autores explicam que esse aumento foi causado pela eliminação da vegetação ripária.

Woods (1966) relata que a substituição da floresta ripária por uma gramínea perene aumentou em 55% a produção de água em uma microbacia situada no Arizona, EUA. Da mesma forma, Rowe (1963) e Ingebo (1971) observaram um aumento substancial do rendimento hídrico após a remoção da floresta ripária.

Em uma compilação de estudos sobre o manejo de florestas com o objetivo de aumentar a produção de água em pequenas bacias hidrográficas, Hibbert (1981) sugeriu o corte da vegetação ripária.

Mais recentemente, Smith (1992) verificou que o plantio de pinheiros (*Pinus radiata*) às margens de um riacho reduziu o rendimento hídrico em quantidades de 68 a 104 mm (21% a 55%), quando as árvores atingiram de 8 a 10 anos de idade. Em condições tropicais, Scott (1999) também observou um aumento no deflúvio anual de 55 a 110 mm (9 a 44%) com a supressão da vegetação ripária, na África do Sul.

Os trabalhos supracitados, apesar de não tão numerosos quanto os que eliminaram a vegetação inteira de uma microbacia, corroboram os resultados obtidos em microbacias experimentais das várias revisões sobre o assunto já apresentadas (Seção 2.1). Diante do exposto, pode-se concluir que o efeito da floresta ripária sobre a quantidade de água produzida em uma microbacia não é diferente do efeito das florestas de uma maneira geral. Contudo, deve-se ter diligência ao se fazer referência aos estudos em microbacias pareadas, uma vez que, nesses experimentos

precauções são tomadas para que as condições hidrológicas dos solos permaneçam inalteradas. O mesmo não ocorre em áreas de uso intensivo do solo, nas quais a alteração de uso da terra geralmente vem acompanhada da degradação de suas propriedades físicas (Bruijnzeel, 2004).

### 2.4 Recuperação da Floresta Ripária ou da Função Hidrológica do Solo?

Apesar de parecer contraditório, é possível observar na prática que, com o plantio da floresta ciliar, poderá haver um retorno e/ou regularização da vazão em nascentes e córregos. Isso pode ocorrer apesar de haver maior evapotranspiração de água pelas florestas, pois muitas vezes a restauração florestal ocorre em áreas onde o solo está bastante degradado principalmente por erosão e/ou compactação. Com o estabelecimento da mata, há restauração dos processos hidrológicos no solo (Ilstedt et al., 2007), de forma que se a maior evapotranspiração for compensada pelas maiores taxas de infiltração e percolação, haverá retorno e/ou regularização da vazão. Assim, o solo, ao receber continuamente um aporte de matéria orgânica da serapilheira e ganhando porosidade com a atividade do sistema radicular da floresta, e também por meio da atividade da biota do solo, permite que haja maior condução de água em direção às camadas mais profundas. Assim, pode haver a restauração do processo de recarga do aquífero livre e ocorrer a “volta” da vazão do ribeirão (ou da nascente) que havia “secado”. Esse efeito pode ser descrito como o contrário do apresentado sobre a degradação do solo, exibido na Figura 3. Nessa direção, Cavelier e Vargas (2002) argumentam que o decréscimo da produção de água dos rios após o desmatamento não é, de fato, um resultado do desmatamento propriamente dito, mas sim, reflexo da mudança nos atributos do solo os quais afetam, diretamente, a velocidade e a direção do fluxo de água.

Ao analisar ainda a Figura 3, é possível perceber que, com a conversão de floresta para agricultura e com o aumento da degradação do solo, houve um aumento no rendimento hídrico anual. De fato, isso ocorre não apenas devido às diferenças no uso de água da cobertura vegetal,

mas também em razão da deterioração dos atributos hidráulicos do solo que proporciona baixas taxas de infiltração e percolação e, conseqüentemente, gera mais escoamento superficial com a instalação da atividade agrícola. Esse fato já foi observado em grandes bacias (Costa et al., 2003).

A princípio, esse efeito pode parecer benéfico, mas uma bacia com esse grau de degradação do solo apresenta comportamento hidrológico muito irregular, instável e dependente da intensidade da chuva que recebe, estando muito sujeita a picos de vazão (devido ao escoamento superficial) e se assemelhando cada vez mais a uma bacia de canal efêmero. Nesse sentido, pode-se dizer que a floresta regulariza a vazão, o que significa menor variabilidade da descarga ao longo do tempo, como pode ser observado nos valores máximos e mínimos da Figura 2, em que a vazão da pastagem ( $0$  a  $1 \text{ mm h}^{-1}$ ) apresenta uma amplitude de variação muito maior em relação à da floresta ( $0$  a  $0,2 \text{ mm h}^{-1}$ ). Da mesma forma, a Figura 4 mostra que, com a intensificação do uso do solo, o rio Konto passou a ter maior amplitude de variação de vazão a partir de 1951 se comparado ao período de 1915 a 1941. A médio e longo prazos, as bacias nessa situação estão fadadas à depauperação do fluxo de base que se torna cada vez menor e a intensa degradação do solo por erosão hídrica dos mais diversos tipos como laminar, em sulcos e voçorocas.

No que tange ao tempo de recuperação das propriedades hidráulicas do solo com o estabelecimento da floresta, Hursh (1943) estima que uma área originalmente coberta por florestas, mas que fora convertida para plantação de algodão e posteriormente para plantação de pinheiros, demoraria cerca de 60 a 80 anos para que o solo readquirisse suas características hidrológicas originais deterioradas pelas atividades agrícolas.

Zimmermann et al. (2006), por sua vez, compararam a taxa de infiltração e a condutividade hidráulica do solo saturado (Ksat) entre floresta, pastagem e capoeira, esta última utilizada durante 6 anos como pastagem e depois abandonada por 16 anos. Em relação à pastagem, a capoeira teve seus valores de infiltração e Ksat superiores, apesar de apresentar taxa de infiltração inferior quando comparada à floresta. Essa tendência também foi detectada por Moraes et al. (2006) que estudaram

a Ksat de um solo sob capoeira de 12 anos de idade em relação à pastagem e à floresta natural. Esses autores acreditam que a completa recuperação dos atributos hidrológicos do solo pode requerer décadas. Assim, é perceptível que com o restabelecimento da floresta através da sucessão secundária, há uma tendência à recuperação de seus processos hidrológicos. Entretanto, o tempo de recuperação parece ser incerto e dependente do tipo de solo entre outros fatores, sendo, portanto, difícil de estimar.

A resposta da microbacia à recuperação da floresta, no sentido de haver a volta e regularização do regime de vazão é muito dependente também das características da microbacia como um todo, já que estes sistemas hidrográficos diferem muito entre si em termos pedológicos, geomorfológicos e de uso da terra. Dessa forma, um procedimento de restauração que possa ser eficiente em uma bacia não necessariamente terá o mesmo sucesso em outra, já que cada uma tem suas peculiaridades. Assim, a área de 30 metros na margem dos riachos e 50 metros ao redor de nascentes, preconizadas pela legislação vigente do Código Florestal (Brasil, 1965), que dispõe sobre as áreas de preservação permanente – APPs, pode ser eficiente para algumas bacias, mas não o bastante para outras.

Por fim, muitas microbacias já atingiram um grau irreversível de recuperação. Nesses casos, mesmo assim, deve-se procurar minimizar os fatores de degradação já que esses contribuirão para prejudicar um sistema fluvial de maior escala no qual a microbacia degradada está inserida.

Em suma, pode ocorrer o retorno e/ou mesmo a regularização da vazão com a recuperação da floresta ripária desde que o aumento da evapotranspiração seja compensado pelas maiores taxas de infiltração do solo sob a floresta (Bruijnzeel, 1986) e da bacia como um todo.

Deve ficar claro que a mata ciliar tem sua importância hidrológica, porém, assim como qualquer floresta, ela também é um agente de consumo de água. Além disso, é necessário ter florestas ao longo das margens dos riachos, pois estas não só executam funções hidrológicas (e.g. estabilização das margens e a interceptação de sedimentos), mas também ecológicas, tais como conservação da biodiversidade, o fornecimento de detritos vegetais (ramos, troncos e folhas)

assim como frutos e sementes, controle da temperatura da água, controle da composição química da água por meio da filtragem física e biológica e, por fim, o controle sobre a comunidade de macroinvertebrados do riacho (Lima e Zakia, 2006; Hamilton, 2008).

Para assegurar a manutenção do rendimento hídrico das microbacias com usos do solo que não sejam de florestas naturais, bem como para regularizar o regime de vazão, é primordialmente necessário manter boas condições de infiltração de água em toda área de solo não saturado da microbacia (Valente e Gomes, 2005). Isso pode ser obtido por meio de técnicas de conservação do solo e com o bom planejamento do uso da terra, incluindo o delineamento de estradas. Com altas taxas de infiltração, a bacia como um todo atuará na produção de água e, com isso, a floresta ripária consumirá água, mas os maiores consumos serão compensados pela maior infiltração em toda a superfície da bacia (Valente e Gomes, 2005).

Hewlett (1964) afirma que a floresta é o melhor fator de conservação da água, mas também é um componente natural que mais a consome. Dessa forma, como observa Lima (2005), esse maior consumo de água é o “custo” que as florestas “cobram” por todos os serviços prestados aos recursos hídricos e, portanto, para a sua manutenção e perpetuidade. Fica claro que a proteção dos recursos hídricos não deve se restringir apenas às APPs, mas deve, sobretudo, atuar em toda a bacia hidrográfica por meio de medidas que a protegerão e manterão as funções hidrológicas do solo e, conseqüentemente, também atuarão na conservação da água. Esse manejo integrado também deve incluir todas as zonas de solo saturado que geralmente produzem grande proporção do escoamento direto (zonas ripárias não contidas em áreas de preservação permanente) (Lima e Zakia, 2000; Zakia et al., 2006).

Bruijnzeel (2004) apresenta um caso na Tanzânia em que a mudança de uso da terra de floresta para a agricultura foi realizada tomando os devidos cuidados para manter os atributos hidráulicos do solo o mais próximo do original.

Como consequência, houve maior produção anual de água pela microbacia hidrográfica quando coberta por agricultura em relação à que estava coberta por floresta. Da mesma forma, o fluxo de base também foi mais elevado na bacia com agricultura. Esse é um resultado conjunto da menor evapotranspiração das culturas implantadas associada à manutenção de altas taxas de infiltração de água no solo.

### 3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em bacias com diferentes usos da terra, o papel regulador da floresta não pode ser obtido apenas pela presença de matas ciliares restritas às áreas de preservação permanente ao longo dos corpos d'água, pois os outros usos da terra em outras partes da microbacia afetam de modo diferente e substancial o ciclo da água local, o que pode causar perdas de água e de solo acentuadas (Carpanezzi, 2000). Assim, fica patente que a recuperação de matas ciliares deve ocorrer no contexto do manejo integrado de microbacias hidrográficas. Para tanto, as diversas ações não podem se restringir apenas à recuperação da mata nas áreas que margeiam os rios, mas sim ao manejo da bacia hidrográfica como um todo, de forma que o solo mantenha altas taxas de infiltração e, portanto, apresente funcionamento hidrológico que beneficie a recarga do aquífero não confinado.

Como observam Lima e Zakia (2000), o estudo do critério hidrológico de estabelecimento da largura mínima da faixa ciliar que visa garantir a proteção dos cursos d'água é uma linha importante de trabalhos em microbacias experimentais a serem desenvolvidos. É necessário, também, pesquisar a já referida e intuitiva restauração dos processos hidrológicos que ocorrem com a restauração ecológica do ecossistema (Bruijnzeel, 2004) e verificar na prática como e quando a recuperação proporciona o retorno e/ou regularização as vazões. Além dessas, várias outras questões ainda devem ser respondidas com as pesquisas, tais como:

1. as técnicas de recobrimento rápido da área com espécies pioneiras de rápido crescimento afetam o deflúvio da mesma forma que as florestas de crescimento rápido comerciais?
2. qual é a evapotranspiração de florestas ripárias? Há algum valor médio representativo?
3. há diferenças de consumo de água entre florestas ciliares plantadas e regeneradas?

Essas são algumas de várias perguntas que devem ser respondidas com o decorrer do crescimento dessa área de estudo que, no Brasil, ainda é pouco desenvolvida.

No entanto, como ressaltam Rodrigues e Gandolfi (2000), o desenvolvimento de estratégias coerentes e eficientes para recuperar áreas degradadas não deve respaldar a manutenção ou a expansão do processo contínuo de degradação do solo, bem como o aumento desenfreado da fronteira agrícola sem um bom planejamento, o que, infelizmente, vem ocorrendo na atualidade.

Garantir a sustentabilidade dos pequenos rios e nascentes é garantir também a perpetuação dos grandes sistemas fluviais. Assim, deve-se buscar compreender a função das florestas ripárias para aumentar o corpo de conhecimento científico que respalde as decisões técnicas e legislativas para a busca do uso racional dos recursos naturais presentes dentro das microbacias, o que, em última instância, se traduz na sustentabilidade dos recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 1-27, 2004.
- BATES, C.G.; HENRY, A.J. Second phase of streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. **Monthly Weather Review**, v. 56, p. 79-97, 1928.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5. ed. São Paulo: Ícone, 2005. 355 p.
- BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p. 3-23, 1982.
- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 15 fev.1965.
- BROWN, A.E. et al. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.
- BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 185-228, 2004.
- BRUIJNZEEL, S. Environmental impacts of de (forestation) in the humid tropics: a watershed perspective. **Wallaceana**, v. 46, p. 3-13, 1986.
- CARPANEZZI, A.A. Benefícios indiretos da floresta. In: GALVÃO, A.P.M. (Org.). **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2000. p. 19-56.
- CAVELIER, J.; VARGAS, G. Processos hidrológicos. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. p. 145-165.
- CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley and Sons, 1978. p. 365-375.
- COSTA, M.H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J.A. Effects of large scale changes in land cover on the discharge of Tocantins River, Southeastern Amazon. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 206-217, 2003.
- DUNFORD, E.G.; FLETCHER, P.W. Effect of removal of stream-bank vegetation upon water yield. **Transaction, American Geophysical Union**, v. 28, p. 105-110, 1947.

FLEMING, P.M. The impact of land use change on water resources in the tropics: an Australian view of the scientific issues. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M.M.; GLADWELL, J.S. (Ed.). **Hydrology and water management in the humid tropics**. Queensland: Cambridge University Press, 1993. p. 405-413.

HAMILTON, L.S. **Forests and water**. Roma: FAO, 2008. 78 p.

HEWLETT, J.D. **Principles of forest hydrology**. Athens: University of Georgia Press, 1982. 183 p.

\_\_\_\_\_. Water or forest: can we have all we need of both? **Frontiers of Plant Science**, v. 17, p. 2-3, 1964.

HIBBERT, A.R. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, Pennsylvania. **Proceedings...** Pennsylvania: Pergamon Press, 1967. p. 527-543.

\_\_\_\_\_. Opportunities to increase water yield in the southwest by vegetation management. In: BAUMGARTNER, D.M. (Ed.). **Interior West watershed management**. Pullman: Washington State University, Cooperative Extension, 1981. p. 223-230.

HODNETT, M.G. et al. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian Rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, v. 170, p. 233-254, 1995.

HORNBECK, J.W. et al. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for Northeastern USA. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 323-344, 1993.

HURSH, C.R. Water storage limitations in forest soil profiles. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 8, p. 412-414, 1943.

ILSTEDT, U. et al. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 45-51, 2007.

INGEBO, P.A. Suppression of channel-side chaparral cover increase streamflow. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 26, p. 79-81, 1971.

KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p. 215-236, 1987.

LIMA, W.P. A floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. **Visão Agrícola**, v. 4, p. 30-33, 2005.

\_\_\_\_\_.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 33-44.

\_\_\_\_\_. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 77-87.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2001. 143 p.

MORAES, J.M. et al. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

NEPSTAD, D.C. et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of the Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, p. 666-669, 1994.

O'GRADY, A.P. et al. Comparative water use by the riparian trees *Melaleuca argentea* and *Corimbia bella* in the wet-dry tropics of northern Australia. **Tree Physiology**, v. 26, p. 219-228, 2005.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP: FAPESP, 2000. p. 235-247.

ROWE, P.B. Streamflow increases after removing woodland-riparian vegetation from a Southern California watershed. **Journal of Forestry**, v. 61, p. 365-370, 1963.

SAHIN, V.; HALL, M.J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, v. 178, p. 293-309, 1996.

SCHELLEKENS, J. et al. Modelling rainfall interception by a lowland tropical rain forest in northeastern Puerto Rico. **Journal of Hydrology**, v. 225, p. 168-184, 1999.

SCOTT, D.F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Canadian Journal of Forestry Research**, v. 29, p. 1149-1157, 1999.

\_\_\_\_\_. On the hydrology of industrial timber plantation. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 4203-4206, 2005.

SMITH, C. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, p. 237-245, 1992.

STEDNICK, J.D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, v. 176, p. 79-95, 1996.

SWANK, W.T.; DOUGLASS, J.E. Streamflow greatly reduced by converting deciduous hardwood stands to pine. **Science**, v. 185, p. 857-859, 1974.

VALENTE, O.F.; GOMES, M.A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa-MG: Aprenda Fácil, 2005. 182 p.

WEERT, R. van der. **Hydrological conditions in Indonesia**. Jakarta: Deft Hydraulics, 1994. 110 p.

WOODS, L.G. Increasing watershed yield through management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 21, n. 3, p. 95-97, 1966.

ZAKIA, M.J.B. et al. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 89-106.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, p. 701-708, 2001.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEEER, H.; MORAES, J.M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006.

**CARACTERIZAÇÃO FLORÍSTICA DA VEGETAÇÃO SOBRE AFLORAMENTO ROCHOSO  
NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE ITAPEVA, SP,  
E COMPARAÇÃO COM ÁREAS DE CAMPOS RUPESTRES E DE ALTITUDE<sup>1</sup>**

**FLORISTIC CHARACTERIZATION OF VEGETATION ON ROCKY OUTCROP  
IN THE ITAPEVA EXPERIMENTAL STATION, SP,  
AND COMPARISON WITH AREAS OF ROCKY GRASSLANDS AND HIGH-ALTITUDE GRASSLANDS**

Natalia de Oliveira COSTA<sup>2</sup>; Roque CIELO-FILHO<sup>3, 4</sup>;  
João Aurélio PASTORE<sup>3</sup>; Osny Tadeu de AGUIAR<sup>3</sup>;  
João Batista BAITELLO<sup>3</sup>; Conceição Rodrigues de LIMA<sup>3</sup>;  
Silvana Cristina Pereira Muniz de SOUZA<sup>3</sup>; Geraldo Antonio Daher Corrêa FRANCO<sup>3</sup>

**RESUMO** – A classificação de comunidades vegetais nem sempre é tarefa fácil, principalmente quando se trata de tipos de vegetação pouco estudados. Esse é o caso da vegetação sobre afloramento rochoso da Estação Experimental de Itapeva – EEI, situada no sudoeste do Estado de São Paulo, região que abriga remanescentes de Cerrado e Mata Atlântica. Visando caracterizar e classificar essa vegetação, foram realizadas coletas mensais de material botânico no período de agosto de 2008 a fevereiro de 2010. A lista de espécies obtida foi comparada com a de campos rupestres e de altitude brasileiros. As comparações foram realizadas por meio de análise de agrupamento, “TWINSPAN” e “NMS”. Foram encontradas 135 espécies, 48 famílias e 108 gêneros. As famílias mais representativas foram Fabaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Myrtaceae, Melastomataceae, Poaceae, Apocynaceae, Sapindaceae e Orchidaceae. A análise de agrupamento com os dados de distribuição de riqueza entre famílias sugeriu maior afinidade florística entre o afloramento rochoso estudado e os campos rupestres. Para os dados de composição de espécies, os diferentes métodos de ligação agruparam a área de estudo ora com campos de altitude ora com campos rupestres. A “NMS” evidenciou o caráter contínuo da variação florística, mas reiterou a maior similaridade entre a área de estudo e os campos rupestres. A “TWINSPAN” reforçou essa hipótese e apontou a família Fabaceae e as espécies *Miconia albicans* (Sw.) Steud. e *Periandra mediterranea* (Vell.) Taub como indicadoras de campos rupestres. O tipo de solo, formado a partir de rochas areníticas, constitui o fator determinante mais plausível para as relações florísticas encontradas.

Palavras-chave: Campo Rupestre; Campo de Altitude; Cerrado; Floresta Atlântica; Itapeva; Páramos Brasileiros.

**ABSTRACT** – The classification of vegetation communities is not an easy task, especially regarding less studied vegetation types. This is the case for rocky outcrop vegetation in the Itapeva Experimental Station – EEI, located in the Southwest of São Paulo state, a region where remnants of Cerrado and Atlantic Forest occur. Aiming to characterize and classify that vegetation, monthly visits were done between August 2008 and February 2010 for the collecting of botanical material. The species list obtained was compared with those of rocky grasslands and high-altitude grasslands. Comparisons were made through cluster analysis, TWINSPAN and NMS. We found 135 species, 48 families and 108 genera. The richest families were Fabaceae, Asteraceae, Bignoniaceae, Myrtaceae, Melastomataceae, Poaceae, Apocynaceae, Sapindaceae and Orchidaceae.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 13.10.10. Aceito para publicação em 19.04.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Bolsista PIBIC-IF, Instituto Florestal. Acadêmica do curso de Ciências Biológicas da Universidade Mackenzie, São Paulo, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Roque Cielo Filho – cielofbr@yahoo.com.br

The cluster analyses with the distribution of richness among families data suggested a greater floristic affinity between the rocky outcrop vegetation studied and rocky grasslands. For the species composition data the different linkage methods grouped the study area sometimes with high altitude grasslands, sometimes with rocky grasslands. The NMS highlighted the continuous character of the floristic variation, but also showed a greater similarity between the study area and the rocky grasslands. The TWINSpan reinforced this hypothesis and pointed out the family Fabaceae and the species *Miconia albicans* (Sw.) Steud. and *Periandra mediterranea* (Vell.) Taub as indicators of rocky grasslands. The soil type, formed from sandstone rocks, is the most plausible determinant factor for the floristic relations found.

Keywords: Atlantic Forest; Brazilian Paramos; Cerrado; High-altitude Grassland; Itapeva; Rocky Grassland.

## 1 INTRODUÇÃO

Afloramentos rochosos podem ser encontrados em diferentes domínios fitogeográficos brasileiros, como o Cerrado e a Floresta Atlântica, ambos ocorrentes no Estado de São Paulo. Apresentam vegetação peculiar, composta predominantemente por espécies herbáceas e subarborescentes (Conceição e Giulietti, 2002; Caiafa e Silva, 2005). Os afloramentos rochosos que ocorrem na Serra do Mar e da Mantiqueira estão inseridos no domínio da Floresta Atlântica e são denominados por Rizzini (1997) como Campo de Altitude. Os afloramentos rochosos presentes na Chapada Diamantina e Serra do Espinhaço, domínio do Cerrado, têm sua cobertura vegetal denominada por Rizzini (1997) como Campo Quartzítico de Afloramento, em razão de suas condições edáficas. Este é, em geral, encontrado na literatura como Campo Rupestre (Ribeiro e Dias, 2007; Ribeiro e Walter, 2008).

Campos de altitude e campos rupestres geralmente ocorrem em altitudes elevadas. De acordo com Ribeiro e Dias (2007), os campos rupestres, na maior parte das vezes, ocorrem em altitudes superiores a 900 m e os campos de altitude, segundo Rizzini (1997), em altitudes superiores a 2.000 m. Entretanto, em altitudes menores há registros de vegetação com fisionomia e florística semelhantes aos campos de altitude (Mamede et al., 2001; Garcia e Pirani, 2003; Caiafa e Silva, 2005; Garcia e Pirani, 2005).

Por essa razão, Garcia e Pirani (2003) recomendam o uso do termo “topo de morro” ao invés de “altimontano” para classificar esse tipo de vegetação tanto em altitudes mais elevadas quanto em altitudes inferiores a 500 m.

Os solos dos campos rupestres são formados pela decomposição de quartzitos, arenitos ou itacolomitos (Ribeiro e Dias 2007; Ribeiro e Walter, 2008). Os campos de altitude apresentam solo formado pela decomposição de rochas cristalinas e, segundo Rizzini (1997), são mais pobres que o dos campos rupestres. Em função das variações edáficas, climáticas e do tipo de vegetação circundante, a flora dos campos rupestres se diferencia daquela encontrada em campos de altitude (Rizzini, 1997). A flora dos campos rupestres apresenta maior afinidade com as floras do planalto central brasileiro e do escudo das Guianas, ao passo que a flora dos campos de altitude se assemelha mais à flora da região andina e dos campos sulinos (Harley, 1995). De acordo com Pena (2009), os campos rupestres recebem elementos do Cerrado e os campos de altitude recebem elementos da floresta Atlântica, embora ambos possam compartilhar espécies. Uma possível abordagem para avaliação de diferenças florísticas entre tipos de vegetação consiste na comparação entre áreas, tendo como base a distribuição da riqueza de espécies entre as famílias mais representativas (Leitão Filho, 1982). É possível também avaliar relações florísticas por meio da comparação entre áreas com base na composição de espécies (Silva e Shepherd, 1986).

Os remanescentes de vegetação do Estado de São Paulo, especialmente no interior do Estado, formam um mosaico fitofisionômico. Observam-se áreas cobertas por Floresta Atlântica (*sensu lato*) em contato com a vegetação de Cerrado (Kronka et al., 2005). Esse é o caso da região onde se situa a Estação Experimental de Itapeva, na qual remanescentes de Cerrado e de Florestas Estacionais Semidecíduas coocorrem na mesma paisagem. Por essa razão, os afloramentos rochosos aí encontrados poderiam ser colonizados por espécies do Cerrado ou da Floresta Atlântica, revelando maior afinidade florística com os campos rupestres ou com os campos de altitude, respectivamente.

Assim, para a correta classificação da vegetação sobre afloramento rochoso da região, informações sobre a composição florística são essenciais, ou seja, há necessidade de um estudo florístico. A classificação da vegetação é importante para fins de pesquisa e conservação. Comparações florísticas envolvendo vegetações sobre afloramento rochoso revelaram que grupos mais nítidos e consistentes são obtidos quando outros tipos de vegetação (Campo Sujo, Campo Limpo, Cerrado Sentido Restrito, etc.) não são incluídos na análise (Pena, 2009), razão pela qual no presente estudo optou-se por comparar apenas listas florísticas de vegetação sobre afloramento rochoso.

Este trabalho teve por objetivos caracterizar floristicamente a vegetação sobre afloramento rochoso na Estação Experimental de Itapeva e classificar esta vegetação a partir de comparações entre a área de estudo e campos rupestres e de altitude baseadas na distribuição da riqueza de espécies entre as famílias mais representativas e na composição de espécies.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A Estação Experimental de Itapeva – EEI, criada através do Decreto nº 7.692/76, abrange parte dos municípios de Itapeva e Itaberá no sudoeste do Estado de São Paulo. Trata-se de área pública, sob responsabilidade da Divisão de Florestas e Estações Experimentais do Instituto Florestal do Estado.

Localizada nas coordenadas 24°02'S e 49°06'W, a uma altitude de 740 m, possui área de 1.828 ha. A temperatura média anual é de 19 °C, precipitação média anual de 1.300 mm e o clima é Cfb do sistema de classificação de Köppen (Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – IPT, 2001). Essa região é uma das áreas apontadas por Cavalcanti (2007) como prioritária para a conservação da biodiversidade do bioma Cerrado. A EEI apresenta duas manchas de afloramento rochoso, totalizando 14,91 ha, com cobertura vegetal natural preservada e objeto do presente estudo. A mancha maior apresenta 9,69 ha e a mancha menor 5,22 ha (Figura 1). A área ocupada pelos dois afloramentos está localizada entre as coordenadas 24°02'56" – 24°04'01"S e 49°04'21" – 49°03'45"W. O embasamento geológico pertence à Formação Furnas com origem no período Neo-Siluriano a Eo-Devoniano. Apresenta rochas areníticas e Neossolos Litólicos Álicos (Scaramuzza, 2006). Esse tipo de ambiente consta em mapa morfopedológico abrangendo região próxima à área de estudo como Borda de Escarpa (Scaramuzza, 2006).

Campos Rupestres e de Altitude podem apresentar considerável variação fisionômica conforme a heterogeneidade de microhabitats (Caiafa e Silva, 2005; Oliveira e Godoy, 2007). Considerando a terminologia adotada por Oliveira e Godoy (2007), na área de estudo podem ser identificados os microhabitats fresta e ilha de solo. As frestas acumulam solo, possibilitando a nutrição e o enraizamento de arbustos e árvores com até 4 m de altura. O acúmulo também ocorre nas ilhas de solo situadas em depressões e concavidades da superfície rochosa, porém, devido à espessura reduzida da camada de solo, em torno de 20 cm, o estrato herbáceo-arbustivo predomina. Nos afloramentos rochosos da EEI podemos acrescentar ainda o microhabitat tapete de musgo. Esse microhabitat é especialmente conspicuo e aparentemente desempenha um papel fundamental na colonização do afloramento rochoso por plantas vasculares, representadas principalmente por hemicriptófitos e geófitos das famílias Poaceae e Bromeliaceae (Figura 2).

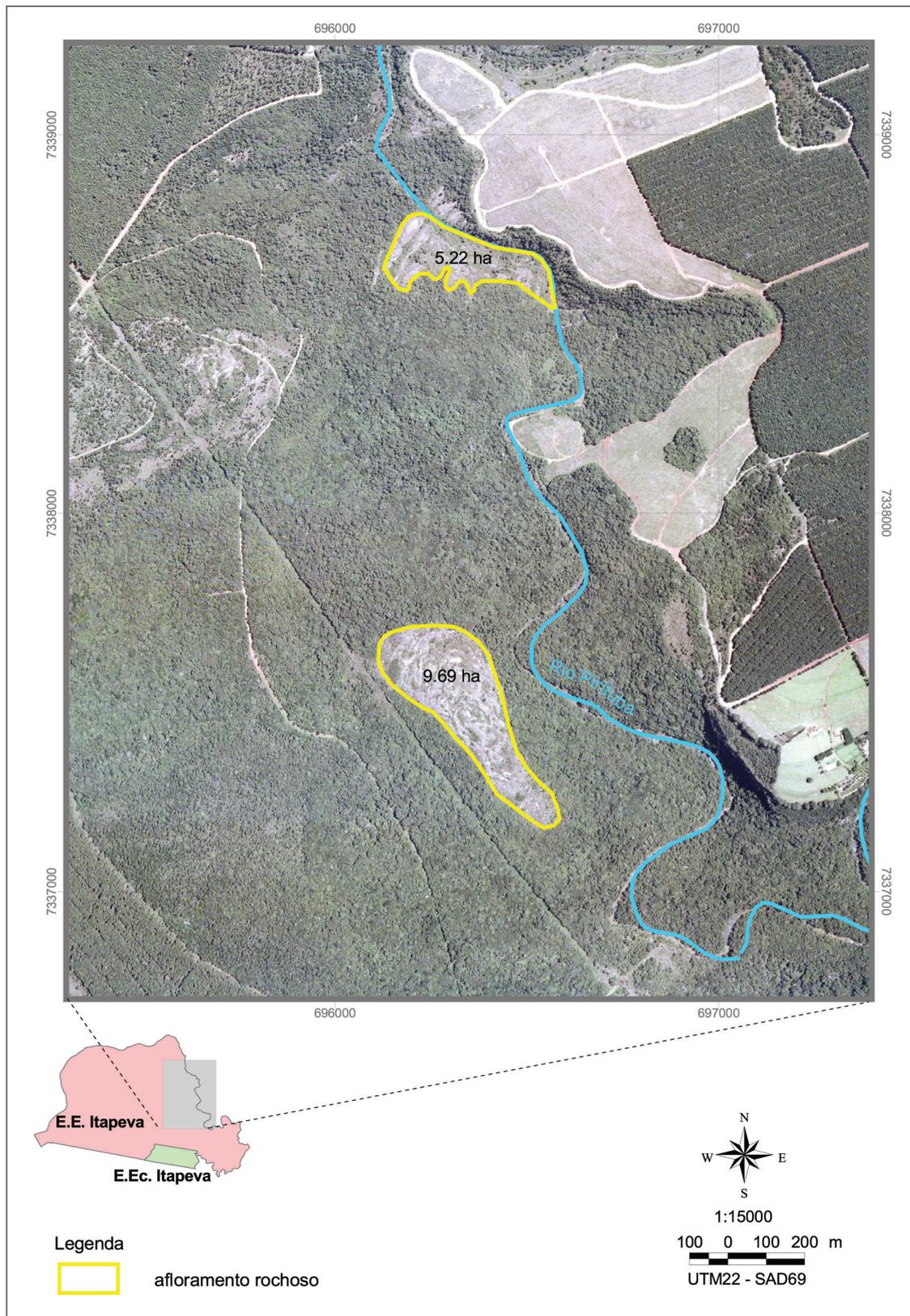


Figura 1. Localização dos afloramentos rochosos da Estação Experimental de Itapeva – SP. E.Ec. = Estação Ecológica.  
 Figure 1. Location of the two rocky outcrops at the Itapeva Experimental Station – SP. E.Ec. = Ecological Station.



Figura 2. Aspecto geral da vegetação sobre afloramento rochoso da Estação Experimental de Itapeva. Na parte inferior da imagem pode ser observado o microhabitat tapete de musgo. Na porção mediana e superior da imagem ocorrem os microhabitats ilha de solo e fresta, respectivamente.

Figure 2. General aspects of the rocky outcrops vegetation cover at the Itapeva Experimental Station. In the bottom of the image the microhabitat moss mat can be observed. In the middle and top of the image the microhabitat soil island and cleft occur.

Nos três tipos de microhabitat descritos acima foram realizadas coletas de material botânico entre os meses de agosto de 2008 a fevereiro de 2010, em visitas mensais com duração de um a dois dias. Foi verificada a suficiência amostral com a elaboração da curva do coletor, em que o eixo das abscissas corresponde ao número de visitas, e o eixo das ordenadas ao número cumulativo de espécies. Seguindo a orientação de Cain e Castro (1959), considerou-se como indicativo de suficiência amostral a estabilização da curva tomada como a condição em que um aumento de 10% no esforço amostral (número de visitas) corresponde a um aumento inferior a 10% no número de espécies.

O material coletado foi identificado com base em literatura taxonômica, por comparação

com exsicatas de herbário e através de consultas a especialistas. A nomenclatura seguiu o sistema APG II (APG II, 2003; Souza e Lorenzi, 2008). Para verificação de grafia e sinônimas nomenclaturais utilizaram-se os bancos de dados da “Lista de Espécies da Flora do Brasil” (Forzza et al., 2010), do *Missouri Botanical Garden* – MOBOT (2010) e do *International Plant Names Index* – IPNI (2010). Para avaliar a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção, a lista de espécies obtida neste trabalho foi confrontada com as listas de espécies ameaçadas no Estado de São Paulo (São Paulo, 2004), no Brasil (Fundação Biodiversitas, 2005; Brasil, 2008) e para o mundo (União Internacional para a Conservação da Natureza – IUCN, 2010). As plantas coletadas férteis foram depositadas no acervo do Instituto Florestal, Herbário Dom Bento Pickel (SPSF).

A partir da lista de espécies obtida, a área de estudo foi comparada quanto às famílias mais representativas, com cinco campos de altitude e cinco campos rupestres das regiões Nordeste, Sul e Sudeste do Brasil (Figura 3). Os campos de altitude utilizados para comparação foram descritos nos trabalhos de Meirelles (1996) – ATI, Atibaia, SP; Mamede et al. (2001) – EEJ, Estação Ecológica Juréia-Itatins, SP; Caiafa e Silva (2005) – PEB, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, BA; Ribeiro et al. (2007) – PNI, Parque Nacional do Itatiaia, RJ e MG, e Mocochinski e Scheer (2008) – SMP, Serra do Mar Paranaense, PR (Tabela 1).

Os campos rupestres comparados foram os descritos nos trabalhos de Conceição e Giulietti (2002) – MPI, Morro do Pai Inácio, BA; Oliveira e Godoy (2007) – ALT, Altinópolis, SP; Sasaki e Mello-Silva (2008) – PED, Pedregulho, SP; Pena (2009) – PNC, Parque Nacional da Serra do Cipó, MG, e Ferreira e Forzza (2009) – TUR, Toca dos Urubus, MG (Tabela 2). Quando necessário, as listas de espécies apresentadas nesses trabalhos foram atualizadas quanto à nomenclatura taxonômica, padronizando todas as listas de acordo com o sistema APG II (APG II, 2003; Souza e Lorenzi, 2008).

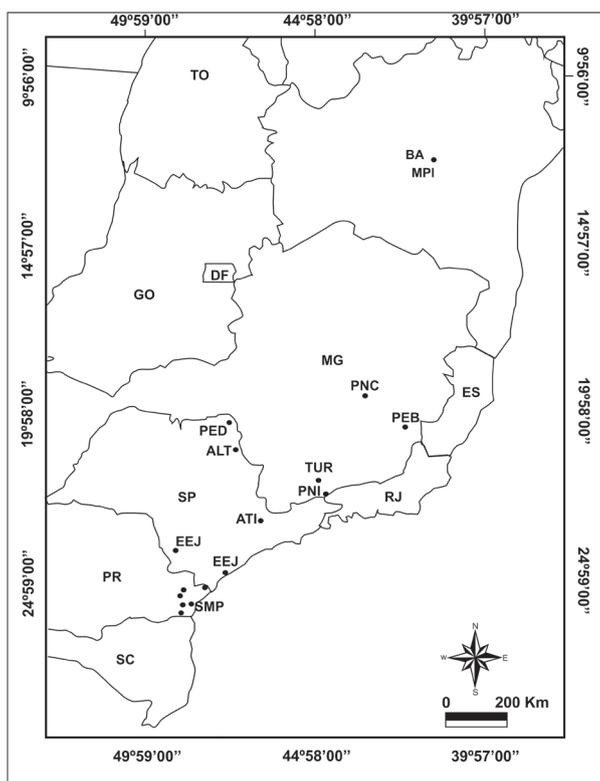


Figura 3. Localização das 10 áreas de campos rupestres e de altitude com listagens florísticas utilizadas nas comparações realizadas no presente estudo. Também indicada a localização da Estação Experimental de Itapeva – EEI. SMP, Serra do Mar Paranaense; EEJ, Estação Ecológica Juréia-Itatins; ATI, Atibaia; PNI, Parque Nacional do Itatiaia; TUR, Toca dos Urubus; ALT, Altinópolis; PED, Pedregulho; PEB, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNC, Parque Nacional da Serra do Cipó; MPI, Morro do Pai Inácio.

Figure 3. Location of the 10 areas of rocky grasslands and high-altitude grasslands whose floristic lists were used in the comparisons made in this study. The location of the Itapeva Experimental Station – EEI is also indicated. SMP, Atlantic mountain range at “Paraná” state; EEJ, “Juréia-Itatins” Ecological Station; ATI, Atibaia municipality; PNI, National Park of “Itatiaia”; TUR, “Toca dos Urubus”, Baependi municipality; ALT, Altinópolis municipality; PED, Pedregulho municipality; PEB, State Park of the “Serra do Brigadeiro”; PNC, National Park of the “Serra do Cipó”; MPI, “Chapada Diamantina” mountain range.

Tabela 1. Campos de altitude com vegetação sobre afloramento rochoso. Para cada campo de altitude são apresentadas suas coordenadas geográficas (latitude e longitude), altitude e as cinco primeiras posições no rol de famílias com maior riqueza específica, com o respectivo número de espécies entre parênteses.

Table 1. High-altitudinal grasslands with vegetation on rocky outcrops. For each altitudinal grassland, their geographical coordinates (latitude and longitude), altitude and the first five positions concerning the most representative families, with the number of species in parentheses, are given.

Local	ATI – Atibaia – SP	EEJ – Estação Ecológica Juréia-Itatins	PEB – Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – MG	PNI – PARNA Itatiaia – RJ	SMP – Serra do Mar Paranaense
Autor(es)	Meirelles (1996)	Mamede et al. (2001)	Caiafa e Silva (2005)	Ribeiro et al. (2007)	Mocochinski e Scheer (2008)
Coordenadas	23°08'S 46°35'W	24°17' – 24°40'S 47°00' – 47°36'W	20°20' – 21°00'S 42°20' – 42°40'W	22°21'S 44°40'W	– –
Altitude	1.300 – 1.400 m	300 m	1.722 m	2.000 m	1.400 – 1.900 m
Precipitação média anual	1.500 mm	1.900 mm	1.300 mm	2.400 mm	2.000 – 3.500 mm
Déficit hídrico	13 mm	0 mm	21 mm	14 mm	0 mm
Temperatura média	20 °C	22 °C	18 °C	14 °C	13,4 °C
Embasamento litológico	Granitos	Granitos, migmatitos e gnaisses	Granitos	Rochas cristalinas (Nefelina e Sienito)	Granitos, migmatitos e gnaisses
Número de espécies	105	86	81	114	280
Famílias com maior riqueza específica	1 Asteraceae (11)	Orchidaceae (16)	Orchidaceae (14)	Poaceae (17)	Asteraceae (44)
	2 Bromeliaceae, Orchidaceae (7)	Rubiaceae (6)	Asteraceae (12)	Asteraceae (12)	Poaceae (31)
	3 Cyperaceae, Polypodiaceae (6)	Melastomataceae (5)	Melastomataceae (8)	Melastomataceae, Cyperaceae (6)	Melastomataceae (17)
	4 Apocynaceae (5)	Myrtaceae (4)	Cyperaceae (7)	Orchidaceae, Rubiaceae (4)	Cyperaceae (16)
	5 Myrtaceae, Poaceae, Rubiaceae (4)	Aquifoliaceae, Bignoniaceae, Cyperaceae, Polypodiaceae (3)	Eriocaulaceae (4)	Campanulaceae, Eriocaulaceae, Polypodiaceae (3)	Ericaceae (14)

Tabela 2. Campos rupestres com vegetação sobre afloramento rochoso. Para cada campo rupestre são apresentadas suas coordenadas geográficas (latitude e longitude), altitude e as cinco primeiras posições no rol de famílias com maior riqueza específica, com o respectivo número de espécies entre parênteses.

Table 2. Rocky grasslands with vegetation on rocky outcrops. For each rocky grassland, their geographical coordinates (latitude and longitude), altitude and the first five positions concerning on the most representative families, with the number of species in parentheses, are given.

Local	MPI – Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina – BA	ALT – Altinópolis – SP	PED – Distrito de Estreito, Pedregulho – SP	PNC – Parque Nacional da Serra do Cipó – MG	TUR – Toca dos Urubus, Baependi – MG
Autor(es)	Conceição e Giuletta (2002)	Oliveira e Godoy (2007)	Sasaki e Melo-Silva (2008)	Pena (2009)	Ferreira e Forza (2009)
Coordenadas	12°27'S	21°02'S	20°14'S	19°10' – 19°20'S	21°58'S
	41°28'W	47°19'W	47°28'W	43°30' – 43°40'W	44°52'W
Altitude	1.170 m	796 – 900 m	711 – 940 m	1.200 – 1.370 m	–
Precipitação média anual	1.188 mm	1.338 mm	1.545 mm	1.450 – 1.850 mm	1.400 mm
Déficit hídrico	26 mm	79 mm	82 mm	73 mm	14 mm
Temperatura média	20 °C	20 °C	20 °C	17 – 18 °C	18 – 19 °C
Embasamento litológico	Granitos e quartzitos	Quartzitos e arenitos	Quartzitos	Quartzitos e arenitos	Quartzitos e granitos
Número de espécies	144	157	180	307	247
Famílias com maior riqueza específica	1 Poaceae (26)	Fabaceae (14)	Asteraceae (19)	Asteraceae (48)	Poaceae (42)
	2 Asteraceae (17)	Asteraceae, Poaceae (12)	Poaceae (16)	Melastomataceae (37)	Asteraceae (23)
	3 Fabaceae, Orchidaceae (10)	Rubiaceae (11)	Melastomataceae (15)	Fabaceae (20)	Fabaceae (17)
	4 Bromeliaceae (9)	Malpighiaceae (9)	Cyperaceae (13)	Eriocaulaceae (19)	Cyperaceae (16)
	5 Cyperaceae (7)	Melastomataceae (8)	Fabaceae (12)	Poaceae (12)	Rubiaceae, Melastomataceae (14)

As coordenadas geográficas, altitude, precipitação e temperatura para os campos comparados foram obtidas nos respectivos trabalhos. As coordenadas geográficas para SMP foram tomadas para o centróide das seis áreas estudadas pelos autores (Mocochinski e Scheer, 2008, Figura 1). A distância em relação ao oceano foi obtida com auxílio do software ArcMap 9.3. Dados de déficit hídrico anual foram obtidos a partir do sítio eletrônico <http://www.lce.esalq.usp.br/bhbrasil> (acesso em 22 de setembro de 2010). Para municípios ausentes naquele banco de dados, foram utilizadas as informações disponíveis para o município mais próximo com precipitação anual semelhante. Da listagem de espécies de Ferreira e Forzza (2009), as espécies exclusivas de Cerrado e Mata Estacional foram desconsideradas. O levantamento de Sasaki e Mello-Silva (2008) descreve quatro locais, sendo que para as análises aqui apresentadas foram consideradas apenas as espécies ocorrentes nos locais 3 e 4, Distrito de Estreito, por apresentarem características edáficas e fitofisionômicas semelhantes às demais áreas de Campo Rupestre comparadas.

Considerando apenas as famílias que ocupam as cinco primeiras posições no rol decrescente de riqueza por famílias para os locais comparados e área de estudo, obteve-se uma matriz na qual as colunas correspondem às famílias (18) e as linhas aos locais (11). Nas células dessa matriz consta o número de espécies de cada família em cada local. Foram realizadas análises de agrupamento utilizando os métodos de ligação simples, ligação completa e média de grupo. Para cada método a porcentagem de escalonamento do dendrograma foi calculada e o menor escalonamento foi tomado como indicador auxiliar para escolha do melhor método (McCune e Grace, 2002). A medida de distância adotada foi a de Bray-Curtis (McCune e Grace, 2002). A mesma matriz de 18 famílias por 11 locais foi submetida a uma análise de espécies indicadoras, "TWINSPAN", para determinação das famílias indicadoras de campos rupestres e de altitude. Para as análises multivariadas foi utilizado o programa PC-ORD (McCune e Mefford, 1999).

Com base na lista de espécies de cada um dos levantamentos citados foi produzida uma matriz binária com todas as espécies de plantas

vasculares e respectivas localidades de ocorrência. As espécies nessa matriz foram sinonimizadas com base nos mesmos bancos de dados utilizados para a listagem de espécies do afloramento rochoso da EEI. Assim, foi obtida uma matriz na qual as colunas correspondem às espécies (1.221) e as linhas aos locais (11), e a ausência ou a presença da espécie em dado local foi indicada com "0" ou "1", respectivamente. Dessa matriz, foram excluídas as espécies ocorrentes em apenas uma localidade resultando em uma segunda matriz com 230 espécies por 11 locais. Essa matriz foi submetida às mesmas análises multivariadas descritas acima, porém utilizando o índice de Sorensen como medida de distância (McCune e Grace, 2002).

Uma vez que as análises de agrupamento apresentaram resultados inconsistentes entre os métodos de ligação, uma análise de ordenação por escalonamento multidimensional não-métrico, "NMS", foi aplicada à matriz binária de modo a se obter um quadro mais completo das relações florísticas entre as áreas. A "NMS" adotou os parâmetros predefinidos no modo "autopilot" do PC-ORD (McCune e Grace, 2002). A matriz de distâncias utilizada pela "NMS" foi calculada a partir da matriz de 230 espécies por 11 locais (dados qualitativos) utilizando o índice de Sorensen. No modo "autopilot" optou-se por um nível médio de acurácia (McCune e Grace, 2002).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletadas 135 espécies distribuídas entre 108 gêneros e 48 famílias (Tabela 3). O gênero com maior número de espécies foi *Eugenia* (Myrtaceae) com cinco espécies. Seguido pelos gêneros *Chromolaena* (Asteraceae), *Handroanthus* (Bignoniaceae), *Miconia* (Melastomataceae), *Serjania* (Sapindaceae) e *Smilax* (Smilacaceae) com três espécies cada um. As famílias mais representativas em número de espécies foram Fabaceae (13 espécies; 9,6% do total), Asteraceae (12; 8,8%), Bignoniaceae e Myrtaceae (10; 7,4% cada), Melastomataceae e Poaceae (seis; 4,4% cada), Apocynaceae, Sapindaceae e Orchidaceae (cinco; 3,7% cada). Essas famílias somadas perfazem 53% do total de espécies.

Tabela 3. Lista de espécies encontradas nas áreas de afloramento rochoso da Estação Experimental de Itapeva, Itapeva – SP. SPSF = número de registro no herbário Dom Bento Pickel. FV = Forma de vida: CAM = Caméfito; GEO = Geófito; HEM = Hemicriptófito; HOL = Holoparasita; LIA = Liana; FAN = Fanerófito; TER = Terófito.

Table 3. List of species found in areas of the rocky outcrop at the Itapeva Experimental Station, Itapeva – SP. SPSF = specimen record number at Dom Bento Pickel Herbarium. FV = Life forms: CAM = chamaephytes; GEO = geophytes; HEM = hemicriptophytes; HOL = Holoparasite; LIA = Liana; FAN = phanerophytes; B = therophytes.

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
AMARYLLIDACEAE			
<i>Hippeastrum glaucescens</i> (Mart.) Herb.	42184	GEO	
ANNONACEAE			
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	42547	FAN	pindaúva-preta
APOCYNACEAE			
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	42717	FAN	guatambu-do-cerrado
<i>Condylocarpus isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	41779	LIA	
<i>Forsteronia vellosiana</i> (A.DC.) Woodson	42597	LIA	
<i>Mandevilla tenuifolia</i> (J.C.Mikan) Woodson	42861	HEM	jalapa
<i>Oxypetalum sublanatum</i> Malme	42724	LIA	
AQUIFOLIACEAE			
<i>Ilex brasiliensis</i> Loes.	42615	FAN	mate-falso
ARACEAE			
<i>Anthurium crassipes</i> Engl.	41780	HEM	antúrio
ASTERACEAE			
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	42521	CAM	carqueja
<i>Baccharis reticulata</i> DC.	42612	CAM	
<i>Calea cf. verticillata</i> (Klatt.) Pruski	42723, 41588	CAM	
<i>Calea parvifolia</i> (DC.) Baker	42619, 41742	CAM	
<i>Chromolaena oxylepis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	41748	CAM	
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Robin	43606	CAM	

continua  
to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>ASTERACEAE</b>			
<i>Chromolaena subvelutina</i> (DC.) R.L. Esteves	42193	CAM	
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	42190	TER	falsa-serralha
<i>Fleischmannia remotifolia</i> (DC.) R.M.King & H. Rob.	42520	CAM	
<i>Gochnatia paniculata</i> (Less.) Cabrera	42627	FAN	cambará
<i>Praxelis sanctopaulensis</i> (B.L.Rob.) R.M.King. & H. Rob.	42730, 42849	TER	
<i>Vernonanthura crassa</i> (Vell.) H.Rob.	42527	CAM	
<b>BIGNONIACEAE</b>			
<i>Anemopaegma</i> cf. <i>longipes</i> K. Schum.	42568	LIA	catuaba
<i>Fridericia chica</i> (Bonpl.) L.G.Lohmann	41747, 42731	LIA	pariri
<i>Fridericia pulchella</i> (Cham.) L.G.Lohmann	41772	LIA	
<i>Fridericia speciosa</i> Mart.	42854	LIA	cipó-vermelho
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC. ) Mattos	42525, 42549	FAN	ipê-amarelo
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Estéril	FAN	ipê-roxo
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Estéril	FAN	ipê-amarelo
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.) A.DC.	42191	FAN	caroba-do-campo
<i>Phryganocydia</i> sp.	43605		
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	42185	LIA	cipó-de-são-joão
<b>BROMELIACEAE</b>			
<i>Aechmea distichantha</i> Lem	41748	HEM	caraguatá
<i>Dyckia tuberosa</i> (Vell.) Beer	42714, 40569	GEO	gravatá
<b>CACTACEAE</b>			
<i>Cereus hildmanianus</i> K.Schum.	42719, 42720	FAN	mandacaru

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
CELASTRACEAE			
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	42529, 42726	FAN	maitenus
CLUSIACEAE			
<i>Chusia criuva</i> Camb.	Estéril	FAN	folha-dura
CONVOLVULACEAE			
<i>Cuscuta racemosa</i> Mart.	42848	HOL	cipó-chumbo
<i>Evolvulus serpylloides</i> Meisn.	40576, 41758	CAM	
<i>Ipomoea delphinioides</i> Choisy	41757, 42614	LIA	ipoméia
<i>Jacquemontia ferruginea</i> Choisy	42734	LIA	
CYPERACEAE			
<i>Fimbristylis</i> sp.	42725	HEM	
ERICACEAE			
<i>Agarista pulchella</i> Cham. ex G.Don.	42524	CAM	urze
<i>Gaylussacia brasiliensis</i> (Spreng.) Meisn.	42192	FAN	camarinha
ERIOCAULACEAE			
<i>Syngonanthus caulescens</i> (Poir.) Ruhland	40572	HEM	
ERYTHROXYLACEAE			
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schultz	42707	FAN	fruta-de-pomba
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	42592	FAN	fruta-de-pomba
EUPHORBIACEAE			
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	42697	FAN	branquilho
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	41763, 42552	FAN	branquilha

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>FABACEAE</b>			
Fabaceae-Caesalpinioideae			
<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S.Irwin & Barneby	41750	CAM	sene-do-campo
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip var. <i>mollissima</i> (Benth.) Irwin. & Barneby	42628	CAM	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	42858	FAN	copaíba
<i>Senna bicapsularis</i> (L) Roxb.	Estéril	FAN	aleluia
Fabaceae-Faboideae			
<i>Camptosema scarlatinum</i> (Mart. ex Benth.) Burk.	42599	LIA	bico-de-papagaio
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth	42841	HEM	barbadinho
<i>Desmodium purpureum</i> Hook & Arn.	42840	CAM	amor-do-campo
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	42705	FAN	amendoim-falso
<i>Macherium brasiliense</i> Vogel	Estéril	FAN	sapuva
<i>Periandra mediterranea</i> (Vell.) Taub.	41486, 41752	HEM	alcaçuz-do-cerrado
Fabaceae Mimosoidea			
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	42718	FAN	angico-do-cerrado
<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	42621	CAM	dorme-dorme
<b>GESNERIACEAE</b>			
<i>Sinningia canescens</i> (Mart.) Wiehler	41753, 42622	GEO	rainha-do-abismo
<b>IRIDACEAE</b>			
<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	42526, 42703	GEO	canchalágua
<b>LAMIACEAE</b>			
<i>Eriope crassipes</i> Benth.	42608	CAM	
<i>Vitex polygama</i> Cham.	42733	FAN	maria-preta

continua  
to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>LAURACEAE</b>			
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Estéril	FAN	canelinha-do-cerrado
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	42746	FAN	canela-do-cerrado
<b>LYTHRACEAE</b>			
<i>Lafoensia nummularifolia</i> A.St.-Hil.	42604	CAM	dedaleira-branca
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	42613, 42704	FAN	dedaleiro
<b>MALPIGHIACEAE</b>			
<i>Byrsonima</i> cf. <i>intermedia</i> A.Juss.	43612	FAN	canjica
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	42629, 42708	FAN	nó-de-cachorro
<i>Heteropterys umbellata</i> A.Juss.	41784, 42701	LIA	pedra-úmida
<i>Peixotoa parviflora</i> A.Juss.	42609	LIA	cipózinho
<b>MALVACEAE</b>			
<i>Waltheria carpinifolia</i> A.St.-Hil.	42601	CAM	
<b>MELASTOMATACEAE</b>			
<i>Cambessedesia hilariana</i> (Kunth) DC.	41524, 41762	CAM	
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	41765, 42715	FAN	quaresmeira-branca
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	40578, 41743	FAN	jacatirão-do-brejo
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	40574, 42550	FAN	papaterra
<i>Tibouchina martialis</i> (Cham) Cogn.	42709, 43607	FAN	quaresmeira
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	40577	FAN	
<b>MYRTACEAE</b>			
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	42616	FAN	guamirim-facho
<i>Campomanesia pubescens</i> (DC.) O.Berg	42594	FAN	gabioba-do-campo
<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	41759, 41769	FAN	falsa-cagaita

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>MYRTACEAE</b>			
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	42189, 42553	FAN	cambuí-do-campo
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	42556, 42617	FAN	guamirim
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	42514, 42605	FAN	cambuí-pitanga
<i>Eugenia uniflora</i> L.	42518	FAN	pitangueira
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	42624, 42699	FAN	cambuí
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	42625, 42700	FAN	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Estéril	FAN	cambuí
<b>NYCTAGINACEAE</b>			
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell.	42610, 42611	FAN	maria-mole
<b>ORCHIDACEAE</b>			
<i>Epidendrum secundum</i> Jaq.	41488, 41746	CAM	epidendro
<i>Gomesa</i> sp.	43741		
<i>Pelexia orthosepala</i> (Rchb.f. & Warm.) Schltr.	43743		
<i>Prescottia plantaginifolia</i> Lindl. ex Hook.	42523	HEM	
<i>Zygopetalum maculatum</i> (Kunth) Garay	41781, 43740	HEM	
<b>OXALIDACEAE</b>			
<i>Oxalis triangularis</i> A.St.-Hil.	42515	GEO	azedinha
<b>PERACEAE</b>			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	42548	FAN	tamanqueira
<b>POACEAE</b>			
<i>Andropogon bicornis</i> L.	42852	HEM	rabo-de-burro
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlm.	42843	HEM	

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>POACEAE</b>			
<i>Ichnanthus calvescens</i> (Nees) Döll	42183, 42721	HEM	
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	41767, 42186	HEM	capim-gafanhoto
<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees	42855	HEM	barba-de-bode
<i>Sporobulus acuminatus</i> (Triss.) Hack	42853	HEM	
<b>PODOCARPACEAE</b>			
<i>Podocarpus sellowii</i> Klotzsch ex Endl.	42555	FAN	pinheiro-bravo
<b>POLYGALACEAE</b>			
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	41489, 43611	FAN	raiz-de-cobra
<i>Polygala glochidiata</i> Kunth	41525, 42728	CAM	
<i>Polygala tenuis</i> DC.	40570	CAM	
<b>PORTULACACEAE</b>			
<i>Portulaca mucronata</i> Link.	41768	HEM	
<b>RUBIACEAE</b>			
<i>Borreria brachystemonoides</i> Cham. & Schltdl.	42729	CAM	
<i>Diodella radula</i> (Willd. & Hoffmanns. ex Roem. & Schult.) Delprete	42732	CAM	erva-de-lagarto
<i>Manettia cordifolia</i> Mart.	42842	LIA	cipó-de-santo-antonio
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	40571	FAN	baga-de-macaco
<b>RUTACEAE</b>			
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	41490	FAN	pau-de-cotia
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	42698	FAN	amarelinho

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
<b>SAPINDACEAE</b>			
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	42519	FAN	baga-de-morcego
<i>Paullinia rhomboidea</i> Radlk	42618, 42517	LIA	
<i>Serjania communis</i> Cambess.	42710, 42847	LIA	
<i>Serjania laruotteana</i> Cambess.	41761	LIA	timbó
<i>Serjania lethalis</i> A.St.-Hil.	42187	LIA	
<b>SAPOTACEAE</b>			
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	42602, 42839	FAN	aguaí
<b>SCHIZAEACEAE</b>			
<i>Anemia anthriscifolia</i> Schrad.	42522	HEM	
<i>Anemia ferruginea</i> Kunth	40573	HEM	
<b>SCHROPHULARIACEAE</b>			
<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schldl.	42516	CAM	calção-de-velho
<b>SMILACACEAE</b>			
<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	42554	LIA	japecanga
<i>Smilax elastica</i> Griseb.	41755, 41766	LIA	japecanga
<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	41754	LIA	japecanga
<b>SOLANACEAE</b>			
<i>Petunia paranensis</i> Dusen	41744, 41782	CAM	petúnia
<i>Solanum didymum</i> Dunal	42598	CAM	
<i>Solanum megalochiton</i> Mart.	41760	CAM	
<b>VERBENACEAE</b>			
<i>Lantana fucata</i> Lindl.	42600	CAM	
<i>Lippia velutina</i> Schauer	42845	CAM	

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

FAMÍLIA/Espécie	SPSF	FV	Nomes populares
VITACEAE			
<i>Cissus erosa</i> Rich.	41589	LIA	cipó-de-arraia-liso
VOCHYSIACEAE			
<i>Callisthene castelanosii</i> H.F.Martins	42596	FAN	calistene
<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	41741, 42188	FAN	carvãozinho
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	40575, 41487	FAN	cinzeiro

*Sinningia canescens* (Mart.) Wiehler foi a única espécie ameaçada de extinção encontrada na área de estudo, considerada em perigo crítico de acordo com a Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo (São Paulo, 2004). Foi enquadrada naquela categoria por apresentar distribuição geográfica restrita e ocorrer apenas em vegetação campestre. Além disso, a espécie é alvo de coleta predatória e, na ocasião da elaboração da lista, sua ocorrência em unidade de conservação era desconhecida (Mamede et al., 2007). Uma vez que este último critério assume um conceito amplo de unidade de conservação, com a informação do presente estudo a espécie não mais poderia ser enquadrada como “em perigo crítico”, mas como “vulnerável” (Souza et al., 2007). Esse exemplo ilustra bem como os estudos florísticos podem contribuir para o refinamento das listas de espécies ameaçadas, possibilitando as necessárias atualizações nas categorias.

Embora este estudo não tenha avaliado formalmente a abundância das espécies, é possível destacar algumas visualmente conspícuas em termos de densidade e frequência na área de estudo. Dentre elas, *Dyckia tuberosa* (Vell.) Beer. (Bromeliaceae), em geral associada à termiteiros. Espécies desse gênero são comuns em afloramentos rochosos (Meirelles, 1996; Conceição e Giuliatti, 2002; Caiafa e Silva, 2005).

Outra espécie muito abundante na área de estudo é *Mimosa xanthocentra* Mart. (Fabaceae-Mimosoideae), que apresenta hábito reptante, se enraíza em acúmulos de solo nas depressões das rochas e estende-se a distâncias de até 4 m sobre a rocha nua. Destaca-se a presença de indivíduos nanificados de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Fabaceae-Caesalpinioideae). A espécie pode chegar a 15 m de altura (Lorenzi, 2008), entretanto, na área de estudo, os indivíduos adultos não ultrapassam 3 m e são bastante ramificados. O mesmo fenômeno foi observado por Mamede et al. (2001) no topo do maciço da Serra da Juréia, onde espécies que são típicas da floresta do entorno apresentam-se nanificadas.

Na curva do coletor observou-se que o número de espécies amostradas aumentou muito pouco no início das coletas, em razão da duração reduzida e do registro exclusivo de espécies encontradas em fase reprodutiva nas duas primeiras visitas (Figura 4). A partir da terceira visita, observou-se um aumento expressivo no número de espécies encontradas e, à medida que o número de visitas aumentou, a porcentagem de espécies acrescentadas diminuiu. De acordo com o critério dos 10% de Cain e Castro (1959), verifica-se que a suficiência amostral foi atingida. A partir da oitava visita, um acréscimo de 10% no esforço amostral (0,8 visitas) não adicionou mais do que 10% no número de espécies registradas ( $(0,8 \cdot 11) / 120 = 0,073$ ; Figura 4).

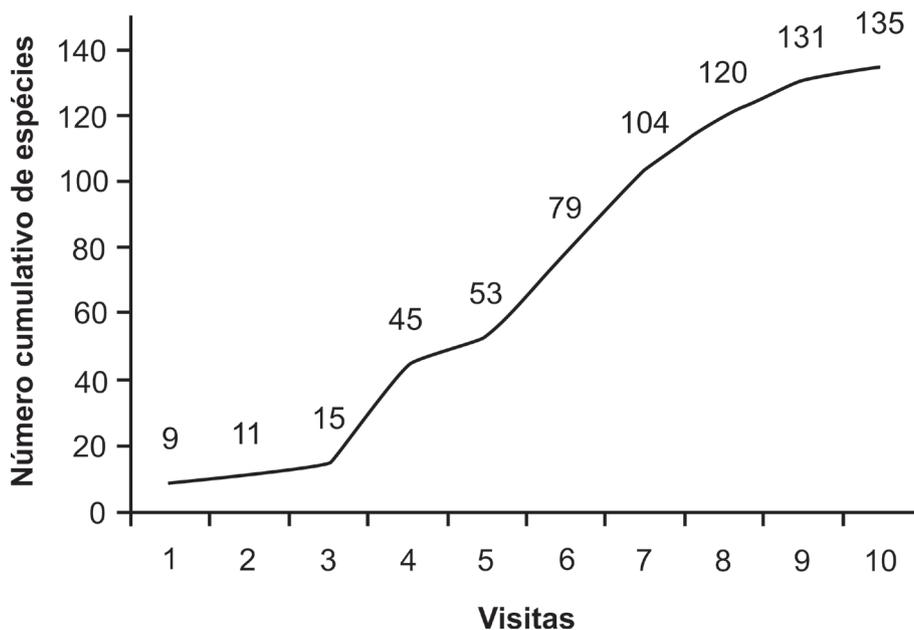


Figura 4. Curva do coletor para verificação da suficiência amostral do levantamento florístico.

Figure 4. Collector's curve showing the sampling sufficiency of the floristic inventory.

Para a matriz de riqueza de famílias por locais foram formados grupos principais semelhantes (Figura 5) com os métodos da ligação completa (grupos A e B) e média de grupo (grupos A' e B'). Os grupos A e A' compreendem predominantemente os campos rupestres e a área de estudo. Os grupos B e B' abrangem principalmente os campos de altitude (Figura 5). A segregação entre campos rupestres e de altitude foi parcial, uma vez que SMP (campo de altitude) agrupou com campos rupestres para os dois métodos e MPI (campo rupestre) agrupou com campos de altitude para o método da ligação completa. O método da ligação simples (dendrograma não apresentado) formou um grupo que reuniu EEI, PED e ALT, passando adicionar as demais áreas a esse grupo de forma escalonada.

Os percentuais de escalonamento variaram entre 7,69% para a ligação completa e média de grupo a 100% para a ligação simples.

A "TWINSPAN", em sua primeira dicotomia, reproduziu os grupos A' e B' da análise de agrupamento. A família indicadora do grupo que incluiu os campos rupestres é Fabaceae, sendo Poaceae, Asteraceae, Myrtaceae, Apocynaceae e Malpighiaceae as principais famílias preferenciais deste grupo. O grupo abrangendo os campos de altitude definido pela "TWINSPAN" não apresentou família indicadora, mas teve como famílias preferenciais Polypodiaceae e Orchidaceae. Esses resultados sugerem que há considerável afinidade florística, em nível de famílias mais representativas, entre a vegetação sobre afloramento rochoso da área de estudo e o Campo Rupestre.

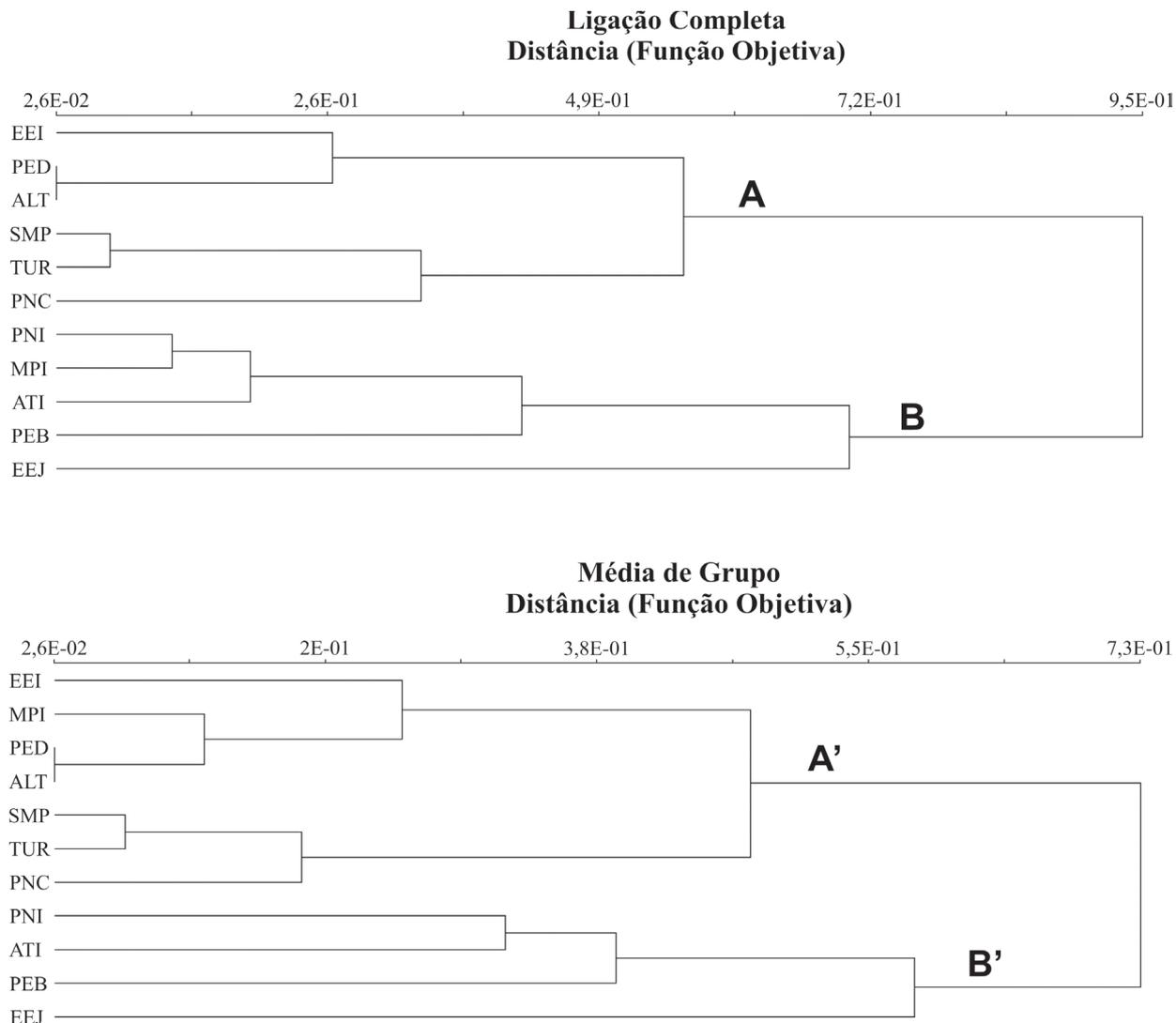


Figura 5. Dendrogramas obtidos com os métodos da ligação completa e média de grupo, distância de Bray-Curtis, a partir de uma matriz quantitativa de riqueza de famílias por localidade. Os grupos A e A' reúnem predominantemente os campos rupestres. Os grupos B e B' são formados principalmente por campos de altitude. Também indicada a classificação da Estação Experimental de Itapeva (EEI). SMP, Serra do Mar Paranaense; EEJ, Estação Ecológica Juréia-Itatins; ATI, Atibaia; PNI, Parque Nacional do Itatiaia; TUR, Toca dos Urubus; ALT, Altinópolis; PED, Pedregulho; PEB, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNC, Parque Nacional da Serra do Cipó; MPI, Morro do Pai Inácio.

Figure 5. Dendrograms obtained with the complete linkage and group average methods, Bray-Curtis distance, from a quantitative matrix of family richness in each locality. Groups A and A' join mainly areas of rocky grasslands, while in groups B and B' high-altitude grasslands predominate. Also indicated is the classification of the EEI. SMP, Atlantic mountain range at "Paraná" state; EEJ, "Juréia-Itatins" Ecological Station; ATI, Atibaia municipality; PNI, National Park of "Itatiaia"; TUR, "Toca dos Urubus", Baependi municipality; ALT, Altinópolis municipality; PED, Pedregulho municipality; PEB, State Park of the "Serra do Brigadeiro"; PNC, National Park of the "Serra do Cipó"; MPI, "Chapada Diamantina" mountain range.

Para a matriz de presença/ausência de espécies por locais, os métodos de agrupamento da ligação completa e média de grupo resultaram em grupos principais distintos (Figura 6). A ligação completa formou um grupo compreendendo os campos de altitude e a EEI (grupo C), reunindo os campos rupestres em outro grupo principal (grupo D). O escalonamento foi de 0% para a ligação completa. A média de grupo gerou um grupo reunindo, predominantemente, os campos rupestres mais um

campo de altitude (ATI) e a área de estudo (grupo E), reunindo os demais campos de altitude em outro grupo (grupo F). O escalonamento foi de 7,69% para a média de grupo. O método da ligação simples (dendrograma não apresentado) reproduziu os grupos E e F, com um percentual de escalonamento de 31%. Verifica-se, portanto, que os resultados das análises de agrupamento são inconsistentes, não permitindo a categorização da área de estudo quanto ao tipo de vegetação.

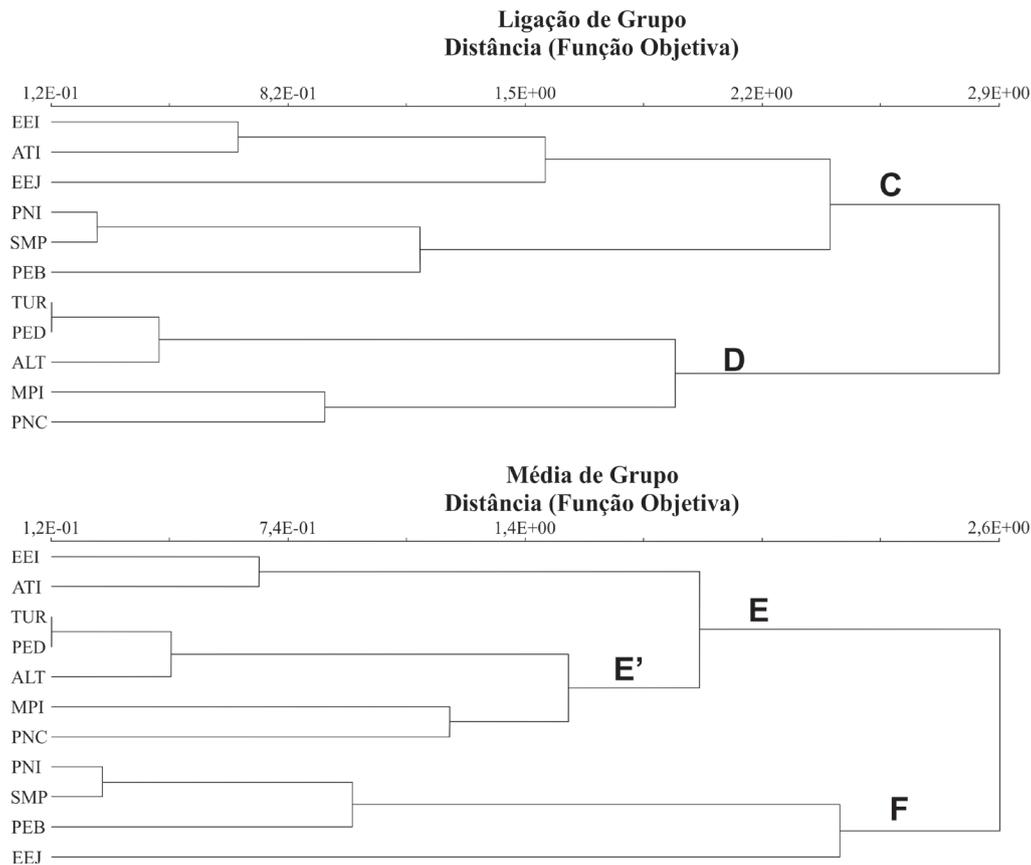


Figura 6. Dendrogramas obtidos com o método da ligação completa e média de grupo, distância de Sorensen, a partir de uma matriz de presença/ausência de espécies por localidade. Os principais grupos variam muito entre os métodos, agrupando a área de estudo ora com campos de altitude (grupo C), ora com campos rupestres (grupo E). SMP, Serra do Mar Paranaense; EEJ, Estação Ecológica Juréia-Itatins; ATI, Atibaia; PNI, Parque Nacional do Itatiaia; TUR, Toca dos Urubus; ALT, Altinópolis; PED, Pedregulho; PEB, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNC, Parque Nacional da Serra do Cipó; MPI, Morro do Pai Inácio.

Figure 6. Dendrograms obtained with the complete linkage and group average methods, Sorensen distance, from a matrix of species presence/absence in each locality. The main groups vary considerable between the methods, grouping the study area sometimes with high-altitude grasslands (group C), sometimes with rocky grasslands (group E). SMP, Atlantic mountain range at “Paraná” state; EEJ, “Juréia-Itatins” Ecological Station; ATI, Atibaia municipality; PNI, National Park of “Itatiaia”; TUR, “Toca dos Urubus”, Baependi municipality; ALT, Altinópolis municipality; PED, Pedregulho municipality; PEB, State Park of the “Serra do Brigadeiro”; PNC, National Park of the “Serra do Cipó”; MPI, “Chapada Diamantina” mountain range.

Na matriz de distâncias originais, a distância média de Sorensen entre a área de estudo e os campos rupestres (0,78) é pouco menor do que a distância média entre a área de estudo e os campos de altitude (0,82), indicando a possibilidade de um contínuo de variação entre campos rupestres e de altitude com a EEI ocupando posição intermediária. As relações florísticas evidenciadas pela “NMS” mostram esse contínuo ao longo dos principais gradientes florísticos encontrados pela análise,

representados pelos eixos 1 e 2, que respondem, respectivamente, por 12% e 65% da variação nas distâncias entre amostras no espaço original de espécies (Figura 7). Os dois eixos apresentaram estresse significativamente menor do que o esperado ao acaso ( $p < 0,02$ ) e a solução final bidimensional foi altamente estável (instabilidade  $< 10^{-5}$  com 36 iterações). A proximidade entre EEI e ATI no espaço de ordenação explica o comportamento ambíguo dessas duas áreas nos dendrogramas.

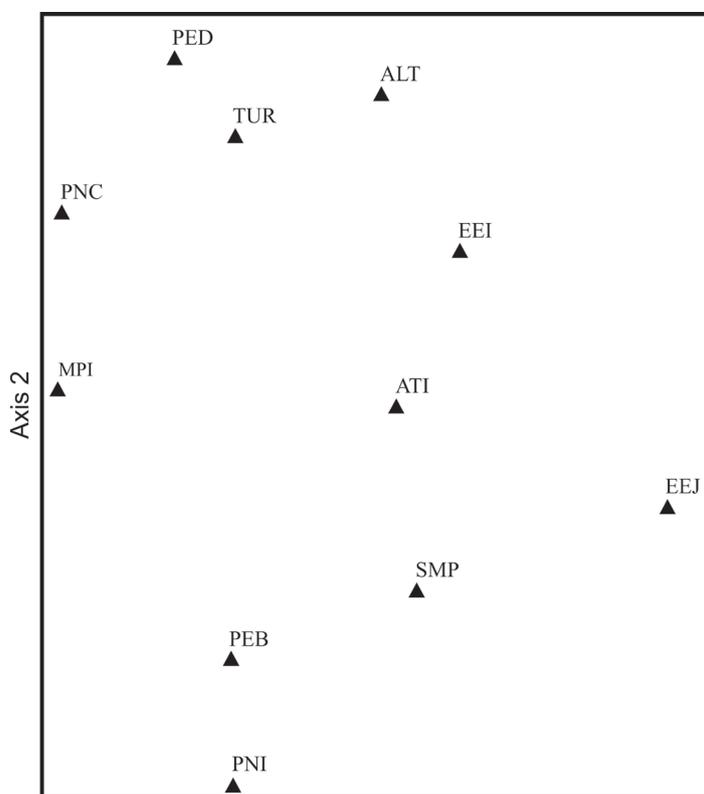


Figura 7. Diagrama de ordenação obtido por meio de Escalonamento Multidimensional Não-métrico (“NMS”), distância de Sorensen, a partir de uma matriz de presença/ausência de espécies por localidade. A porcentagem de variância representada pelos eixos está indicada. SMP, Serra do Mar Paranaense; EEJ, Estação Ecológica Juréia-Itatins; ATI, Atibaia; PNI, Parque Nacional do Itatiaia; TUR, Toca dos Urubus; ALT, Altinópolis; PED, Pedregulho; PEB, Parque Estadual da Serra do Brigadeiro; PNC, Parque Nacional da Serra do Cipó; MPI, Morro do Pai Inácio.

Figure 7. Ordination diagram obtained through Non-metric Multidimensional Scaling (NMS), Sorensen distance, from a matrix of species presence/absence in each locality. The percentage of variance explained by each axis is indicated. SMP, Atlantic mountain range at “Paraná” state; EEJ, “Juréia-Itatins” Ecological Station; ATI, Atibaia municipality; PNI, National Park of “Itatiaia”; TUR, “Toca dos Urubus”, Baependi municipality; ALT, Altinópolis municipality; PED, Pedregulho municipality; PEB, State Park of the “Serra do Brigadeiro”; PNC, National Park of the “Serra do Cipó”; MPI, “Chapada Diamantina” mountain range

Embora se trate de um contínuo de variação florística, os resultados mostram que a vegetação sobre afloramento rochoso na EEI tende mais aos campos rupestres do que aos campos de altitude. A primeira dicotomia da “TWINSPAN” reforçou essa hipótese ao separar os campos rupestres dos campos de altitude posicionando a EEI dentre os primeiros. Apenas o grupo constituído pelos campos rupestres apresentou espécies indicadoras e foram elas *Miconia albicans* (Sw.) Steud. e *Periandra mediterranea* (Vell.) Taub. Ambas ocorreram na EEI e em quatro dos cinco campos rupestres comparados, mas não ocorreram em nenhum campo de altitude. *Myrcia guianensis* (Aubl.) DC. e *Echinolaena inflexa* (Poir.) Chase são espécies preferenciais que ocorreram nos cinco campos rupestres comparados, e em apenas um dos campos de altitude. Essas espécies não ocorreram na EEI e *E. inflexa* inclusive não ocorreria no Estado de São Paulo de acordo com Filgueiras (2010) tendo, contudo, sido reportada para os municípios paulistas de Atibaia (Meirelles, 1996) – ATI, Altinópolis (Oliveira e Godoy, 2007) – ALT, Pedregulho (Sasaki e Mello-Silva, 2008) e Franco da Rocha (J.B. Baitello, comunicação pessoal). Outras seis espécies se destacam como preferenciais de campos rupestres: *Cambessedesia hilariana* (Kunth) DC., *Chamaecrista cathartica* (Mart.) H.S.Irwin & Barneby, *Aspidosperma tomentosum* Mart., *Chromolaena oxylepis* (DC.) R.M.King & H.Rob., *Palicourea rigida* Kunth e *Axonopus aureus* P.Beauv. As quatro primeiras ocorreram na EEI e em outros três dos cinco campos rupestres comparados. As duas últimas ocorreram em quatro dos cinco campos rupestres comparados, mas não na EEI. Nenhuma das seis espécies ocorreu em campos de altitude.

Sete espécies se destacaram como preferenciais dos campos de altitude: *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC., *Doryopteris crenulans* (Fée) H. Christ, *Verbesina glabrata* Hook. & Arn., *Croton splendidus* Mart., *Fuchsia regia* (Vell.) Munz, *Lycopodiella camporum* B. Ollg. & P.G. Windisch e *Lagenocarpus triquetrus* (Boeckeler) Kuntze. Essas espécies ocorrem em três dos cinco campos de altitude comparados.

Nenhuma delas ocorre na EEI. Com base nas informações disponíveis em Forzza et al. (2010), observa-se que todas as fanerógamas preferenciais de campos de altitude apresentam distribuição geográfica restrita aos estados do Sudeste, Sul e Nordeste do Brasil, ou seja, próximos à costa Atlântica, região que corresponde à área *core* do domínio da Floresta Atlântica (Ab’Saber, 2003). Por outro lado, as espécies preferenciais e indicadoras dos campos rupestres apresentam distribuição geográfica que abrange estados do Centro-Oeste do Brasil, região que corresponde à área *core* do domínio do Cerrado (Ab’Saber, 2003). Tais constatações reforçam a ideia de que os campos rupestres são ecossistemas associados ao Cerrado enquanto os campos de altitude são associados à Floresta Atlântica.

Isso não significa, contudo, que campos rupestres não possam ocorrer longe da área *core* do Cerrado como, por exemplo, no Estado de São Paulo. Cabe destacar que os autores que descreveram a composição florística das áreas que neste trabalho representaram campos rupestres no Estado de São Paulo, nos municípios de Altinópolis (Oliveira e Godoy, 2007) e Pedregulho (Sasaki e Mello-Silva, 2008), evitaram utilizar o termo Campo Rupestre para designar suas respectivas áreas de estudo, embora tenham enfatizado as semelhanças florísticas com aquele tipo de vegetação. Sasaki e Mello-Silva (2008) argumentaram que os campos rupestres, embora concentrados na Cadeia do Espinhaço, também podem ser encontrados nas serras do sul de Minas Gerais como a Serra da Canastra, região relativamente próxima aos referidos municípios, mas que a falta de uma definição clara de Campo Rupestre dificulta a classificação da vegetação estudada pelos autores. Contudo, a abordagem utilizada nos referidos trabalhos não contemplou métodos de agrupamento. A aplicação desses métodos resultou no posicionamento das áreas em Pedregulho e Altinópolis no mesmo grupo integrado por campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Conceição e Giulietti, 2002; Pena, 2009) e do sul de Minas Gerais (Ferreira e Forzza, 2009), e isto não variou entre os métodos de agrupamento (grupos D e E’, Figura 6).

As análises multivariadas para os dados de composição de espécies, portanto, corroboraram os resultados obtidos para os dados de distribuição da riqueza entre as famílias, os quais sugeriram uma maior afinidade florística entre a área de estudo e o Campo Rupestre. Que fatores poderiam explicar esse resultado?

Devido ao fenômeno da autocorrelação espacial, espera-se que locais próximos apresentem maior afinidade florística entre si do que locais mais distantes (Legendre e Legendre, 1998). Entretanto, a EEI apresenta diferenças florísticas maiores em relação à SMP (Mocochinski e Scheer, 2008) e à EEJ (Mamede et al., 2001), que distam cerca de 200 km e 160 km, respectivamente, do que em relação à PED (Sazaki e Melo-Silva, 2009), TUR (Ferreira e Forzza, 2009) e ALT (Oliveira e Godoy, 2007), que estão distantes cerca de 480 km, 500 km e 400 km da EEI, respectivamente. A distância média entre a EEI e os campos rupestres comparados (750 km) é maior do que a distância média entre a EEI e os campos de altitude (400 km). Assim, a proximidade geográfica e a autocorrelação espacial não são explicações plausíveis para o fato de o afloramento rochoso da EEI possuir maior afinidade florística com o Campo Rupestre.

A latitude, através de sua influência sobre o clima, é um dos fatores que influenciam na distribuição das espécies de plantas e, portanto, das fisionomias vegetais (Eiten, 1970; Veloso et al., 1991; Rizzini, 1997). Os campos de altitude utilizados para comparação florística localizam-se entre as latitudes 20°S (Caiafa e Silva, 2005) e 26°S (Mocochinski e Scheer, 2008). Os campos rupestres variam entre 12°S (Conceição e Giulietti, 2002) e 22°S (Ferreira e Forzza, 2009), uma amplitude latitudinal mais próxima ao Brasil Central. A EEI está localizada na latitude 24°S, portanto, dentro da faixa de latitudes dos campos de altitude comparados, mas fora da amplitude latitudinal dos campos rupestres. Desse modo, a latitude não poderia explicar a maior afinidade florística entre a EEI e o Campo Rupestre.

A latitude mais alta da EEI (menor temperatura) em relação à amplitude latitudinal dos campos rupestres comparados poderia ser compensada por uma altitude menor (temperatura maior) explicando, assim, as afinidades florísticas da área de estudo. Entretanto, a altitude da EEI (740 m) é superior à altitude da EEJ (Mamede et al., 2001), um campo de altitude situado em latitude semelhante à da EEI. O efeito da latitude e da altitude sobre a vegetação ocorre principalmente por influência de variáveis climáticas, como precipitação e temperatura (Eiten, 1970; Torres et al., 1997). Percebe-se que a amplitude de variação dessas variáveis, tanto em campos rupestres quanto em campos de altitude, engloba os valores observados na EEI. Assim, as variáveis precipitação e temperatura não podem ser apontadas como responsáveis pela maior afinidade florística entre a EEI e o Campo Rupestre.

A longitude também não é uma boa variável explanatória para a delimitação florística encontrada. Quando se observam os valores de longitude em que se encontram distribuídos os campos rupestres e campos de altitude comparados, verifica-se que ambas as amplitudes longitudinais dos campos rupestres (41°28' a 47°28'W) e dos campos de altitude (42°20' a 47°36'W) se encontram mais a leste do que a EEI (49°04' W). Entretanto, deve-se considerar que no Sudeste e Sul do país a costa está localizada mais a oeste do que no nordeste. A distância do oceano está relacionada à estacionalidade climática e ao déficit hídrico anual e estas variáveis poderiam explicar, mais do que a longitude, a maior similaridade florística entre a área de estudo e o Campo Rupestre. Ao se considerar a proximidade com o mar, verifica-se que a EEI está localizada a 171 km da linha de costa e que esta distância está dentro da amplitude de distâncias observadas para ambos os campos rupestres (133 a 429 km) e de altitude (10 a 180 km). Por outro lado, o déficit hídrico anual verificado para a EEI (-2,4 mm) está dentro do intervalo verificado para os campos de altitude (-21 a 0 mm), mas fora do intervalo dos campos rupestres (-82 a -14 mm). Portanto, déficit hídrico e distância em relação ao oceano não são fatores capazes de explicar as afinidades florísticas da EEI.

Os campos rupestres comparados estão localizados relativamente próximos à área *core* do Cerrado (Ab'Saber, 2003) e, assim, poderiam ser colonizados por *taxa* dele oriundos. O mesmo ocorre com os campos de altitude, que estão junto à área *core* da Floresta Atlântica (Ab'Saber, 2003). A EEI encontra-se distante da área *core* dos Domínios da Floresta Atlântica e do Cerrado, numa área em que ocorre um mosaico de fragmentos de vegetação pertencentes aos dois domínios. Logo, a proximidade com áreas *core* de um ou outro domínio não poderia ser tomada como possível explicação para as afinidades florísticas da vegetação sobre afloramento rochoso da EEI.

Com relação à litologia, verifica-se que nos campos rupestres comparados ocorrem granitos, quartzitos e arenitos. Já nos campos de altitude ocorrem granitos, migmatitos, gnaisses, nefelina, sienito e quartzitos. Há, portanto, certa sobreposição na litologia dos campos rupestres e de altitude comparados, e, conseqüentemente, nos tipos de solos derivados da decomposição dessas rochas. Contudo, o embasamento litológico dos afloramentos rochosos da EEI é constituído por arenitos que dão origem a Neossolos Litólicos Álicos (Scaramuzza, 2006). Essa característica aproxima esses afloramentos dos campos rupestres comparados, mas não é compartilhada com nenhum dos campos de altitude, constituindo assim um possível fator determinante da proximidade florística observada entre EEI e o Campo Rupestre.

As análises da distribuição da riqueza entre famílias e da composição de espécies revelaram maior afinidade florística entre a vegetação sobre afloramento rochoso da EEI e o Campo Rupestre. Frente aos possíveis fatores determinantes, latitude, longitude, altitude, precipitação, temperatura, distância em relação ao oceano e déficit hídrico, percebe-se que estes não contribuem para a proximidade florística obtida. Uma possível explicação para o padrão observado é o embasamento litológico, com rochas areníticas, e o tipo de solo (Neossolos Litólicos Álicos) presentes na Estação Experimental de Itapeva, que são comumente associadas aos campos rupestres.

Por outro lado, também ficou evidente que a variação florística das áreas estudadas ocorre na forma de contínuo, não sendo possível categorizar de forma estanque a vegetação estudada na EEI em um ou outro tipo de campo. Pode-se dizer que essa vegetação se encontra em posição intermediária entre os campos rupestres e de altitude, porém, tendendo mais para os primeiros em termos de composição florística.

Os afloramentos rochosos constituem ecossistemas frágeis com elevada biodiversidade e muitos endemismos que, no Brasil, ocorrem não só na Floresta Atlântica e no Cerrado, mas também na Floresta Amazônica e na Caatinga (Martinelli, 2007). Este autor argumenta que embora de reconhecida importância para a conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais, esses ecossistemas carecem de mais atenção por parte das políticas públicas de conservação. No âmbito do Estado de São Paulo, os afloramentos rochosos da EEI, por sofrerem influências florísticas tanto dos campos rupestres como de altitude, merecem destaque por constituírem ecossistemas associados a dois biomas extremamente diversos e ameaçados (Mittermeier et al., 1999).

#### 4 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq (PIBIC-IF) pela concessão de bolsa de Iniciação Científica a N. O. Costa. Ao pesquisador A. A. Pontinha e aos funcionários da Estação Experimental de Itapeva pelo apoio logístico. Aos pesquisadores F. O. Souza-Buturi (especialista em Asteraceae), M. G. L. Wanderley (Bromeliaceae), R. Simão-Bianchini (Convolvulaceae), R. Goldenberg (Melastomataceae), T. Filgueiras (Poaceae), L. L. Giacomini (Solanaceae) e à estagiária N. S. Pinto que auxiliaram na identificação do material botânico. À pesquisadora M. Kanashiro pelo auxílio na confecção das figuras 1 e 2. Ao técnico E. L. da Silva pela preparação das exsicatas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. **Os domínios da natureza do Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159 p.
- APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, p. 399-439, 2003.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº 06, de 26 de setembro de 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em: 26 ago. 2010.
- CAIAFA, A.N.; SILVA, A.F. Composição florística e espectro biológico de um campo de altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais – Brasil. **Rodriguésia**, v. 56, n. 87, p. 163-173, 2005.
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M.O. **Manual of vegetation analysis**. New York: Harper & Brothers, 1959. 325 p.
- CAVALCANTI, R.R. (Org.). Recomendações gerais. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília, DF: MMA, 2007. p. 393-397.
- CONCEIÇÃO, A.A.; GIULIETTI, A.M. Composição florística e aspectos estruturais de campo rupestre em dois platôs do Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Hoehnea**, v. 29, n. 1, p. 37-48, 2002.
- EITEN, G. A vegetação do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Botânica**, v. 7, p. 1-147, 1970.
- FERREIRA, F.M.; FORZZA, R.C. Florística e caracterização da vegetação da Toca dos Urubus, Baependi, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 4, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn00909042009>>. Acesso em: 25 jun. 2010.
- FILGUEIRAS, T.S. *Echinolaena*. In: LISTA de espécies da flora do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB013191>>. Acesso em: 8 fev. 2011.
- FORZZA, R.C. et al. Introdução. In: LISTA de espécies da flora do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico, 2010.
- FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Lista da flora brasileira ameaçada de extinção**. 2005. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br>>. Acesso em: 26 ago. 2010.
- GARCIA, R.J.F.; PIRANI, J.R. Revisão sobre o diagnóstico e caracterização da vegetação campestre junto à crista de serras, no Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 30, n. 3, p. 217-241, 2003.
- \_\_\_\_\_. Análise florística, ecológica e fitogeográfica do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (São Paulo, SP), com ênfase nos campos junto à crista da Serra do Mar. **Hoehnea**, v. 32, n. 1, p. 1-48, 2005.
- HARLEY, R.M. Introduction. In: STANNARD, B.L.; HARVEY, Y.B.; HARLEY, R.M. **Flora of the Pico das Almas, Chapada Diamantina – Bahia**. Kew: Royal Botanic Gardens, 1995. p. 1-42.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT. **Estudos do meio físico para implantação de Distritos Agrícolas Irrigados na zona rural do município de Itapeva, SP**. São Paulo, 2001. 70 p. (Relatório Técnico 50725).
- INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX – IPNI. Disponível em: <<http://www.ipni.org/ipni/plantnamesearchpage.do>>. Acesso em: 20 abr. 2010.
- KRONKA, F.J.N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. New York: Elsevier Science B.V., 1998. 853 p.

LEITÃO FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. **Silvic. S. Paulo**, v. 16, p. 197-206, 1982.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 384 p.

MAMEDE, M.C.H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L. Flora vascular da Serra da Juréia, município de Iguape, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**, v. 15, p. 63-124, 2001.

\_\_\_\_\_. et al. (Org.). **Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. 165 p.

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 587-597, 2007.

McCUNE, B.; GRACE, J.B. **Analysis of ecological communities**. Glenden Beach: MjM Software, 2002. 300 p.

\_\_\_\_\_.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data**. Version 5.0. Glenden Beach: MjM Software, 1999.

MEIRELLES, S.T. **Estrutura da comunidade e características funcionais dos componentes da vegetação de um afloramento rochoso em Atibaia – SP**. 1996. 270 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN – MOBOT. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em: 20 abr. 2010.

MITTERMEIER, R.A. et al. **Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Mexico City: CEMEX, 1999. 431 p.

MOCOCHINSKI, A.Y.; SCHEER, M.B. Campos de altitude na Serra do Mar paranaense: aspectos florísticos. **Floresta**, v. 38, n. 4, p. 625-640, 2008.

OLIVEIRA, R.B.; GODOY, S.A.P. Composição florística dos afloramentos rochosos do Morro do Forno, Altinópolis, São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 37-48, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org/v7n2/pt/abstract?article+bn00507022007>>. Acesso em: 25 jun. 2010

PENA, M.A. **Florística de afloramentos rochosos na Serra do Cipó**. 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

RIBEIRO, J.F.; DIAS, T. (Org.). Diversidade e conservação da flora. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade do Cerrado e Pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília, DF: MMA, 2007. p. 21-138.

\_\_\_\_\_.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, DF: Embrapa, 2008. p. 153-212.

RIBEIRO, K.T.; MEDINA, B.M.O.; SCARANO, F.R. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 623-639, 2007.

RIZZINI, C.T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. p. 482-515.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA 48, de 21 de setembro de 2004. Disponível em: <<http://www.ibot.sp.gov.br>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

SAZAKI, D.; MELO-SILVA, R. Levantamento florístico no cerrado de Pedregulho, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 187-202, 2008.

SCARAMUZZA, C.A.M. **Flora e ecologia dos campos de Itararé, São Paulo, Brasil**. 2006. 153 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SILVA, A.F.; SHEPHERD, G.J. Comparações florísticas entre algumas matas brasileiras utilizando análise de agrupamento. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, p. 81-86, 1986.

SOUZA, V.C. et al. Critérios utilizados na elaboração da Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo. In: MAMEDE, M.C.H. et al. (Org.). **Livro vermelho das espécies vegetais ameaçadas do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. p. 15-20.

\_\_\_\_\_.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para a identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II**. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 704 p.

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

UNIÃO INTERNACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA – IUCN. **Red list of threatened species**. 2010. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 26 ago. 2010.

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE: Projeto RADAMBRASIL, 1991. 112 p.

**ECOFISIOLOGIA DA GERMINAÇÃO DE SEMENTES DE  
*Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg. (PEROBA-POCA)<sup>1</sup>**

**ECOPHYSIOLOGY OF SEED GERMINATION IN  
*Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg. (PEROBA-POCA)**

Antonio da SILVA<sup>2,4</sup>; Edson Baeça SOUTO<sup>3</sup>;  
Roque CIELO-FILHO<sup>2</sup>; Sebastiana Dutra Souza Revoredo da SILVA<sup>2</sup>

**RESUMO** – Sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* foram colocadas para germinar, na temperatura de 20-25 °C sobre vermiculita umedecida com 30, 60 e 90 mL de água destilada, na ausência de luminosidade e sob luz branca, vermelha e vermelha extrema com o objetivo de avaliar a capacidade germinativa. Os testes de germinação foram realizados com fotoperíodo de 8 horas, utilizando-se 30 g de vermiculita como substrato. As contagens das sementes germinadas foram feitas diariamente, a partir do início da germinação aos oito dias, até o encerramento dos testes aos 21 dias após a instalação. Foram avaliadas a porcentagem final e a velocidade de germinação das sementes. Foi constatado que as sementes são fotoblásticas positivas preferenciais e em condições naturais devem germinar a pleno sol (luz do espectro vermelho). O teste padrão de germinação pode ser conduzido com vermiculita umedecida com 90 mL de água na ausência de luz, ou sob luz branca ou vermelha com volumes de 30, 60 e 90 mL de água.

Palavras-chave: semente florestal; qualidade fisiológica; umidade do substrato; luz.

**ABSTRACT** – *Aspidosperma cylindrocarpon* seeds were placed to germinate at a temperature of 20-25 °C in vermiculite which had been moistened with 30, 60 and 90 mL of distilled water; in darkness and under white, red and far-red light aiming to evaluate germination capacity. Germination tests were conducted with an 8 hours photoperiod, using 30 g of vermiculite as substrate. Daily counting of germinated seeds were made from the beginning germination, at day eight, until the 21st day after installation. The finished percentage germination and seed germination speed were evaluated. It was found that the seeds are positive photoblastic preferential and under natural conditions should germinate in full sun (red light spectrum). The standard germination test can be carried out with vermiculite moistened with 90 mL of water in the dark or under white or red light, with volumes of 30, 60 and 90 mL of water.

Keywords: forest seed; physiological quality; substrate moisture; light.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 13.04.11. Aceito para publicação em 05.05.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Acadêmico do curso de Ciências Biológicas, Faculdade União para Formação Educação e Cultura do ABC, Av. Industrial, 3.330, 09080-511 Santo André, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Antonio da Silva – asilva@if.sp.gov.br

## 1 INTRODUÇÃO

Os principais fatores ambientais que promovem a germinação de sementes no solo são a água, temperatura e luz. Para muitas espécies, sob condições favoráveis de umidade e luz, a temperatura predominante do solo é o que determina a fração de sementes germinadas e a velocidade de germinação de uma amostra (Heidecker, 1977). O estudo desses fatores permite melhor compreensão dos mecanismos que regulam o estabelecimento das plantas em condições naturais (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1984).

Para que ocorra a germinação das sementes um fator de grande relevância é a disponibilidade de água, uma vez que o início da germinação das sementes ocorre com a embebição de água (Bewley e Black, 1994). Com a absorção de água os tecidos das sementes são reidratados, consequentemente aumentando a atividade respiratória, bem como todas as demais atividades metabólicas que culminam com o fornecimento de energia e nutrientes, imprescindíveis para a retomada de crescimento do eixo embrionário, resultando na germinação das sementes (Carvalho e Nakagawa, 2000).

Para avaliar a capacidade germinativa das sementes em laboratório, são preconizadas para os testes condições adequadas e controladas de umidade, temperatura e luz (Figliolia et al., 1993; Figliolia e Piña-Rodrigues, 1995; Piña-Rodrigues et al., 2004; Brasil, 2009). Muitos trabalhos divulgados com espécies florestais evidenciaram efeitos isolados da temperatura e da luz na germinação das sementes (Silva et al., 1997), mas as pesquisas que incluíram a umidade do substrato afetando a germinação das sementes florestais nativas brasileiras são mais escassas e recentes (Silva et al., 2007).

O efeito da luz na germinação de sementes é de fundamental importância e a resposta germinativa varia conforme a espécie (Borges e Rena, 1993). Em ambientes naturais, dependendo da estrutura do dossel, as sementes podem ser encontradas sob diferentes qualidades de luz (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia, 1982). Nessas condições as sementes podem estar expostas à luz solar direta, enterradas no solo, cobertas pela serrapilheira ou simplesmente sob o dossel (Frankland, 1976).

A luz solar que incide sobre a copa das árvores tem sua distribuição espectral modificada ao atingir o solo, devido à absorção seletiva das folhas, especialmente pelas clorofilas (Smith, 2000).

Com relação à dinâmica sucessional da floresta, Denslow (1980) identifica três grandes grupos ecológicos. O primeiro grupo é formado por espécies especialistas de clareiras grandes (pioneiras), cujas sementes germinam somente sob condições de alta temperatura e/ou luminosidade e as plântulas são extremamente sensíveis à sombra. As do segundo grupo são as espécies especialistas em pequenas clareiras (secundárias) e as do terceiro grupo são as espécies especialistas de sub-bosque (clímax) com sementes que germinam à sombra e cujas plântulas ali se estabelecem.

A germinação de sementes de espécies fotossensíveis pode ser estimulada ou inibida, dependendo da qualidade espectral da luz encontrada sob o dossel (Endler, 1993). Essas respostas dependem de um pigmento receptor denominado fitocromo, o qual é responsável pela captação de sinais luminosos, que podem ou não proporcionar a germinação das sementes (Araújo Neto et al., 2002). Esse pigmento existe em duas formas principais, que são reversíveis pela exposição a diferentes qualidades de luz (Bewley e Black, 1994).

O fitocromo na forma inativa (FV) transforma-se na ativa (FVe) ao ser irradiado com luz vermelha (620 nm). Ocorre uma inversão da forma ativa para inativa ao ser irradiado com luz vermelha extrema (720 nm). A luz branca, devido à sua composição espectral e características de absorção do fitocromo, tem efeito semelhante ao da luz vermelha (Borges e Rena, 1993). Dependendo da densidade do dossel, a relação vermelho/vermelho extremo (V/VE) pode ser alta ou baixa, podendo desta forma desencadear ou não a germinação de sementes de muitas espécies. Enfatiza-se, porém, que sementes de determinadas essências fotossensíveis podem germinar independentemente dessa relação (Araújo Neto et al., 2002).

Para as espécies florestais tropicais essas informações são muito importantes, principalmente para espécies com elevado potencial econômico e com falta de conhecimentos sobre a germinação das sementes, como é o caso de *Aspidosperma cylindrocarpon*.

Segundo Lorenzi (1992), trata-se de uma espécie arbórea nativa do Brasil, pertencente à família Apocynaceae, que apresenta altura de 8 a 16 m e o tronco de 40 a 70 cm de diâmetro. Ocorre em Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e São Paulo, no interior da floresta primária densa ou em formações abertas e secundárias. Ainda, segundo o mesmo autor, é uma essência de rápido crescimento, ornamental, tolerante à insolação direta, podendo ser utilizada em reflorestamentos heterogêneos de áreas degradadas e de preservação permanente. A madeira é dura, moderadamente pesada, apresenta muita durabilidade quando não está em contato com o solo e umidade, é empregada na construção civil, carpintaria, tacos e carrocerias.

Este trabalho foi desenvolvido com *Aspidosperma cylindrocarpon* com o objetivo de compreender a ecofisiologia da germinação das sementes sob diferentes qualidades de luz e níveis de umidade do substrato. Os resultados apresentados poderão contribuir para o entendimento da germinação das sementes em ambientes naturais. Serão também recomendados para procedimentos de testes adequados em laboratório para avaliar a capacidade germinativa das sementes, uma vez que nas Regras de Análise de Sementes (Brasil, 2009) as prescrições para instalações de testes se referem, na sua maioria, a espécies agrícolas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

Frutos maduros de *Aspidosperma cylindrocarpon* (Lorenzi, 1992) foram colhidos de oito árvores matrizes, em 13 de agosto de 2009, na Floresta Estadual de Assis, pertencente ao Instituto Florestal, da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. A Unidade está situada a 22°34'S e 50°24'W. A temperatura média do mês mais quente é de 22 °C e do mês mais frio de aproximadamente 18 °C. O clima é Cwa – tropical com concentração de chuvas no verão e Cfa – tropical sem estação seca (Max et al., 2007) e a altitude é em média de 562 m (Ventura et al., 1965/1966).

Após a exposição dos frutos ao sol durante três dias para secagem, liberação das sementes e beneficiamento, estas foram acondicionadas em embalagem semipermeável (saco de náilon-polietileno de 90 µ de espessura) e armazenadas em

câmara fria (T = 3 °C; UR = 85%) durante 189 dias, no Centro de Sementes até a instalação do ensaio no Laboratório de Sementes do Instituto Florestal.

Previamente aos testes de germinação, foi determinado o teor de água das sementes pelo método de estufa a 105 ± 3 °C durante 24 horas, conforme prescrito nas Regras para Análise de Sementes (Brasil, 2009), utilizando-se duas repetições de 30 sementes e balança com precisão de 0,0001 g.

Para os testes de germinação foram utilizadas sementes desinfetadas com hipoclorito de sódio a 4% por cinco minutos, com quatro repetições de 25 sementes, distribuídas uniformemente sobre vermiculita com granulometria de 0,71 a 3,36 mm (Silva e Aguiar, 1998), em caixas plásticas do tipo gerbox de 11 x 11 x 3,5 cm com tampa, contendo cada caixa 30 g deste substrato, umedecido com 30, 60 e 90 mL de água destilada e mantido sempre úmido até o encerramento dos testes.

Os testes de germinação foram conduzidos em germinadores tipo B.O.D. (Biochemical Oxygen Demand), regulados à temperatura alternada de 20-25 °C. O uso dessa temperatura foi baseado no trabalho de Souto et al. (2010). Os testes foram mantidos sob luz branca, vermelha, vermelha extrema e na ausência de luz. O fotoperíodo em que as sementes foram mantidas foi de 8 horas e correspondeu à temperatura mais elevada.

No tratamento com ausência de luz, as sementes foram colocadas em caixas plásticas pretas envolvidas em papel alumínio. Quando as sementes permaneceram na presença de luz branca foram utilizados gerbox transparentes. Para as sementes mantidas sob luz vermelha, os gerbox transparentes foram envolvidos em uma folha de filme de luz supergel rosco, sg/lux vermelha nº 26. Para estes três tratamentos as sementes permaneceram sob quatro lâmpadas fluorescentes de 20 W cada uma. Para obtenção da luz vermelha extrema, foi utilizada uma caixa de madeira tendo em seu interior quatro lâmpadas incandescentes de 25 W cada uma, sendo sua parte superior presa em uma das prateleiras do germinador. Na parte inferior da caixa foram colocadas, entre duas placas de acrílico transparente, uma folha de filme de luz supergel rosco, sg/lux azul nº 385, mais uma folha de filme supergel rosco, sg/lux vermelha nº 26, que ao se ligar o temporizador (timer), forneceram a luz vermelha extrema (Silva, 2009).

A instalação e avaliação dos testes de germinação na presença de luz branca foram feitas sob iluminação normal do laboratório (lâmpadas fluorescentes). Para os demais tratamentos, em ambiente iluminado com duas lâmpadas fluorescentes envolvidas por duas folhas de papel celofane verde (Silva, 1997).

As contagens das sementes germinadas foram feitas diariamente, a partir do início da germinação, aos oito dias, até o encerramento dos testes aos 21 dias após a instalação, quando todas as sementes já haviam germinado ou quando as remanescentes se apresentavam deterioradas. Foi considerado para germinação o critério botânico, quando ocorreu a protrusão da raiz primária igual ou superior a 2 mm de comprimento (Borghetti e Ferreira, 2004). A qualidade fisiológica das sementes foi avaliada pela porcentagem total de germinação apresentada no encerramento dos testes e pelo índice de velocidade de germinação. A velocidade de germinação foi calculada de acordo com Maguire (1962), somando-se o número de sementes germinadas em cada contagem, dividido pelo número de dias correspondente à respectiva contagem.

O ensaio foi instalado seguindo o delineamento inteiramente casualizado (Pimentel Gomes e Garcia, 2002), sob o esquema fatorial 4 x 3 (quatro qualidades de luz e três níveis de umidade do substrato). Para fins de análise estatística, foi utilizado o programa SAS (Tobias et al., 2002), sendo os dados de porcentagem de germinação (G) transformados em arcoseno ( $\sqrt{G/100}$ ) para as análises, mas apresentados sem transformação nas tabelas. A comparação entre as médias foi feita pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por ocasião das instalações dos testes de germinação as sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* apresentavam teor de água de 8%. Os tratamentos umidade e luz apresentaram efeitos significativos sobre a porcentagem e velocidade de germinação, bem como a interação entre estes dois fatores também foi significativa para as duas variáveis (Tabelas 1 e 2).

Os resultados mostraram que os valores de germinação registrados sob luz vermelha extrema, em todos os níveis de umidade, foram significativamente inferiores aos apresentados sob luzes branca, vermelha e na ausência de luz (Tabela 1). Contudo, para sementes de *Mimosa caesalpinifolia* em níveis de umidade do substrato semelhantes aos da presente pesquisa (45, 60 e 75 mL de água destilada) e nas mesmas condições de luminosidade, os menores valores de germinação foram obtidos na ausência de luz (Silva et al., 2008). Em sementes de *Guazuma ulmifolia*, Araújo Neto et al. (2002) constataram, na presença de luz branca e vermelha, valores de germinação maiores do que na ausência de luz, discordando dos dados apresentados na presente pesquisa, em que as sementes que foram mantidas no nível mais elevado de umidade (90 mL de água) na ausência de luz apresentaram valores de germinação que não diferiram significativamente do que o observado sob luzes branca e vermelha.

Por outro lado, para o nível de umidade de 30 mL, as sementes mantidas sob luz vermelha apresentaram germinação significativamente maior do que as sementes mantidas na ausência de luz. Esse resultado está de acordo com a informação de que *Aspidosperma cylindrocarpon* pode ocorrer em formações abertas (Lorenzi, 1992), onde predomina a luz vermelha (Silva et al., 2008), a qual tem efeito semelhante ao da luz branca (Borges e Rena, 1993) e as sementes nesta condição de luminosidade seriam capazes de germinar mesmo em substrato menos úmido.

Os valores do índice de velocidade de germinação das sementes sob luz vermelha extrema, em todos os níveis de umidade, foram significativamente inferiores aos obtidos para sementes sob luzes branca, vermelha e na ausência de luz (Tabela 2). Resultados semelhantes foram obtidos para as sementes de *Mimosa caesalpinifolia*, sob condições de luz branca e vermelha, considerando-se três volumes de água (45, 60 e 75 mL) adicionados ao substrato vermiculita (Silva et al., 2008).

Tabela 1. Porcentagem de germinação de sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* (peroba-poca), submetidas à temperatura de 20-25 °C, em diferentes qualidades de luz e em substrato umedecido com diferentes volumes de água.

Table 1. Germination percentage of *Aspidosperma cylindrocarpon* (peroba-poca) seeds, submitted to temperatures of 20-25 °C, different light qualities and substrate moisture with different water volumes.

Qualidade de luz	Umidade do substrato		
	30 mL	60 mL	90 mL
Ausência	44 b B	68 ab A	98 a A
Branca	80 a BC	93 a A	88 a A
Vermelha	93 a AC	93 a A	92 a A
Vermelha extrema	0 b D	7 ab B	37 a B
Valor de F para luz (L)	57,02**		
Valor de F para umidade (U)	11,54**		
Valor de F para interação (L x U)	3,5**		
Coefficiente de variação	21,22%		

(a, b) Em cada linha, médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade ( $P > 0,05$ ).

(A, B, C, D) Em cada coluna, médias seguidas da mesma letra maiúscula não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade ( $P > 0,05$ ).

(\*\*) Significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $P < 0,01$ ).

Tabela 2. Índice de velocidade de germinação de sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* (peroba-poca), submetidas à temperatura de 20-25 °C, em diferentes qualidades de luz e em substrato umedecido com diferentes volumes de água.

Table 2. Index of germination speed for *Aspidosperma cylindrocarpon* (peroba-poca) seeds, submitted to temperatures of 20-25 °C, different light qualities and substrate moisture with different water volumes.

Qualidade de luz	Umidade do substrato		
	30 mL	60 mL	90 mL
Ausência	3,11 b B	5,40 b A	8,47 a A
Branca	5,14 a BC	6,30 a A	6,26 a A
Vermelha	7,03 a AC	7,40 a A	6,74 a A
Vermelha extrema	0,00 a D	0,57 a B	2,27 a B
Valor de F para luz (L)	65,22**		
Valor de F para umidade (U)	13,18**		
Valor de F para interação (L x U)	4,59**		
Coefficiente de variação	23,87%		

(a, b) Em cada linha, médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade ( $P > 0,05$ ).

(A, B, C, D) Em cada coluna, médias seguidas da mesma letra maiúscula não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade ( $P > 0,05$ ).

(\*\*) Significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $P < 0,01$ ).

A resposta germinativa das sementes em relação à luz varia conforme a espécie. As sementes são consideradas fotoblásticas negativas quando a germinação é maior na ausência de luz e fotoblásticas positivas quando ao contrário, sob condições de luminosidade (Labouriau, 1983). Existem também sementes que germinam independentemente da presença ou ausência de luz, classificadas de fotoblásticas neutras, não fotoblásticas ou indiferentes à luz (Silva, et al., 1997). Quando ocorre germinação considerável tanto na presença quanto na ausência de luz, Klein e Felipe (1991) entendem que esta resposta é apenas quantitativa e que as sementes podem apresentar comportamento de fotoblásticas preferenciais.

Pelos resultados apresentados foi constatado que as sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* mostraram valores de germinação satisfatórios na ausência de luz, principalmente quando o substrato foi umedecido com 60 e 90 mL de água, contudo, com valores elevados na presença de luz em todos os níveis de umidade (30, 60 e 90 mL), podendo, desta forma, serem consideradas fotoblásticas positivas preferenciais. De acordo com Takaki (2001), sementes com esse comportamento possuem fitocromo A, controlando a germinação através da resposta de fluência muito baixa. As informações evidenciadas no presente trabalho corroboram com as obtidas em sementes de *Mimosa caesalpinifolia* (Silva et al., 2008).

Considerando que *Aspidosperma cylindrocarpon* pode ocorrer em formações abertas e em vegetação secundária (Lorenzi, 1992), pressupõe-se que, após a dispersão das sementes estas podem permanecer a pleno sol, onde predomina a luz vermelha (Silva, et al., 2008). A luz branca, devido à sua composição espectral e características de absorção do fitocromo, tem efeito semelhante ao da luz vermelha (Borges e Rena, 1993). Nas condições de luz branca e vermelha os valores de velocidade e germinação foram relativamente elevados. Assim, as sementes dessa espécie poderiam germinar, em condições ambientais de clareira nos diferentes níveis de umidade, sugerindo-se que pode apresentar comportamento ecológico de pioneira. Por outro lado, a essência ocorre também em florestas densas e primárias (Lorenzi, 1992), onde o regime natural de perturbação resulta na formação de clareiras relativamente menores,

sugerindo que poderia apresentar um comportamento ecológico de secundária (Denslow, 1980).

O substrato vermiculita vem sendo testado para outras espécies arbóreas com diferentes volumes de água destilada e a resposta germinativa das sementes variou conforme a espécie. Sementes de *Acacia polyphylla* quando permaneceram em 30 g daquele substrato, umedecido com 30, 60 e 90 mL de água, apresentaram maiores valores de germinação no nível de umidade de 30 mL de água (Silva et al., 2007). Sementes de *Gallesia integrifolia* (Barros et al., 2005) e *Cedrella fissilis* (Figliolia et al., 2006), testadas com a mesma quantidade de vermiculita umedecida com 45, 90 e 135 mL de água, evidenciaram melhor capacidade germinativa quando permaneceram em 45 e 90 mL de água.

Sementes de *Myroxylon peruiferum* (Figliolia et al., 2006) e *Aspidosperma ramiflorum* (Silva et al., 2007), mantidas no substrato supracitado com 90 mL de água, apresentaram os maiores valores de germinação. Para sementes de *Lafoensia glyptocarpa* melhor germinação foi registrada em substratos mais úmidos com 90 e 135 mL de água (Figliolia et al., 2006).

Pelos resultados apresentados com *Aspidosperma cylindrocarpon* recomenda-se que a duração do teste de germinação em laboratório seja de 21 dias, com o uso de vermiculita como substrato, umedecido com 90 mL de água destilada na ausência de luz, bem como nos níveis de umidade de 30, 60 e 90 mL tanto na presença de luz branca quanto vermelha. Essas informações são relevantes e propõe-se que sejam utilizadas para o teste padrão de germinação para avaliar a qualidade fisiológica das sementes dessa espécie.

#### 4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho com *Aspidosperma cylindrocarpon* permitiram as seguintes conclusões:

1. as sementes são fotoblásticas positivas preferenciais e pressupõe-se que, em condições naturais, as sementes estão mais adaptadas a germinar a pleno sol onde predomina a luz vermelha, e

2. o teste padrão de germinação pode ser conduzido em laboratório, com duração de 21 dias, na temperatura de 20-25 °C com o uso de 30 g de vermiculita umedecida com 90 mL de água na ausência de luz, ou sob luz branca ou vermelha com níveis de umidade de 30, 60 e 90 mL de água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO NETO, J.C. et al. Temperaturas cardeais e efeito da luz na germinação de sementes de mutamba. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 460-465, 2002.
- BARROS, S.S.U. et al. Germinação de sementes de *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms (pau-d'alho) sob diferentes condições de temperatura, luz e umidade do substrato. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 727-733, 2005.
- BEWLEY, J.D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Plenum Press, 1994. 445 p.
- BORGES, E.E.L.; RENA, A.B. Germinação de sementes. In: AGUIAR, I.B.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. **Sementes florestais tropicais**. Brasília, DF: ABRATES, 1993. p. 83-135.
- BORGHETTI, F.; FERREIRA, A.G. Interpretação de resultados de germinação. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 209-222.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Brasília, DF: Mapa: ACS, 2009. 399 p.
- CARVALHO, N.M. de; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4. ed. Jaboticabal: Funep, 2000. 588 p.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 45-55, 1980.
- ENDLER, J.A. The color of light in forest and its implications. **Ecological Monographs**, v. 63, n. 1, p. 1-27, 1993.
- FIGLIOLIA, M.B.; AGUIAR, I.B. de; SILVA, A. da. Germinação de sementes de *Lafoensia glyptocarpa* Koehne (mirindiba-rosa), *Myroxylon peruiferum* L. f. (cabreúva-vermelha) e *Cedrela fissilis* Vell. (cedro-rosa). **Rev. Inst. Flor.**, v. 18, n. único, p. 49-58, 2006.
- \_\_\_\_\_.; OLIVEIRA, E. de C.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Análise de sementes. In: AGUIAR, I.B. de; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. (Coord.). **Sementes florestais tropicais**. Brasília, DF: ABRATES, 1993. p. 137-174.
- \_\_\_\_\_.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M. Considerações práticas sobre o teste de germinação. In: SILVA, A. da; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. (Coord.). **Manual técnico de sementes florestais**. São Paulo: Instituto Florestal, 1995. p. 45-60. (**IF Sér. Reg.**, n. 14, 1995).
- FRANKLAND, B. Germination in shade. In: SMITH, H. (Ed.). **Plant and the daylight spectrum**. New York: Academic Press, 1976. p. 187-203.
- HEIDECKER, W. Stress and seed germination: an agronomic view. In: KHAN, W. **The physiology and biochemistry of seed dormancy and germination**. Amsterdam: Elsevier, 1977. p. 237-282.
- KLEIN, A.; FELIPPE, G.M. Efeito da luz na germinação de sementes de ervas invasoras. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 26, n. 7, p. 955-966, 1991.
- LABOURIAU, L.G. **A germinação das sementes**. Washington, D.C.: Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, 1983. 174 p.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992. p. 21.
- MAGUIRE, J.D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962.
- MAX, J.C.M. et al. Plano de Manejo da Floresta Estadual de Assis. **IF Sér. Reg.**, n. 30, p. 1-80, 2007.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C.H. **Estatística aplicada a experimentos agrônômicos e florestais:** exposição com exemplos e orientações para uso de aplicativos. Piracicaba: FEALQ, 2002. 230 p.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B.; PEIXOTO, M.C. Testes de qualidade. In: FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Org.). **Germinação:** do básico ao aplicado. Porto Alegre: ARTMED, 2004. p. 283-297.

SILVA, A. da. **Morfologia, conservação e ecofisiologia da germinação de sementes de *Psidium cattleianum* Sabine.** 2009. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

\_\_\_\_\_.; AGUIAR, I.B. de. Germinação de sementes de canela-preta (*Ocotea catharinensis* Mez-Lauraceae) sob diferentes condições de luz e temperatura. **Rev. Inst. Flor.**, v. 10, n. 1, p. 17-22, 1998.

\_\_\_\_\_. et al. Interação de luz e temperatura na germinação de sementes de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (guarantã). **Rev. Inst. Flor.**, v. 9, n. 1, p. 57-64, 1997.

\_\_\_\_\_. da et al. Germinação de sementes de *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sansão-do-campo) sob diferentes condições de temperatura, luz e umidade. **Rev. Inst. Flor.**, v. 20, n. 2, p. 139-146, 2008.

\_\_\_\_\_.; FIGLIOLIA, M.B.; AGUIAR, I.B. de. Germinação de sementes de *Acacia polyphylla* D.C. (monjoleiro) e de *Aspidosperma ramiflorum* Müll. Arg. (guatambu). **Floresta**, v. 37, n. 3, p. 353-361, 2007.

SMITH, H. Phytochromes and light signal perception by plants-an emerging synthesis. **Nature**, v. 407, p. 585-591, 2000.

SOUTO, E.B.; SILVA, A. da; CIELO-FILHO, R. Germinação de sementes de *Aspidosperma cylindrocarpon* M. Arg. (peroba-poca) submetidas a diferentes temperaturas. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 4., 2010, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal, 2010. p. 145-149. (**IF Sér. Reg.**, n. 42, 2010). Disponível em: <[www.iflorestal.sp.gov.br/publicacoes/serie\\_registros/Revistas\\_completas/IFSR42.pdf](http://www.iflorestal.sp.gov.br/publicacoes/serie_registros/Revistas_completas/IFSR42.pdf)>. Acesso em: 9 jan. 2011.

TAKAKI, M. New proposal of classification of seeds by forms of phytochrome instead of photoblastism. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 13, p. 103-107, 2001.

TOBIAS, R.D. et al. **SAS sistem for GLM models.** Cary: SAS Institute Inc., 2002.

VÁZQUEZ-YANES, C.; OROZCO-SEGOVIA, A. Fisiología ecológica de las semillas de árboles de la selva tropical: un reflejo de su ambiente. **Ciencia**, v. 35, p. 191-210, 1984.

\_\_\_\_\_. Seed germination of a tropical rainforest pioneer tree (*Heltocarpus donnell-smithii*) in response to diurnal fluctuation of temperature. **Physiologia Plantarum**, v. 56, p. 295-298, 1982.

VENTURA, A.; BERENGUT, G.; VICTOR, M.A.M. Características edafo-climáticas das dependências do Serviço Florestal do Estado de São Paulo. **Silvic. S. Paulo**, v. 4/5, p. 57-140, 1965/66.

# EFEITOS DE DIFERENTES ESTRUTURAS DE VEGETAÇÃO CILIAR SOBRE AS VARIÁVEIS DE MICROCLIMA E A SENSÇÃO DE CONFORTO TÉRMICO<sup>1</sup>

## EFFECTS OF DIFFERENT RIPARIAN VEGETATION STRUCTURES ON MICROCLIMATIC VARIABLES AND SENSATION OF THERMAL COMFORT

Érica LÓIS<sup>2</sup>; Lucila Chebel LABAKI<sup>2, 3</sup>; Rosely Ferreira SANTOS<sup>2</sup>

**RESUMO** – A vegetação natural junto aos corredores fluviais desempenha diversos papéis no controle e na qualidade ambiental de uma região, sendo uma de suas atribuições o estabelecimento de condições adequadas de controle climático. Sem dúvida, cada estrutura de vegetação ciliar deve apresentar um grau de eficiência para tal função. No entanto, quais são as diferenças de respostas entre diferentes tipos de estrutura? Com o propósito de contribuir para uma resposta, este estudo discute as variações microclimáticas a partir da avaliação das relações existentes entre cinco variáveis climáticas em três diferentes perfis fisionômicos de vegetação (vegetação arbórea densa, vegetação arbórea rarefeita e campo) contíguos ao Ribeirão Cachoeira (Campinas, SP, Brasil). Dados de radiação solar, temperatura do ar e de globo, umidade relativa e velocidade do vento, além da temperatura da água, foram obtidos para cada perfil estudado, durante três dias, nos horários de maior insolação (das 8h às 16h), a três diferentes distâncias do curso d'água ao longo dos perfis, no verão e no inverno. Como indicador do conforto térmico, foi calculada a Temperatura Fisiológica Equivalente – PET, para três horários, nas diferentes situações estudadas. Os resultados evidenciaram a importância da presença e tipo de estrutura da vegetação principalmente na atenuação da radiação solar e seu papel predominante no controle da temperatura e da umidade relativa do ar nas duas estações do ano. A atenuação da radiação solar atingiu 97% em estrutura florestal e 83% em capoeiras; a umidade relativa variou, no verão, de 85% a 100% na estrutura florestal, e entre 40% a 75% na estrutura campestre. Diferenças na temperatura ambiente de até 12,2 °C foram observadas entre a estrutura florestal e a estrutura campestre, no inverno. A amenização da temperatura da água em sistema florestado chegou a ser 3 °C em comparação à temperatura da água em sistema campestre. O índice PET indicou ambiente termicamente confortável em quase todos os horários para a estrutura florestal, ao passo que situações favorecedoras de estresse por calor foram observadas na estrutura campo com estrato herbáceo contínuo, em todos os horários no verão.

Palavras-chave: conforto térmico; corredor fluvial; mata ciliar; serviços ecossistêmicos.

**ABSTRACT** – Natural vegetation along river corridors plays an important role in the control and environmental quality of a region, since it establishes appropriate conditions for climate control. Undoubtedly, each structure of riparian vegetation should to a certain degree provide efficiency for such a role. However, what are the differences in responses between different types of structure? With the aim of contributing to a response, this study discusses the microclimatic variations based on the evaluation of the relationship between four climatic variables in three different vegetation physiognomy profiles, adjacent to Ribeirão Cachoeira (Campinas, Brazil). Data of solar radiation, air and globe temperature, relative humidity and wind speed, as well as water temperature were obtained for each profile studied for three days, in hours of higher solar radiation (from 8 am to 4 pm), at three different distances from the watercourse along the profiles, in summer and winter.

<sup>1</sup>Trabalho realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Processo nº 99/07217-6). Recebido para análise em 10.03.10. Aceito para publicação em 24.05.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Av. Albert Einstein, 951, Caixa Postal 6021, 13083-852 Campinas, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Autor para correspondência: Lucila Chebel Labaki – lucila@fec.unicamp.br

As an indicator of thermal comfort, the Physiological Equivalent Temperature – PET was assessed for three schedules, in the different situations studied. The results show the importance of the presence and type of vegetation structure mainly in the attenuation of solar radiation and its predominant role in controlling the temperature and relative humidity in the two seasons. The attenuation of solar radiation reached 97% in forest structure and 83% in secondary forests; the relative humidity varied in summer from 85% to 100% in forest structure and between 40% and 75% in the secondary forests. Differences of up to 12 °C were observed between forest structure and herbaceous field. The temperature of the water system in the forest structure was softened in up to 3 °C in comparison with the water temperature in the herbaceous field. The PET indicated thermally comfortable environment in almost all times for the forest structure, while situations of heat stress were observed in the structure C, with the continuous herbaceous field, at all times in the summer.

Keywords: thermal comfort; watercourses; riparian vegetation; ecosystem services.

## 1 INTRODUÇÃO

A vegetação, entre outras funções, tem sido apontada como um elemento fundamental para a minimização dos efeitos de alteração no clima provocada pelas ações humanas, possibilitando o resfriamento do ar, o aumento da umidade relativa e interferindo na ventilação (Labaki et al., 2000; Dimoudi e Nikolopoulou, 2003). Em relação à radiação solar, que é um fator primário de controle sobre a temperatura ao longo do tempo (Johnson, 2004), a vegetação tem um comportamento seletivo para com os diferentes comprimentos de onda. Absorve cerca de 90% da radiação visível e 60% da infravermelha. A radiação absorvida é utilizada para suas funções vitais. Uma pequena quantidade da radiação é transmitida através das folhas e o restante se reflete. Assim, através da arborização, tem-se uma atenuação da radiação de onda curta, evitando os efeitos de ofuscamento e reverberações devidos ao contraste sombra/sol. Em relação à radiação de onda longa, há uma redução no aquecimento das superfícies e, conseqüentemente, do calor emitido por estas.

A parte da energia refletida pela superfície é determinada pelo seu albedo; a quantidade e qualidade de luz transmitida variam de acordo com o ângulo de incidência dos raios solares e com a forma, o tamanho, a transparência, a cor, a espessura, a presença de pelos cuticulares e a densidade do mesofilo das folhas (Taiz e Zeiger, 2004; Lima et al., 2006); dependem também da distribuição e do adensamento dos troncos e ramos; a estrutura do dossel influencia o fluxo de luz direta e difusa que atinge o solo ou a quantidade de radiação solar interceptada pela folhagem (Frazer et al., 1999).

Há também estudos que enfocam a evapotranspiração relacionando-a às taxas de radiação e à estrutura do dossel (Sommer et al., 2002), a absorção depende da estrutura e pigmentação das folhas (Angelocci, 2002). A associação dessas propriedades delimita o controle da radiação solar pela vegetação. Com relação às características das plantas, a densidade foliar e a área de abóbada celeste visível são as variáveis de maior influência na transmissão da radiação solar. Para Larcher (2004), a presença de vários estratos em uma floresta e com maior número de espécies aumenta a capacidade de absorção de radiação, podendo chegar ao solo somente 2% do total incidente, sendo o espectro entre 400 nm e 700 nm praticamente absorvido.

A atenuação da radiação solar, controle das variáveis ambientais e a sensação de conforto térmico, ou seja, a sensação de bem-estar da pessoa em relação ao ambiente térmico, depende das características da espécie vegetal, do tipo de agrupamento entre indivíduos arbóreos, da composição em espécies em um tipo de agrupamento e do padrão resultante da composição e estrutura entre os indivíduos. Bartholomei e Labaki (2002, 2003), por exemplo, obtiveram as diferenças de atenuação da radiação solar resultante de diferentes espécies arbóreas, mostrando que pode ocorrer uma variação entre 88,5% e 75,6% entre elas. Constataram também que, quanto maior for a atenuação da radiação solar incidente, menores são as temperaturas ambiente e de globo, qualificando desta forma o baixo nível de stress térmico a que o indivíduo está submetido.

A temperatura de globo é definida como a temperatura de equilíbrio medida no centro de uma esfera oca, pintada externamente de preto fosco. É utilizada para o cálculo da temperatura radiante média (trm). Estando o globo em equilíbrio térmico com o ambiente, o calor trocado por radiação entre o globo e as superfícies circundantes é igual ao calor trocado por convecção entre o globo e o ar. A temperatura radiante média é calculada a partir da temperatura do globo, temperatura do ar e velocidade do ar (Ruas, 2002).

Canton et al. (1994) quantificaram a permeabilidade de quatro espécies arbóreas em relação à radiação solar, concluindo que as variações na transmissão da radiação solar eram de 74% a 90,2% e que havia uma relativa interceptação, mesmo quando estes indivíduos estavam sem folhas, de até 33,6%. Labaki et al. (2000) analisaram um bosque maduro, com vegetação densa, outro de vegetação de porte médio e uma praça recém-criada, com árvores de pequeno porte; observaram que houve uma atenuação da radiação solar de 99%, 89% e 88%, respectivamente. Concluíram que uma área verde recém-implementada tem, de imediato, uma função real na atenuação da radiação solar e que o desempenho é progressivo em função da maior densidade de árvores, espécies selecionadas e fenologia. Dacanal et al. (2010) analisaram o conforto térmico em fragmentos florestais urbanos, comparando o microclima de cinco bosques públicos de Campinas, SP, aos dados da estação meteorológica do CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas para a Agricultura, da UNICAMP), em três estações do ano. Concluíram que a vegetação densa e estratificada é capaz de reduzir a temperatura do ar, elevar o teor de umidade, interceptar a radiação solar e manter a velocidade do ar em baixa amplitude.

França e Poggiani (1996) estudaram, em Rondônia, a variação de temperatura em diferentes estádios de sucessão florestal, aos cinco, nove e 13 anos após o desmatamento. Observaram que em todos os pontos no interior da floresta, a temperatura do ar, nas horas mais quentes do dia, girava em torno de 30 °C, cerca de 7 °C mais baixa do que no ambiente exterior. A intensidade relativa de luz diminuía com o avanço da sucessão, em virtude do adensamento do dossel da floresta, passando de 4,1% para 2,2%.

Foi verificado também, que na área desmatada há 13 anos a ocorrência de queimadas prejudicou a regeneração da floresta. Consequentemente, nessa área, as temperaturas do ar e do solo apresentavam-se mais elevadas, a umidade mais baixa e a intensidade relativa de luz em torno de 9,1%.

Os efeitos do corte de madeira somados a perda de mata ciliar sobre fatores climáticos são bastante debatidos pela literatura. Dan Moore et al. (2005) apresentam uma exaustiva revisão sobre esse tema. Os autores compararam dezenove estudos evidenciando que gradientes entre zero a 100% de cobertura florestal ciliar aos cursos de água apresentam resultados variantes, mas podem diminuir a magnitude de cerca de 1 a 8 °C sobre o aumento de temperatura na área desprovida de vegetação, principalmente durante o verão. Evidenciam a influência de outros fatores como a incidência de radiação solar, velocidade e exposição ao vento, morfologia do canal e fluxo hidrológico que interferem substancialmente nos resultados experimentais. Alertam que, apesar da grande quantidade de informações, é difícil fazer comparações quantitativas entre os estudos ou extrapolar dados para outras situações, e os efeitos ecológicos das mudanças de temperatura do curso d'água ainda não são bem conhecidos. Nessa mesma linha, Pollock et al. (2009) corroboram muitas das observações de Dan Moore e colaboradores, sugerindo que o simples restabelecimento de matas ciliares não é suficiente para retornar os regimes de temperatura anteriores ao corte. Todos são unânimes em afirmar que a retomada às condições naturais exige longos períodos, comumente acima de dez anos.

É importante ressaltar que processos ou funções ligados a aspectos climáticos podem reverter-se em benefícios para o homem, sendo, neste caso, considerado um serviço ecossistêmico (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Para Constanza et al. (1997), diversas categorias de serviços ecossistêmicos envolvem processos ligados ao clima, considerando entre outros a regulação climática e o conforto ambiental.

Na verdade, há pouco estudo no Brasil sobre conforto térmico em estruturas de vegetação ciliar, seja em relação à resposta do indivíduo arbóreo ou à floresta como um sistema. As informações ainda são insuficientes.

Para a vegetação que se apresenta nas mais diversas composições e estruturas ao longo dos cursos de água, essa função é praticamente desconhecida. No entanto, essas respostas são essenciais para nortear ações de manejo ambiental em bacias hidrográficas e para encontrar uma solução que garanta uma cobertura aos corredores fluviais, de forma que possam cumprir suas funções de proteção da água e do solo. Nessa direção, este estudo objetivou interpretar o comportamento das variáveis ambientais relacionadas ao conforto térmico e à atenuação da radiação solar resultantes da ocorrência de vegetação em diferentes estruturas vegetacionais, contíguas a um curso d'água fluvial. Para tanto, foram quantificadas e comparadas cinco variáveis climáticas (radiação solar, temperaturas ambiente e de globo, umidade relativa e velocidade do vento) em três diferentes perfis fisionômicos (vegetação arbórea densa, vegetação arbórea rarefeita e campo), além da temperatura da água sob a influência dessas estruturas. De posse dos dados de temperatura do ar, umidade relativa, temperatura radiante média e velocidade do ar, foi também calculada a Temperatura Fisiológica Equivalente – PET, indicador de conforto térmico proposto para ambientes externos, para as situações estudadas.

## 2 MATERIAL E MÉTODO

### • Área de Estudo

Foram definidas parcelas amostrais na Mata Ribeirão Cachoeira (Figura 1), na Área de Conservação Ambiental de Sousas e Joaquim Egídio (Campinas, SP, BR). Esse fragmento é caracterizado como Floresta Estacional Semidecídua e situa-se ao longo do ribeirão Cachoeira (afluente do rio Atibaia), com área de 233,7 ha. Nas áreas de relevo mais acidentado encontra-se uma vegetação mais conservada e aparentemente mais diversificada. O solo é Podzólico Vermelho-amarelo (Thomaziello e Santos, 2000). O clima de Campinas, de acordo com a classificação Köppen, é do tipo Cwa, ou seja, subtropical de altitude, apresentando um verão quente e úmido e um inverno seco e frio. De acordo com dados do período de 1961-1990 (normas climatológicas vigentes), obtidos da série climatológica do Instituto Agrônomo de Campinas, a cidade apresenta um regime térmico com média anual de 20,7 °C, com temperatura média mensal máxima alcançando 29,7 °C em fevereiro e mínima de 11,9 °C em julho. O total anual pluviométrico é de 1.381,2 mm e a insolação média é de 7,2 horas. A umidade relativa média do ar anual é de 72,1% com a média mensal mínima de 64,6% em agosto e máxima de 77,0% em janeiro.

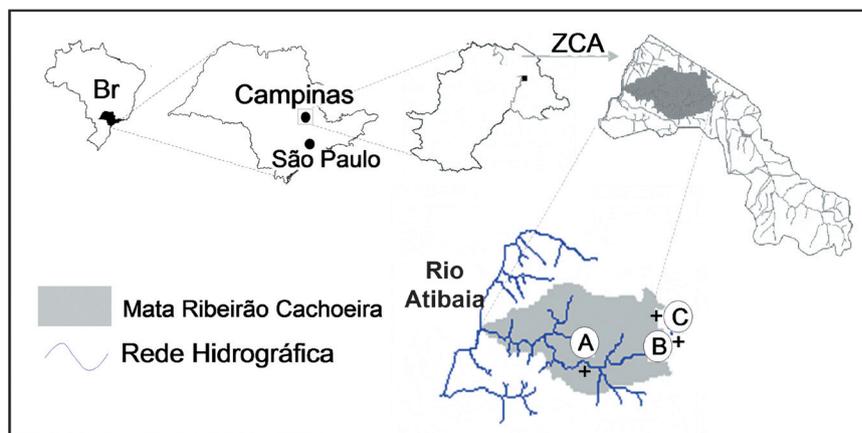


Figura 1. Croqui de localização da zona de conservação ambiental – ZCA da APA de Sousas e Joaquim Egídio, onde se encontra a Mata do Ribeirão Cachoeira no município de Campinas, indicando as três parcelas amostrais (A, B e C) localizadas, respectivamente, nas coordenadas UTM 302315W, 7473796S; 303460W, 7474401S, e 303498W, 7474422S. Fontes: Campinas (1996); Thomaziello e Santos (2000) (modificado).

Figure 1. Location of the environmental conservation zone – ZCA of the Sousas and Joaquim Egídio Protected Area and Ribeirão Cachoeira Forest at Campinas, SP, showing the three sampling areas (A, B and C), located at UTM coordinates 302315W, 7473796S; 303460W, 7474401S, and 303498W, 7474422S, respectively. Sources: Campinas (1996); Thomaziello and Santos (2000) (modified).

- *Desenho experimental*

Foram selecionados três locais de estudo que correspondem a diferentes estruturas de vegetação. Os conjuntos de indivíduos arbóreos foram classificados segundo critérios propostos por Peixoto et al. (1995). Assim, uma das primeiras considerações

refere-se ao tipo de composição; se puras (conjunto de uma só espécie) ou mistas (de duas ou mais espécies); se homogêneas (árvores de tamanhos semelhantes) ou heterogêneas (árvores de tamanhos e crescimento diferenciado). Outra consideração é com relação à densidade e à disposição do conjunto arbóreo que influem em função dos arranjos resultantes (Figura 2).

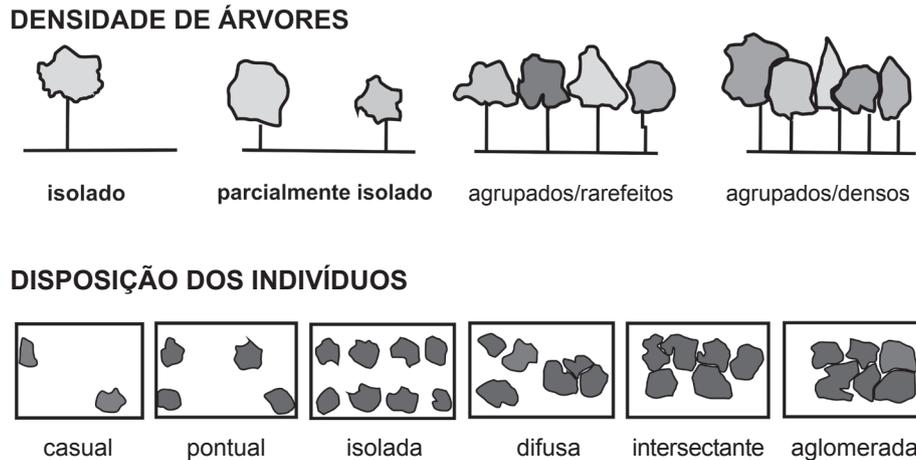


Figura 2. Disposição e densidade da estrutura vegetal usadas como critérios para classificação da estrutura arbórea das amostras florestais. Fonte: Peixoto et al. (1995).

Figure 2. Arrangement and density of the vegetal structures established as criteria for the classification of the arboreal structures of forest samples. Source: Peixoto et al. (1995).

Baseando-se nessas considerações foram selecionados três tipos de estrutura vegetal presentes na região, que engloba estágios de desenvolvimento florestal, de campo, a mata em estágio inicial e intermediário/tardio de sucessão:

- *Estrutura A:* elementos arbóreos mistos e heterogêneos, de disposição aglomerada, densidade de árvores agrupadas/densas, com estrato inferior arbustivo-arbóreo. Nesta categoria foi selecionada uma parcela de mata secundária, em estágio intermediário/tardio de sucessão, com raros sinais de interferência antrópica, com dossel contínuo ou pouco interrompido e de altura relativamente uniforme;
- *Estrutura B:* elementos arbóreos mistos e heterogêneos, com disposição difusa, densidade de árvores rarefeitas/agrupadas e com estrato inferior herbáceo-arbustivo. Nesta categoria foi

selecionada uma parcela de capoeira densa e mata degradada, estágio inicial/intermediário de sucessão e, quando o dossel está presente, é muitas vezes interrompido pela presença de clareiras;

- *Estrutura C:* campo, com estrato herbáceo contínuo.

As três estruturas de vegetação foram georreferenciadas com GPS Explorer II, conforme apontado na Figura 1.

Foi elaborado um diagrama de perfil para exemplificação da fisionomia dos tipos vegetacionais estudados. Para tanto, foi escolhida uma faixa de amostragem, de comprimento de 17 m e largura de 4 m, localizada perpendicularmente à calha do ribeirão, abrangendo toda a área de medição. A declividade do terreno foi levantada com teodolito. A largura média da calha do rio, nos pontos de amostragem, era de 5,8 m.

As medidas de radiação solar foram realizadas com solarímetros de tubo, modelo TSL, da Delta-T Devices, instalados horizontalmente nas três áreas amostrais a uma altura de 1,30 m do solo. Os solarímetros de tubo foram projetados para medir a irradiância média (em  $\text{kW.m}^{-2}$ ) em situações em que a distribuição de energia radiante não é uniforme, como sob folhagens. Seu desenho tubular proporciona a média espacial necessária, minimizando o efeito da movimentação das folhagens das plantas. Os sensores detectam a radiação na faixa de comprimento de onda de 300 nm a 2.500 nm e são conectados a um integrador (*logger*) para a coleta automática dos dados (Data Logger DL2e, multicanal, modelo RS232, da Delta-T Devices). A temperatura ambiente e a temperatura da água foram medidas com um termômetro de mercúrio de haste longa, com escalas de 10 °C a 110 °C, com divisão de 1 °C. Na medição da temperatura da água, o sensor do termômetro foi imerso na água até poucos centímetros, de modo a permitir a leitura. Para a medida da umidade relativa, foi utilizado o psicrômetro a ventilação natural, cujos termômetros de bulbo seco e de bulbo úmido têm a mesma escala e divisão. Nas situações de exposição direta ao sol, para que os termômetros ficassem protegidos da radiação, foi utilizada uma cobertura dos sensores com papel alumínio, de modo que fosse permitida a ventilação. Na mesma estrutura foi fixado um termômetro de globo, com diâmetro de 11,7 cm. A escala desse termômetro varia de 0 a 50 °C, com menor divisão de 1 °C. O anemômetro utilizado é do tipo térmico, próprio para medições de baixas velocidades do vento, com microprocessador que assegura a máxima precisão possível,  $\pm 5\%$  da leitura efetuada. A velocidade é medida através de um sensor conectado ao aparelho, o qual fica na extremidade de uma haste que varia de 280 mm a 940 mm de comprimento, regulada para que o sensor ficasse à mesma altura dos termômetros e do solarímetro (1,30 m do solo).

- *Realização das medições*

Foram coletados valores de temperatura ambiente e de globo, temperaturas de bulbo úmido, velocidade do vento e radiação solar nos três pontos situados a 2,2 m; 9,0 m e 17,0 m de distância da margem do curso d'água (respectivamente pontos 1, 2 e 3), a uma altura de 1,30 m do solo, nas diferentes estruturas vegetais. Coletou-se também a temperatura na superfície da água (centro e borda do curso), com os termômetros colocados em uma haste longa, de modo a ficarem localizados próximo à borda e no centro do curso, para estimar a influência das diferentes estruturas vegetacionais do entorno. Essas medições foram realizadas em dois períodos durante o ano: junho/julho e dezembro, correspondentes aos solstícios de inverno e verão, durante três dias em cada estrutura vegetal, no período das 8h às 16h. Cada estrutura foi então analisada através da média dos valores obtidos para os dias considerados. O solarímetro foi configurado para registrar os dados a cada dez minutos. Os demais parâmetros ambientais foram coletados em intervalos de uma hora. As análises foram feitas com base nas médias dos dias de medição. Os dados a pleno sol (medida da estrutura C a 17 m de distância da margem) foram usados como referência para a radiação solar ao sol, e para a obtenção da diferença entre médias.

- *Método de tratamento dos dados*

Os dados de temperatura ambiente e da água foram agrupados por meio de médias dos dias para cada horário de medição. A umidade relativa foi obtida a partir das temperaturas de bulbo seco ( $T_s$ ) e bulbo úmido ( $T_u$ ), através do software Conforto 2.03 (Ruas, 2002). Os dados foram também agrupados pelas médias dos dias para cada horário de medição.

A partir das listagens fornecidas pelo integrador foram feitas as médias dos dados provenientes dos solarímetros, ao sol (ponto 3 da estrutura C) e à sombra. As integrais dos gráficos foram calculadas para serem comparadas às porcentagens diárias de atenuação da radiação solar de cada estrutura arbórea analisada, de acordo com a Equação 1.

$$At = \frac{S_{sol} - S_{sombra}}{S_{sol}} \times 100 \quad (1)$$

em que:

At = atenuação da radiação solar, em porcentagem;  
 $S_{sol}$  = área integrada do gráfico, que fornece a energia total incidente medida a pleno sol, no intervalo de tempo considerado, em kWhm<sup>-2</sup>, e

$S_{sombra}$  = área integrada do gráfico, que fornece a energia total incidente à sombra, no intervalo de tempo considerado, em kWhm<sup>-2</sup>.

A partir da média calculada para os três dias, encontrou-se o erro-padrão das médias (Topping, 1972) para cada estrutura analisada, de acordo com a equação 2.

$$\alpha = \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad (2)$$

em que  $\alpha$  é o erro-padrão da média,  $\sigma$  o desvio-padrão e n o número de medidas.

Para a avaliação do conforto térmico, foi utilizada a Temperatura Fisiológica Equivalente, PET (*Physiological Equivalent Temperature*). A PET é um índice de conforto térmico desenvolvido para espaços abertos ou fechados, que representa uma temperatura fictícia, resultante da interação entre variáveis físicas e ambientais de um ambiente real. O esforço fisiológico de um indivíduo ao ar livre, realizando qualquer tipo de atividade, é comparado ao esforço do indivíduo-padrão em ambiente controlado, em que a única variável é a PET (Matzarakis et al., 1999; Matzarakis e Mayer, 1997). O índice PET é classificado em faixas de sensação e estresse térmico, conforme Tabela 1. A partir das temperaturas do ar, de globo e da velocidade do ar, foi calculada a temperatura radiante média, pelo software Conforto 2.02 (Ruas, 2002). A temperatura radiante média é a temperatura uniforme de um meio constituído de superfícies negras, com o qual a pessoa,

também considerada como corpo negro, troca a mesma quantidade de calor por radiação que aquela trocada com o meio real. Com os dados de temperatura do ar, temperatura radiante média, umidade relativa e velocidade do ar, foi calculada a PET, utilizando-se o software Rayman 1.2 (2009). Considerou-se uma atividade de 130 W (pessoa andando a 4 kmh<sup>-1</sup>), e uma resistência térmica da vestimenta de 1,0 clo<sup>4</sup> para a situação de inverno (calça comprida, camisa de manga comprida, jaqueta, calçado) e 0,6 clo para a situação de verão (calça comprida, camisa de manga curta, calçado).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 3 mostra-se o perfil da vegetação e da fisiografia do terreno para as três estruturas vegetacionais estudadas.

A estrutura A é uma faixa de mata representativa do fragmento florestal estudado, onde se pode reconhecer até três estratos arbóreos: o primeiro com arvoretas que atingem de 3 m a 4 m de altura, o segundo com um porte de 3 m a 8 m e o terceiro entre 8 m e 13 m. É grande a quantidade de cipós entre os troncos das árvores. A paisagem circundante a essa estrutura apresenta a mesma tipologia da amostra descrita. A largura média da calha do rio, nesse ponto, era de 5,5 m.

A estrutura B apresenta um porte menor, com três estratos: o primeiro predominantemente arbustivo e altura menor que 1 m, o segundo não ultrapassando 3 m e o terceiro chegando a 5 m. O entorno dessa estrutura é caracterizado por pastagem e pela vegetação ripária de mesma tipologia, na margem oposta. A largura média da calha do rio, nesse ponto, era de 3,8 m.

A estrutura C é um campo usado como pastagem, ao redor da área amostrada. A largura média da calha do rio, nesse ponto, era de 5,0 m.

<sup>4</sup>A unidade de resistência térmica da vestimenta é chamada clo: 1 clo = 0,155 m<sup>2</sup> °C W<sup>-1</sup>.

Tabela 1. Intervalos de Temperatura Fisiológica Equivalente – PET como indicadores de conforto e estresse térmico para espaços abertos. Fonte: Dacanal et al. (2010).

Table 1. Intervals of Physiological Equivalent Temperature – PET as thermal comfort and thermal stress index for open spaces. Source: Dacanal et al. (2010).

PET (°C)	SENSIBILIDADE TÉRMICA	ABREVIATURA	GRAU DE ESTRESSE FISIOLÓGICO
4	Muito Frio	MF	Estresse por frio extremo
8	Frio	F	Estresse por frio forte
13	Frio Moderado (fresco)	FM	Estresse por frio moderado
18	Levemente frio	LF	Estresse por frio leve
23	Confortável	C	Sem estresse
29	Levemente aquecido	LA	Estresse por calor leve
35	Aquecido	A	Estresse por calor moderado
41	Muito quente	MQ	Estresse por calor extremo

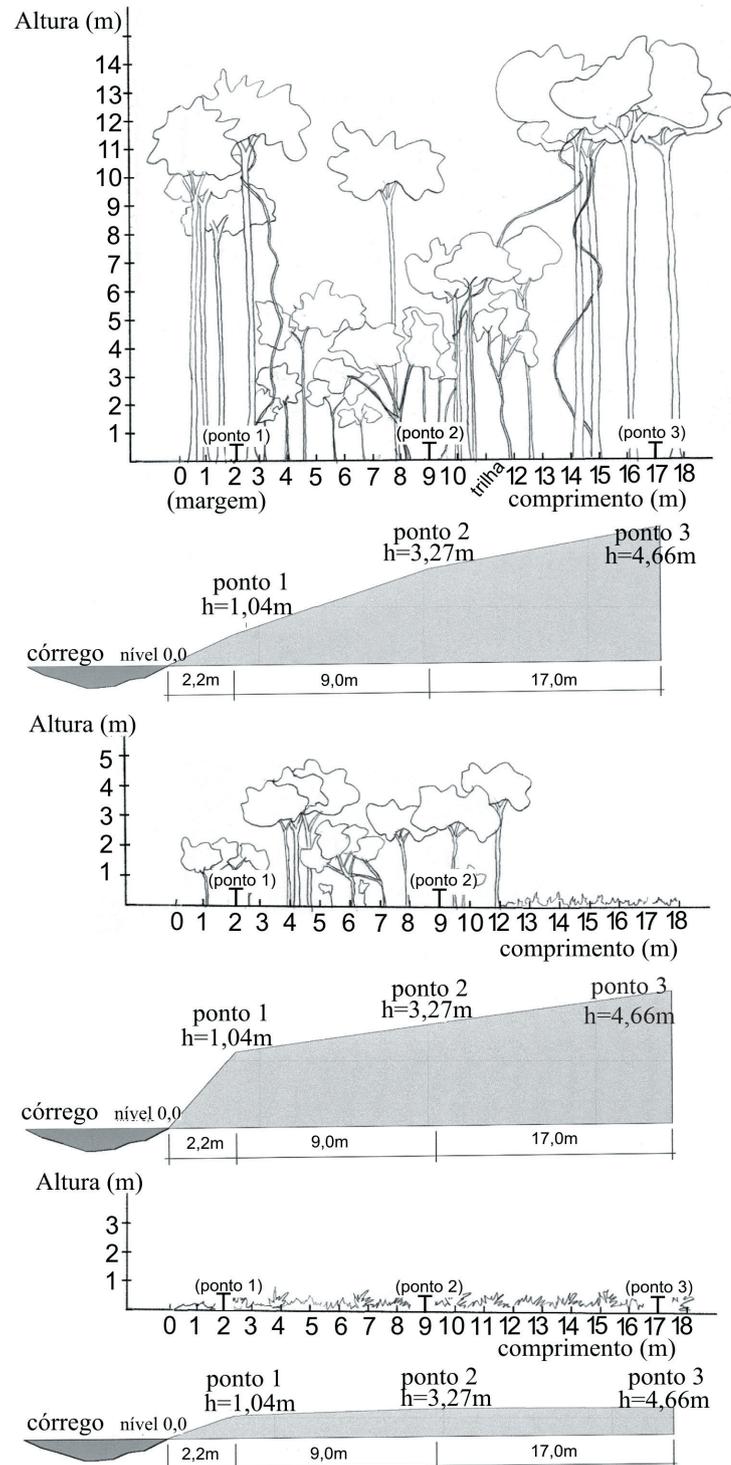
**Estrutura A****Estrutura B****Estrutura C**

Figura 3. Fotografia, perfis e topografia do terreno e do leito do rio nas três estruturas de vegetação. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo. Pontos 1, 2 e 3: locais de coleta de dados. h: nível acima da superfície da água do córrego.

Figure 3. Photographs, profiles and topography of the terrain and riverbed in the three vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation, C: field. Points 1, 2 and 3: positions of data collection. h: level above water surface.

Na Tabela 2 são apresentados os resultados referentes à atenuação da radiação nos diferentes tipos vegetacionais, nos períodos de inverno e de verão, respectivamente, bem como o erro-padrão, o qual se manteve em quase todas as situações abaixo de 1%. Os dados apontam uma relação direta entre a atenuação da radiação solar e a fisionomia da vegetação. A mata ciliar junto ao curso d'água e em melhor estado de conservação apresentou atenuação solar média de 93,1% (ponto 2 no verão) e 97,2% (ponto 3 no verão). Já a estrutura B, de capoeira/mata degradada, mostrou atenuação solar média entre 63,2% e 83,5% nos pontos 1 e 2, respectivamente, ambos no inverno.

Mesmo com valores mais baixos que os apresentados pela estrutura A, esses resultados mostram a importância dessa estrutura para a atenuação da radiação solar. Esse dado deve se somar à análise feita por Labaki et al. (2000), que encontraram uma atenuação de até 88,2% em um bosque recém-implantado, com muitas árvores jovens. Principalmente para o período de inverno, a influência da densidade do dossel e das clareiras é bastante evidente para a atenuação e variação da radiação solar incidente, o que explica a acentuada diferença encontrada para a atenuação nos pontos 1 e 2 na estrutura B, com um valor mais alto no inverno do que no verão para o ponto 2, como demonstra a Figura 4.

Tabela 2. Atenuação da radiação solar nos pontos de coleta com cobertura arbórea, no verão e inverno. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita. Distância a partir da margem: ponto 1 – 2,2 m; ponto 2 – 9,0 m e ponto 3 – 17,0 m.

Table 2. Attenuation of solar radiation at the data collection points with tree coverage, in summer and winter. A: dense arboreal vegetation, B: rare arboreal vegetation and C: field. Distance from the border: point 1 – 2.2 m; point 2 – 9.0 m and point 3 – 17.0 m.

	INVERNO			VERÃO		
	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3
ESTRUTURA A	97,1	93,5	95,7	92,5	93,0	96,5
	97,3	92,8	96,1	96,4	95,8	97,7
	97,1	93,1	96,1	93,5	94,4	97,3
MÉDIA	97,2	93,1	96,0	94,1	94,4	97,2
ERRO-PADRÃO	± 0,1	± 0,2	± 0,1	± 1,2	± 0,8	± 0,4
	INVERNO			VERÃO		
	PONTO 1	PONTO 2		PONTO 1	PONTO 2	
ESTRUTURA B	70,8	85,1		71,9	72,5	
	60,2	82,9		71,3	72,6	
	58,5	82,5		72,9	72,4	
MÉDIA	63,2	83,5		72,0	72,5	
ERRO-PADRÃO	± 3,8	± 0,8		± 0,5	± 0,1	

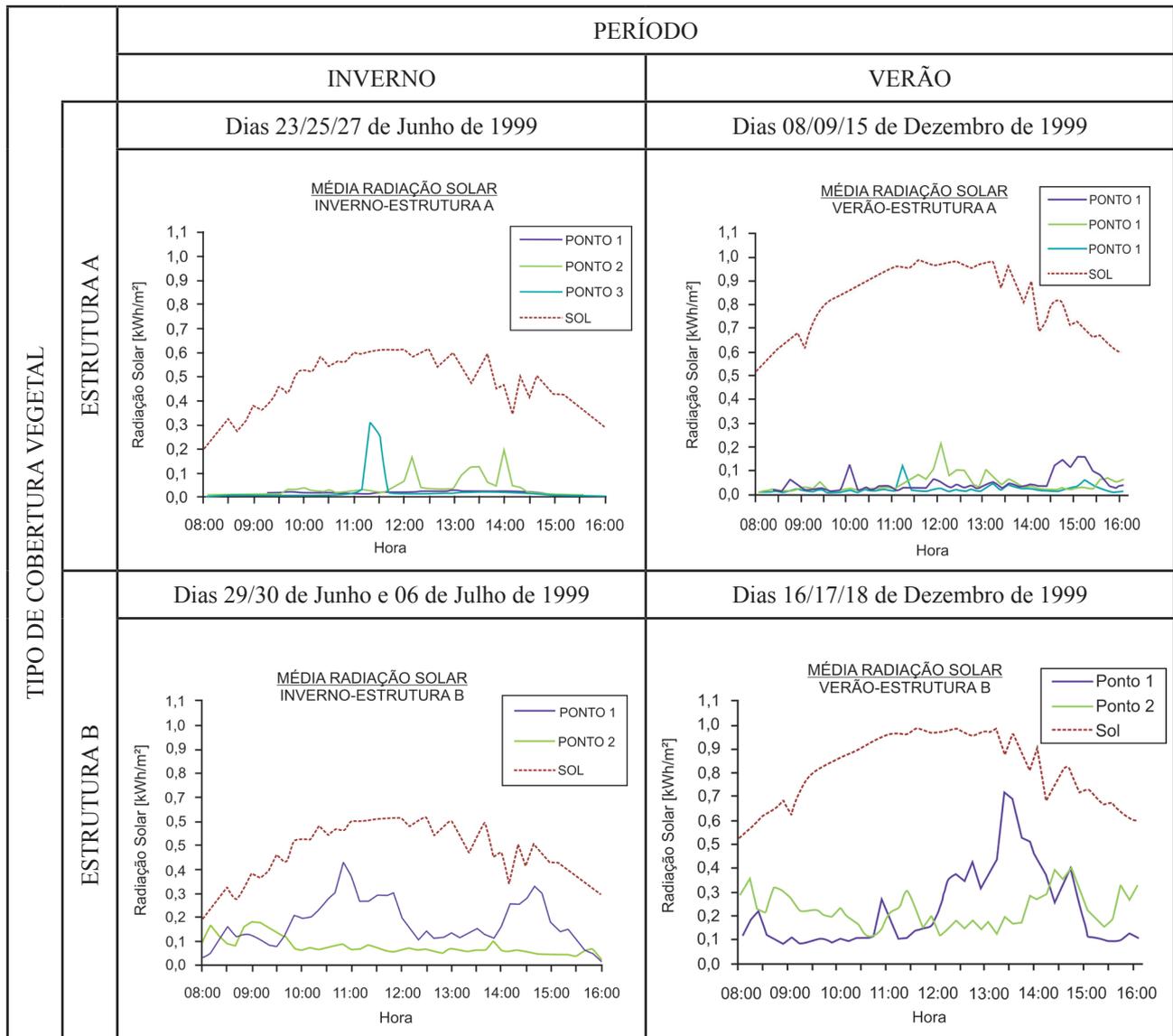


Figura 4. Curso diário da média de três dias da radiação solar incidente nas diferentes estruturas vegetacionais. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita. Distância a partir da margem: Ponto 1 – 2,2 m; ponto 2 – 9,0 m e ponto 3 – 17,0 m. SOL refere-se ao ponto 3, a pleno sol, da estrutura C – campo.

Figure 4. Daily course of three days average incident solar radiation at the different vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation. Distance from the border: Point 1 – 2.2 m, point 2 – 9.0 m and point 3 – 17.0 m. SOL refers to point 3 at sunshine from structure C – field.

Os dados de temperatura ambiente, obtidos nos diferentes pontos, também são indicativos da influência da estrutura vegetal, constatando-se que a temperatura é tanto menor quanto mais densa e aglomerada for a cobertura vegetal arbórea. Em comparação com o campo, a temperatura ambiente na estrutura florestal apresentou-se 12,2 °C menor no inverno e

11,3 °C no verão; na estrutura mais degradada foi obtida uma redução de 4,4 °C no inverno e 6,7 °C no verão, sendo que as diferenças ocorreram, principalmente, no intervalo entre 11h e 15h (Figuras 5 e 6).

Esses dados sugerem que a cobertura arbórea ameniza, eficientemente, a temperatura ambiente, com influência direta no conforto térmico.

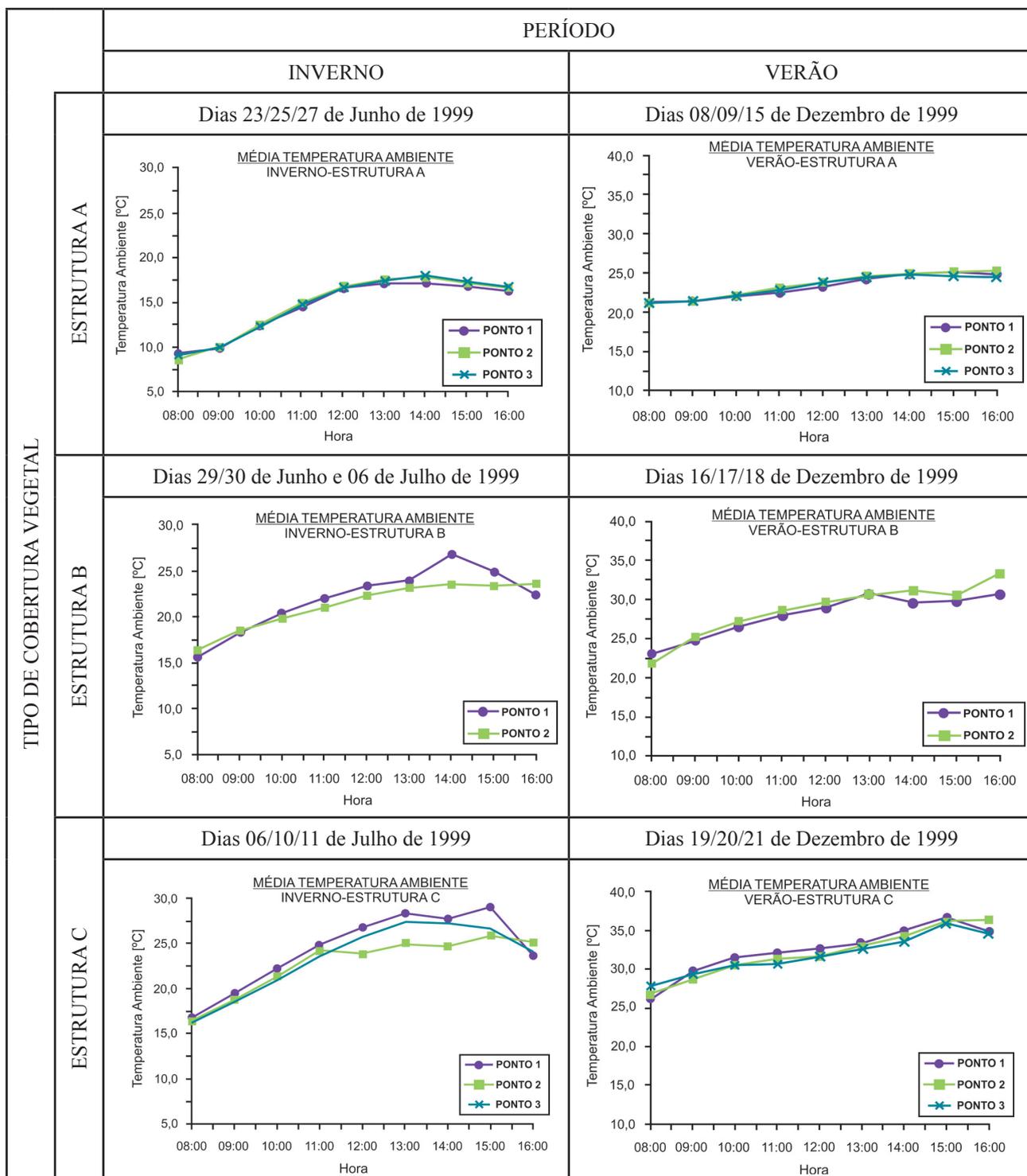


Figura 5. Curso diário da média de três dias da temperatura ambiente nas diferentes estruturas vegetacionais. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo. Distância a partir da margem: ponto 1 – 2,2 m; ponto 2 – 9,0 m e ponto 3 – 17,0 m.

Figure 5. Daily course of three days average ambient temperatures at the different vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation, C: field. Distance from the border: point 1 – 2.2 m, point 2 – 9.0 m and point 3 – 17.0 m.

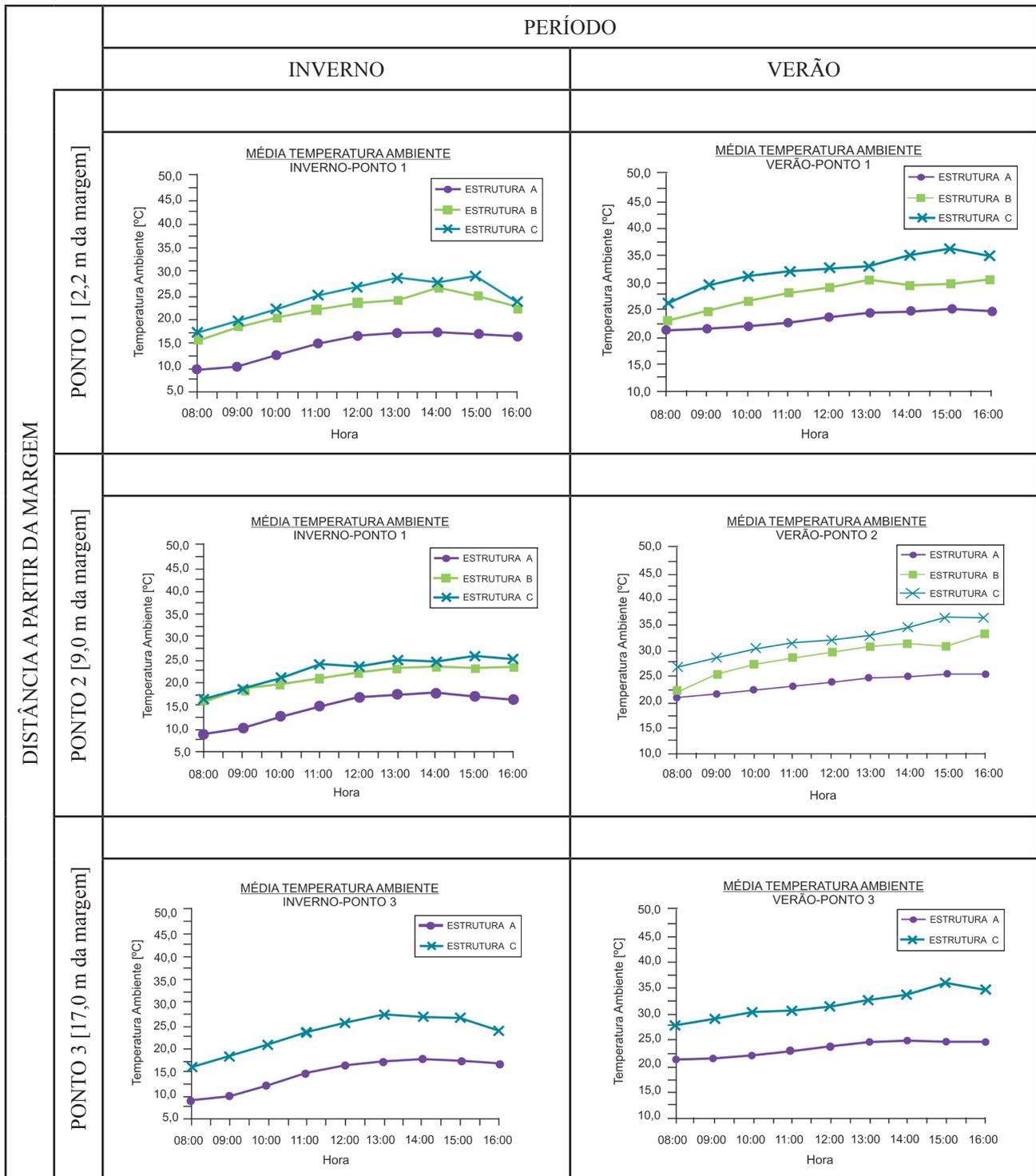


Figura 6. Curso diário da média de três dias da temperatura ambiente nos pontos a diferentes distâncias da margem (2,2 m, 9,0 m e 17,0 m) em estruturas vegetacionais distintas. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo.

Figure 6: Daily course of three days average ambient temperatures in the points at different distances from the border (2.2 m, 9.0 m e 17.0 m) in distinct vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation. C: field.

Os valores obtidos para a umidade relativa mostram uma grande diferença de comportamento ao longo do dia, tanto entre os dados obtidos na mesma estrutura, quanto na comparação entre as diferentes estruturas vegetacionais estudadas, o que evidencia a importância da complexidade estrutural da vegetação no controle deste elemento climático (Tabela 3 e Figuras 7 e 8). Na estrutura A, as umidades relativas variaram de 90 a 100% no inverno e de 85 a 100% no verão. Essa alta umidade é esperada em situações de vegetação arbórea densa e proximidade de curso d'água. No inverno, tanto na estrutura B quanto na C, as umidades atingiram valores altos pela manhã (90%), diminuindo expressivamente nas horas mais quentes do dia: 60% na estrutura B e 50% na estrutura C. No verão, as umidades foram mais baixas: variaram de 40 a 65% na estrutura B, e de 40 a 75% na estrutura C. Esses resultados são importantes quando se considera o conforto térmico, pois umidade elevada no verão pode ocasionar um grande desconforto, devido à dificuldade de perda de calor corporal pela evaporação do suor. Numa região com inverno bastante seco, é importante observar-se o quanto a vegetação pode contribuir para a melhoria do ambiente térmico.

Em relação à temperatura da água, as médias obtidas, para os diferentes horários e dias de medição, são apresentadas na Tabela 4. Observa-se que não houve diferenças expressivas entre o centro e a borda, mas sim para as diferentes estruturas, mais acentuadas no inverno. Na Figura 9 são apresentados os resultados de temperatura da água, na borda e no centro, e da temperatura ambiente. Observa-se que as diferenças entre as temperaturas da

água e do ar são expressivas: dependendo da fisionomia e do horário considerado, a vegetação, quando densa, pode amenizar a temperatura da água superficial em até 3 °C. Também se observou que, numa área de campo, a diferença entre as temperaturas do ar e da água pode chegar a 10,9 °C, independentemente se na borda ou no centro do rio. Apesar de seu estudo ter sido realizado em condições experimentais distintas, Johnson (2004) também observou que as temperaturas máximas da água após a remoção da vegetação ripária aumentaram em 7 °C, após corte raso e queima em uma bacia hidrográfica, que ocorreram no início do verão. Essa autora ressalta que a temperatura do curso d'água controla as taxas de muitos processos bióticos e abióticos, podendo afetar os estágios sensíveis de desenvolvimento da biota aquática. St-Hilaire et al. (2000), por sua vez, verificaram por meio de um modelo hidrológico a influência do fechamento das copas na temperatura da água, principalmente para períodos curtos, durante os períodos de maior vazão e durante eventos extremos meteorológicos e hidrológicos, tais como tempestades tropicais. Verificaram que a inclusão de variáveis como dossel, fechamento das copas e área foliar apresentam influência nas mudanças da troca de calor e no regime termal, permitindo medir, através do modelo proposto, as alterações de tais regimes a partir dos possíveis cenários de desmatamento para uma região.

Este estudo sugere que, como a água tem um efeito estabilizador das temperaturas, devido a seu alto calor específico, seria interessante registrar estas temperaturas também durante a noite, o que daria um quadro mais detalhado deste comportamento.

Tabela 3. Amplitude diária da umidade relativa nas três estruturas vegetacionais e diferença máxima da umidade relativa das estruturas A e B em relação à estrutura C.

Table 3. Variation of relative humidity at the three vegetation structures and maximum difference of relative humidity in structures A and B in relation to structure C.

Estrutura	Variação da umidade relativa (%)		Diferença máxima da umidade relativa em relação à estrutura C	
	inverno	verão	inverno	verão
A	90-100%	85-100%	46,9 (12h)	50,2 (11h)
B	60-90%	40-65%	12,3 (11h)	14,6 (16h)
C	50-90%	40-75%		

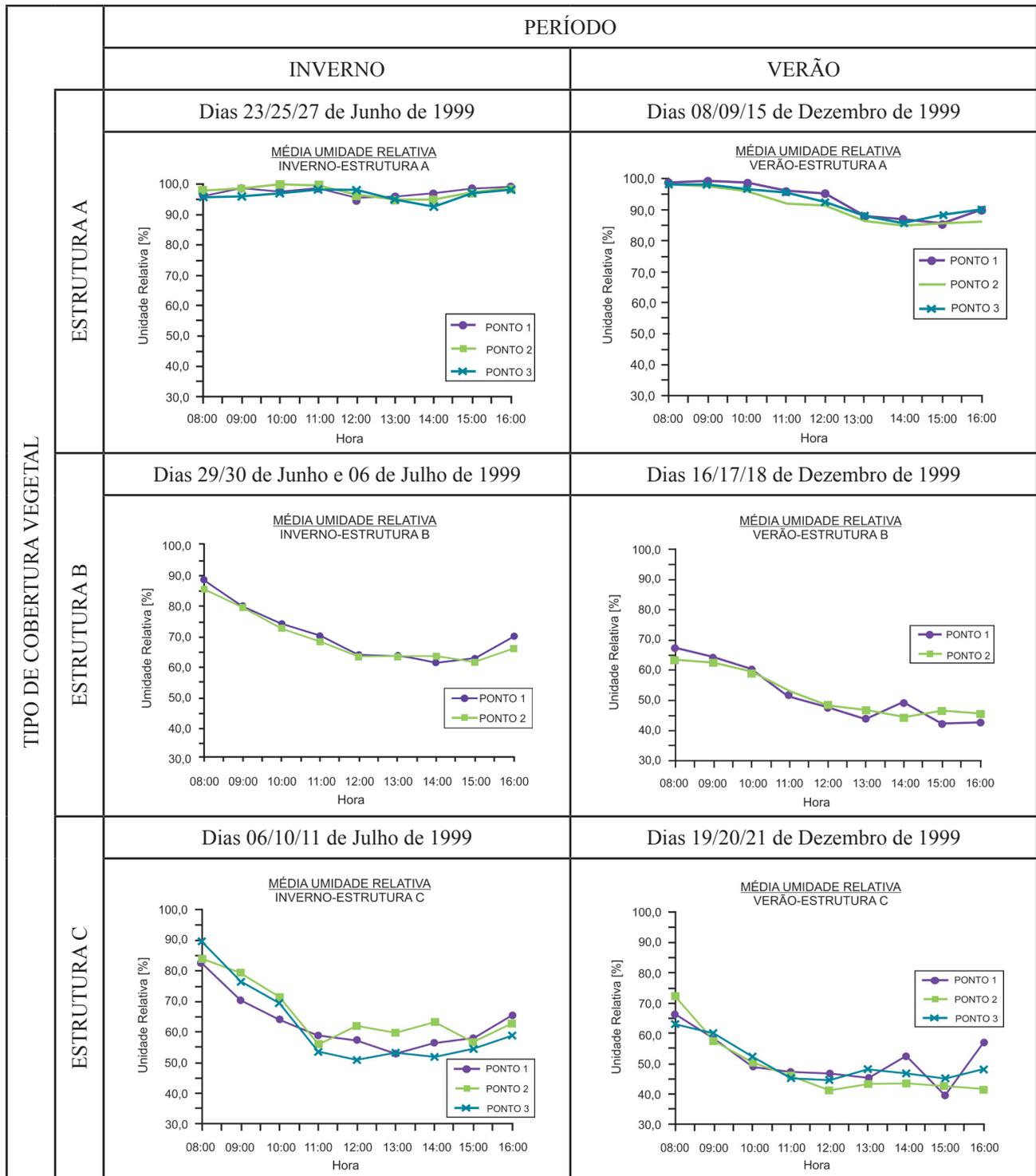


Figura 7. Curso diário da média de três dias da umidade relativa em diferentes estruturas vegetacionais. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo. Distância a partir da margem: ponto 1 – 2,2 m; ponto 2 – 9,0 m e ponto 3 – 17,0 m.

Figure 7. Daily course of three days average relative humidity at the different vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation, C: field. Distance from the border: point 1 – 2.2 m; point 2 – 9.0 m and point 3 – 17.0 m.

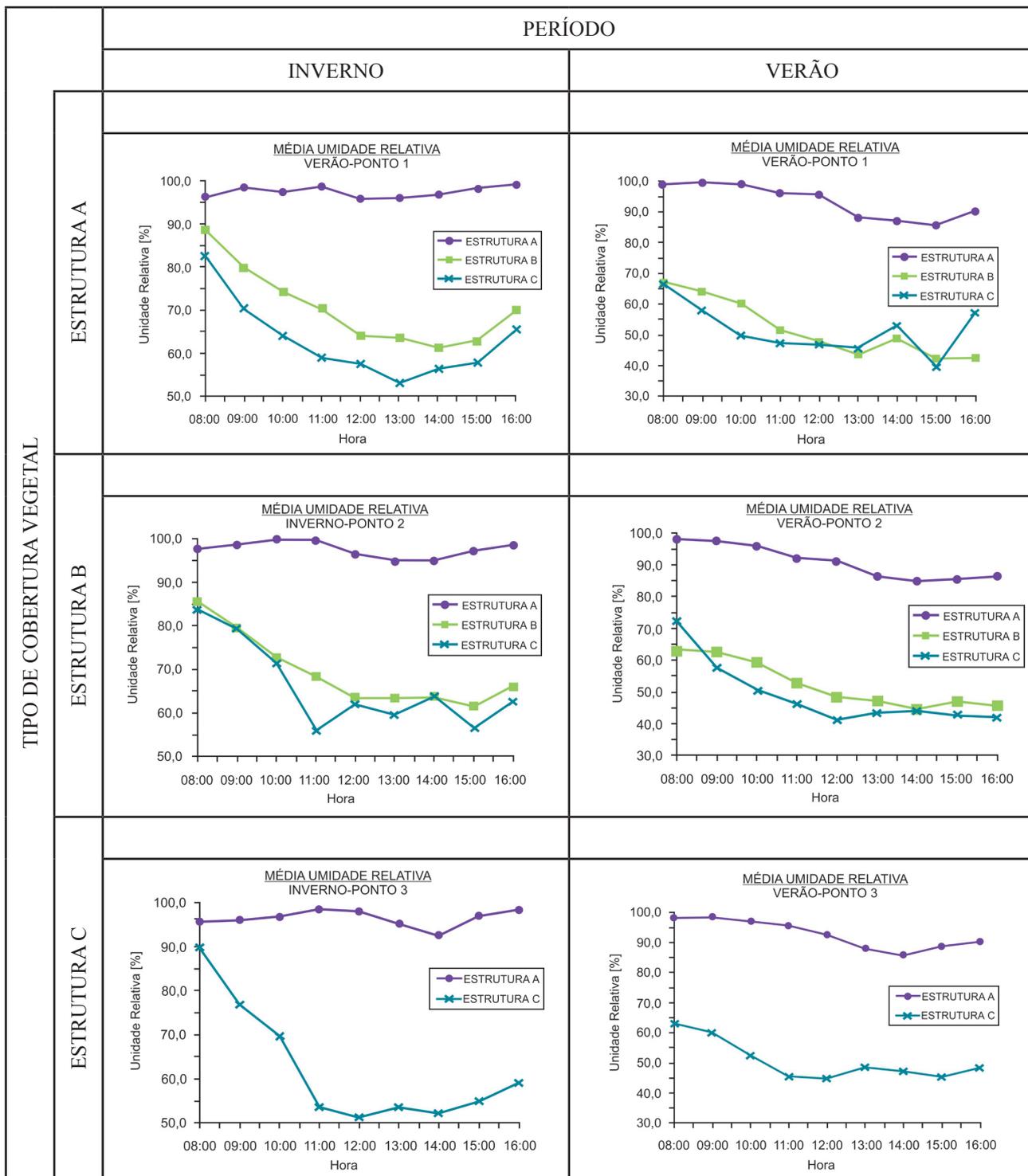


Figura 8. Curso diário da média de três dias da umidade relativa nos pontos a diferentes distâncias da margem (2,2 m, 9,0 m e 17,0 m) em estruturas vegetacionais distintas. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo.

Figure 8. Daily course of three days average relative humidity in the points at different distances from the border (2.2 m, 9.0 m e 17.0 m) in distinct vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation. C: field.

Tabela 4. Médias da temperatura da água na borda e centro nas três estruturas vegetacionais.

Table 4. Averages for water temperature at the border and center at the three vegetation structures.

Estrutura	Verão		Inverno	
	centro	borda	centro	borda
A	23,1	23,1	14,9	14,8
B	23,7	23,9	17,4	17,1
C	25,1	25,4	17,4	17,4

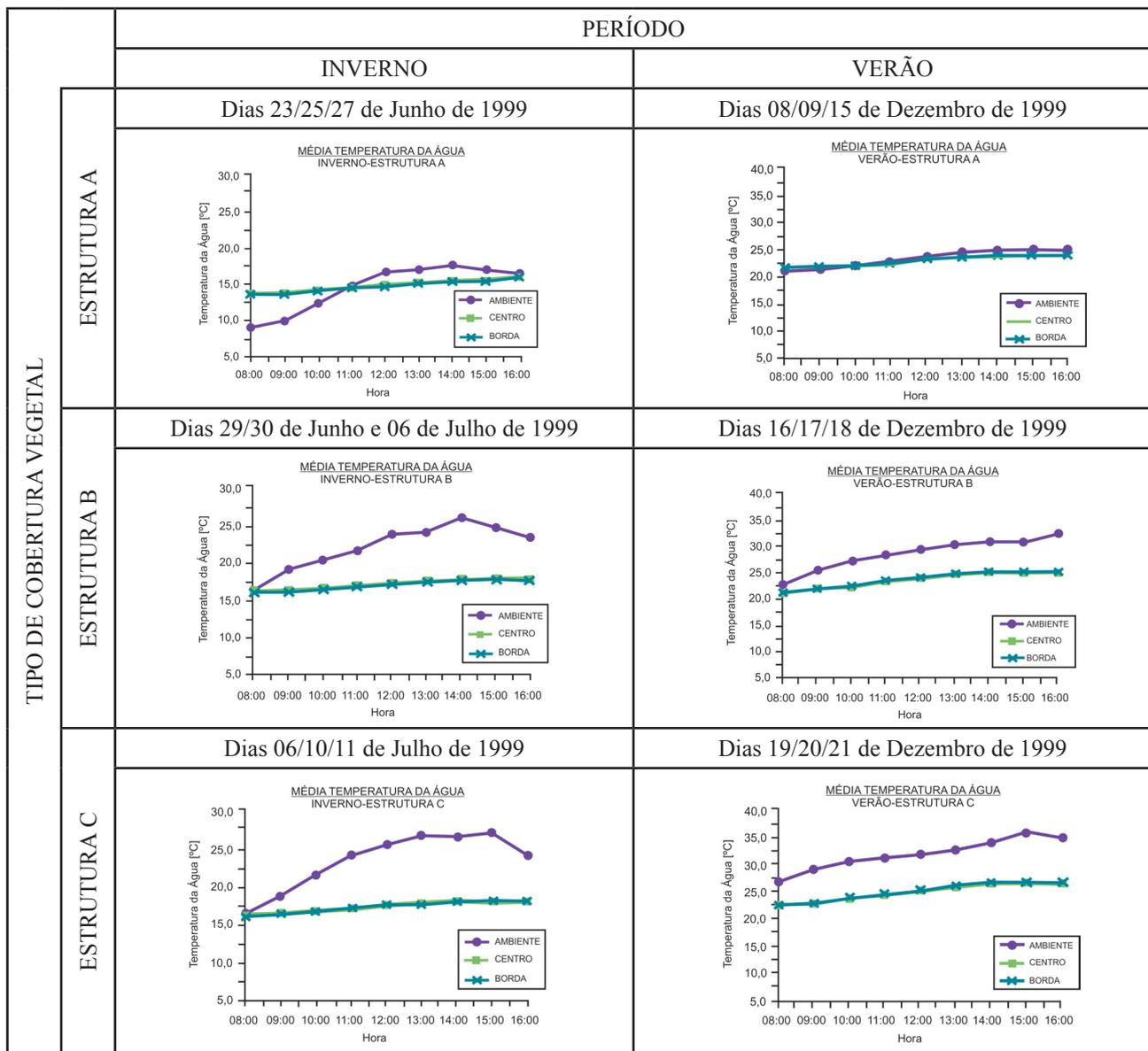


Figura 9. Curso diário da média de três dias da temperatura da superfície da água em diferentes posições no rio em estruturas vegetacionais distintas. A: vegetação arbórea densa, B: vegetação arbórea rarefeita, C: campo.

Figure 9. Daily course of three days average relative humidity at the different vegetation structures. A: dense arboreal vegetation, B: rarefied arboreal vegetation, C: field.

Em relação ao conforto e estresse térmico, os resultados para a Temperatura Fisiológica Equivalente – PET são mostrados na Tabela 5.

Observa-se que no verão, em todos os pontos e horários da Estrutura A, o índice é confortável ou ligeiramente aquecido. Já na estrutura B, com a vegetação mais degradada, a PET indica ligeiramente aquecido ou aquecido nos pontos P1 e P2, chegando a quente às 15:00 no ponto P1. Já no ponto P3, a uma distância maior da borda, o índice foi muito quente em todos os horários. Para a estrutura C, também a sensação foi de muito quente em todas as situações. No inverno, para a estrutura A obteve-se de frio moderado a confortável em todos os horários,

com exceção das 9:00 no ponto P1, que indicou frio. Na estrutura B, nos pontos 1 e 2, variou de ligeiramente frio a ligeiramente aquecido, passando por confortável, com exceção dos horários de 12:00 e 15:00, de maior insolação, quando houve indicação de quente. Já na estrutura C, foi de confortável a quente, sendo muito quente às 12:00 no ponto P2. Esses resultados mostram a importância da presença de vegetação nos ambientes externos, para o conforto térmico das pessoas. A proximidade do curso d'água indica também uma melhora no ambiente térmico no verão, porém sujeito a situações de frio durante o inverno.

Tabela 5. Valores da Temperatura Fisiológica Equivalente – PET em diferentes horários para as três estruturas vegetais.

Table 5. Values for Physiological Equivalent Temperature – PET at different times for the three vegetation structures.

Estrutura	Pontos	Verão			Inverno		
		Horário	PET (°C)	Sensação térmica	Horário	PET (°C)	Sensação térmica
A	1	9:00	24,4	LA	9:00	6,4	F
		12:00	24,5	LA	12:00	9,9	FM
		15:00	27,8	LA	15:00	16,0	LF
	2	9:00	23,9	LA	9:00	16,9	LF
		12:00	24,6	LA	12:00	18,8	C
		15:00	25,7	LA	15:00	18,1	C
	3	9:00	22,1	C	9:00	16,7	LF
		12:00	24,5	LA	12:00	11,9	FM
		15:00	25,1	LA	15:00	18,3	C
B	1	9:00	27,5	LA	9:00	17,5	LF
		12:00	33,5	A	12:00	21,1	C
		15:00	36,5	Q	15:00	26,4	LA
	2	9:00	33,3	A	9:00	23,3	LA
		12:00	33,5	A	12:00	22,6	C
		15:00	41,7	MQ	15:00	23,9	LA
	3	9:00	44,0	MQ	9:00	27,2	LA
		12:00	51,1	MQ	12:00	35,6	Q
		15:00	45,5	MQ	15:00	35,8	Q
C	1	9:00	40,2	MQ	9:00	25,3	LA
		12:00	59,4	MQ	12:00	35,5	Q
		15:00	46,1	MQ	15:00	37,7	Q
	2	9:00	48,8	MQ	9:00	31,4	A
		12:00	54,0	MQ	12:00	42,2	MQ
		15:00	50,1	MQ	15:00	37,9	Q
	3	9:00	49,6	MQ	9:00	30,0	A
		12:00	55,8	MQ	12:00	38,7	Q
		15:00	56,6	MQ	15:00	37,9	Q

#### 4 CONCLUSÃO

Os resultados apresentados mostram a importância da presença e estrutura da vegetação na atenuação da radiação solar e seu papel em tornar a temperatura mais amena e aumentar a umidade relativa do ar. Os dados evidenciaram atenuações percentuais importantes dos parâmetros climáticos estudados, não só no interior do fragmento vegetacional, como no curso d'água. Destacaram-se os fenômenos de atenuação solar que chegam a mais de 97% em estrutura florestal e 83% em capoeiras, da umidade relativa que varia entre 85% a 100% na estrutura florestal e entre 40% e 90% no campo, e a diminuição em até 3 °C na temperatura da água em sistema florestado. Na análise das variáveis climáticas, observou-se que as maiores diferenças entre as estruturas ocorreram no período de inverno, das 10h às 15h. Assim, sugere-se que este é um intervalo propício para medições dos parâmetros climáticos em campo, pois concentra as variações mais expressivas durante o dia, quando há um maior interesse no conforto térmico para áreas de vegetação ciliar. O cálculo da PET mostrou as diferenças expressivas no conforto térmico propiciado por ambientes com e sem vegetação arbórea, bem como a influência da presença de água.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a valiosa colaboração do Prof. Dr. Fernando Martins, do Instituto de Biologia da UNICAMP e à FAPESP, pela concessão da bolsa de mestrado e financiamento dos equipamentos.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANGELOCCI, L.R. **Água na planta e trocas gasosas/energéticas com a atmosfera: introdução ao tratamento biofísico**. Piracicaba: Edição do Autor, 2002. 268 p.

BARTHOLOMEI, C.L.B.; LABAKI, L.C. Environmental parameters and thermal comfort provided by different tree species. In: PASSIVE AND LOW ENERGY ARCHITECTURE (PLEA): DESIGN WITH THE ENVIRONMENT, 19., 2002, Toulouse. **Proceedings...** Toulouse: GRECO, 2002. v. 1, p. 341-344.

\_\_\_\_\_. How much does the change of species of trees affect their solar radiation attenuation? In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN CLIMATE, 2003, Lodz. **Annals...** Lodz: IAUC. 2003. v. 1, p. 267-270.

CAMPINAS (Município). Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente. **Plano de Gestão da Área de Proteção Ambiental da Região de Sousas e Joaquim Egídio: APA Municipal**. Campinas: SEPLAMA – PMC, 1996. 197 p.

CANTON, M.A.; CORTEGOSO, J.L.; DE ROSA, C. Solar permeability of urban trees in cities of western Argentina. **Energy and Buildings**, v. 20, n. 3, p. 219-230, 1994.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 1, p. 253-215, 1997.

DACANAL, C.; LABAKI, L.C.; LEITE DA SILVA, T.M. Vamos passear na floresta! O conforto térmico em fragmentos florestais urbanos. **Ambiente Construído**, v. 10, n. 2, p. 115-132, 2010.

DAN MOORE, R.; SPITTLEHOUSE, D.L.; STORY, A. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 4, p. 813-834, 2005.

DIMOUDI, A.; NIKOLOPOULOU, M. Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. **Energy and Buildings**, v. 35, n. 1, p. 69-76, 2003.

FRANÇA, J.T.; POGGIANI, F. Variação do microclima em áreas com diferentes idades de sucessão secundária na Floresta Nacional do Jamarí-RO. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília. **Anais...** Brasília, DF: CEB/UNB, 1996. p. 422-423.

- FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. **Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0**: imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs, users manual and program documentation. Burnaby: Simon Fraser University; Millbrook, New York: Institute of Ecosystem Studies, 1999. 36 p. Disponível em: <<http://www.rem.sfu.ca/forestry/index.htm>> or <<http://www.ecostudies.org>>. Acesso em: 3 out. 2010.
- JOHNSON, S.L. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61, n. 6, p. 913-923, 2004.
- LABAKI, L.C. et al. Thermal comfort in outdoor spaces: the role of vegetation as a means of controlling solar radiation. In: PLEA: architecture, city, environment, 2000, Cambridge. **Proceedings....** Londres: James & James (Science Publishers), 2000. p. 501-505.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2004. 531 p.
- LIMA, E.C. et al. Aspectos fisio-anatômicos de plantas jovens de *Cupani avernalis* Camb. submetidas a diferentes níveis de sombreamento. **Revista Árvore**, v. 30, n. 1, p. 33-43, 2006.
- MATZARAKIS, A.; MAYER H. Heat stress in Greece. **International Journal of Biometeorology**, v. 40, n. 2, p. 34-39, 1997.
- \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_. IZIOMON, M.G. Applications of a universal thermal index: physiological equivalent temperature. **International Journal of Biometeorology**, v. 43, n. 2, p. 76-84, 1999.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 245 p.
- PEIXOTO, M.C.; LABAKI, L.C.; SANTOS, R.F. Conforto térmico em cidades: o efeito da arborização no controle da radiação solar. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO (ENTAC): TECNOLOGIA E QUALIDADE NA HABITAÇÃO, 1995, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ANTAC, 1995. p. 629-634.
- POLLOCK, M.M. et al. Stream temperature relationships to forest harvest in western Washington. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n. 1, p. 141-156, 2009.
- RAYMAN 1.2. Software livre. Freiburg: Instituto Meteorológico da Universidade de Freiburg. Disponível em: <<http://www.urbanclimate.net/rayman/index.htm>>. Acesso em: ago. 2009.
- RUAS, A.C. **Sistematização da avaliação de conforto térmico em ambientes edificados e suas aplicações num software**. 2002. 183 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- SOMMER, R. et al. Transpiration and canopy conductance of secondary vegetation in the eastern Amazon. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 112, p. 103-121, 2002.
- ST-HILAIRE, A. et al. Water temperature modelling in a small forested stream: implication of forest canopy and soil temperature. **Canadian Journal Civil Engineering**, v. 27, n. 6, p.1095-1108, 2000.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719 p.
- THOMAZIELLO, S.; SANTOS, R.F. Environmental impacts assessment in leisure rural property developments. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNOLOGY AND GLOBAL DEVELOPMENT, 5., 2000, Belo Horizonte. **Proceedings...** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2000. v. 1. CD ROM.
- TOPPING, J. **Errors of observations and their treatment**. 4<sup>th</sup> ed. London: Science Paperbacks, 1972. 120 p.

**PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA –  
LEVANTAMENTO DA QUALIDADE DA EXPERIÊNCIA DO VISITANTE<sup>1</sup>**

**ILHA ANCHIETA STATE PARK – VISITOR EXPERIENCE QUALITY ASSESSMENT**

Silvia Yochie KATAOKA<sup>2</sup>; Teresa Cristina MAGRO<sup>2</sup>;  
Léa Yamaguchi DOBBERT<sup>3</sup>; Luísa MACIEL<sup>2</sup>;  
Demóstenes Ferreira da SILVA FILHO<sup>2,4</sup>

**RESUMO** – A experiência de visitantes em uma área natural protegida pode ocorrer de forma diversificada entre diferentes públicos, associada à própria maneira de avaliar a experiência e às expectativas iniciais. Fatores culturais, contexto socioeconômico e o grau de familiaridade dos diferentes indivíduos com o meio natural são determinantes à maneira com a qual eles recebem e percebem os benefícios de seus contatos com uma Unidade de Conservação. O Parque Estadual da Ilha Anchieta – PEIA foi eleito como área deste estudo por reunir a qualidade de praia e de ilha, dois fatores associados a expectativas relativamente diferentes, uma vez que ilhas sugerem sensação de isolamento e distância do cotidiano e praias estão mais associadas ao convívio social e atividades recreativas. Com o objetivo de compreender as relações entre o visitante e as áreas naturais e fornecer ferramentas ao manejo do uso público no Parque em questão, foram feitas entrevistas com visitantes durante a alta temporada de visitação do ano de 2004. Os resultados referentes às motivações e avaliações de aspectos de suas visitas revelam a existência de dois principais grupos de frequentadores que apresentam visões e comportamentos conflitantes. Entretanto, ao mesmo tempo em que o Parque recebe visitantes tão diversificados, a apreciação do contato com o ambiente natural se mostrou como um elo entre ambos, viabilizando ações de manejo do uso público que amplifiquem a qualidade da experiência de todos os visitantes com o ambiente natural.

Palavras-chave: manejo do uso público; percepção ambiental; qualidade da experiência de visitação.

**ABSTRACT** – A Visitor experience in a natural protected area may occur differently among a different public, being associated to the way they evaluate their own experience and their first expectations. Cultural factors, social economic context and familiarity degree of the natural environment are crucial for how individuals receive and perceive the benefits of their contacts to a Protected Area. The State Park of Ilha Anchieta – PEIA was the study area elected for joining the quality and the isolation expectations within some people while providing rich scenery for recreational activities, related to social activities at a coastal environment. Reaching the comprehension of the relationship between the visitor and natural areas in order to provide tools for management of public use in the referred Park, visitors were interviewed during high season visitation in 2004. The results regarding the motivations and evaluations aspects of their visit reveal the existence of two main groups of visitors which shows conflicting views and behaviors. However, while the Park welcomes such diversified groups, the contact appreciation of the natural environment was shown as a link between them all, enabling management activities of public use which amplifies the quality of experience for every natural environment visitor.

Keywords: public use management; environmental perception; visitor experience quality.

<sup>1</sup>Recebido para análise em 18.09.10. Aceito para publicação em 12.05.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>ESALQ/USP, Departamento de Ciências Florestais, Av. Pádua Dias, 15, 13418-900 Piracicaba, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Aluna de Pós-Graduação em Ciências Florestais ESALQ-USP.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Demóstenes Ferreira da Silva Filho – dfsilva@esalq.usp.br

## 1 INTRODUÇÃO

A busca por áreas naturais para atividades de lazer e recreação apresenta diversas motivações como a apreciação da natureza, escape de rotina e responsabilidades, exercício físico, competitividade e desafio, bem como relaxamento (Manning, 1999). A visitação em áreas naturais cresce expressivamente no mundo inteiro, e, no caso do Brasil, esta atividade se concentra, majoritariamente nas Unidades de Conservação da categoria Parque (Brasil, 2006). Segundo Kataoka (2004), o aumento do número de pessoas que buscam o convívio com ambientes naturais e a prática de atividades ao ar livre determinam que as Unidades de Conservação tenham de se preparar para esse aumento na demanda, por meio de ações de planejamento e manejo. Para entender tal processo, requer-se um olhar atento sobre o que aproxima e separa o visitante do meio ambiente. Tal olhar deve avaliar se uma visita à natureza é suficiente para proporcionar aos visitantes uma empatia com outras formas de vida, bem como uma interação pessoal com a natureza.

Existe uma preocupação com o fato de os visitantes receberem uma experiência genuína da área de destino (Cooper et al., 2001). Muitas vezes, quem visita uma área natural recebe uma orientação distorcida do local, e focados nas atrações sugeridas, não observam, não vêem a paisagem real e o seu contexto histórico-cultural, acarretando em uma perda de autenticidade na experiência individual ou coletiva.

Uma experiência de alta qualidade é o principal produto buscado por frequentadores de áreas naturais, e esta é determinada por diversos fatores, podendo ser: características ambientais; características do manejo e, ainda, formação sócio-cultural das próprias pessoas (Manning, 2000).

A experiência de cada visitante é singular, cada um extrai seu próprio significado de uma localidade particular baseado nas suas principais motivações, comportamento e preferências, estreitamente relacionados ao histórico de vida do indivíduo, sua origem e influências socioculturais. Sob essa ótica, um aumento no grau de satisfação em áreas naturais pode indicar apenas uma mudança no público, sem significar necessariamente um real aumento de qualidade,

uma vez que as experiências anteriores de cada visitante compõem a sua concepção pessoal de uma boa experiência (Hughes e Morrison-Saunders, 2003; Manning, 1999).

A frequência de visitas a áreas naturais amplia significativamente a apreciação e percepção do visitante com relação ao ambiente, uma vez que diversos estudos mostram que visitantes com mais familiaridade com o ambiente natural tendem a procurar locais mais primitivos, ao passo que o público menos experiente neste caráter pode receber experiências enriquecedoras mesmo de ambientes amplamente alterados pelo homem (Stankey, 1980; Hughes e Morrison-Saunders, 2003). A falta de hábito em apreciar e compreender os atributos de uma área natural, segundo Magro e Freixêdas (1998), faz muitos usuários trazerem hábitos urbanos para a área visitada, requisitando-a para práticas corriqueiras, como a realização de churrascos, o consumo de bebidas alcoólicas e o uso de equipamentos sonoros.

Quanto ao impacto ambiental gerado pela visitação, a percepção da maioria dos visitantes é bem limitada, em que, à parte de dejetos evidentes, visitantes raramente se queixam das condições do local e costumam classificar as condições como boas ou ótimas, mesmo que se encontrem severamente degradadas. Dessa forma, faz-se necessária a seleção de indicadores de impactos da atividade humana que não se baseie apenas na avaliação dos visitantes para a detecção eficaz de elementos e dissonância com os preceitos de preservação (Manning, 1999; Leujak e Ormond, 2006; Stankey, 1980; Takahashi, 1998).

No geral, a presença de outros visitantes nas proximidades influencia direta e indiretamente a qualidade da experiência. Quando a taxa de encontros entre grupos aumenta, muitos usuários tendem a sentir-se menos satisfeitos. É comum a ocorrência de conflito entre visitantes e comunidade local, bem como entre os próprios visitantes, em decorrência do excesso de ruídos sonoros, provocando desarmonia e insatisfação. Efeitos indiretos dessa aglomeração são observados na escassez e esgotamento de serviços e produtos buscados por visitantes, como espaço, água e infraestrutura básica (Menezes et al., 2008; Dutra et al., 2008).

Tendo em vista o manejo e a organização do uso público em áreas naturais, levantar as percepções dos visitantes quanto ao ambiente permite conhecer melhor este público, o que orienta ações de monitoramento e manejo da área. Cada visitante apresenta uma demanda peculiar e uma forma diferente de apreciar um ambiente. Portanto, algumas ações de manejo podem ser sugeridas após se conhecer o comportamento da maioria dos visitantes (Cooper et al., 2001), como realização de pequenos eventos e exposições de caráter condizente à Unidade de Conservação, alterações em instalações, em sinalizações e em painéis interpretativos além da proposta de novos roteiros, que satisfaçam seus visitantes e ofereçam novas formas de interpretar e interagir com o ambiente e a cultura local. Entretanto, as preferências dos visitantes não determinam, por si só, as decisões de manejo da área, sendo devidamente consideradas na seleção de padrões que indiquem melhorias nas condições da área para uso público (Takahashi, 1998).

Muitas vezes o estímulo em estabelecer relações harmônicas entre o ser humano e o ambiente natural é tão frágil, que promove uma concepção de meio ambiente pelo visitante essencialmente estética, como a de um estranho que julga a área pela aparência (Tuan, 1980). É, portanto, de suma importância que o visitante não desconheça a peculiaridade de uma Unidade de Conservação a fim de que sua conduta seja adequada às condições da área. Ao assumir o valor de áreas públicas como patrimônio natural, o visitante revê seu próprio comportamento, fazendo com que suas atividades não causem impactos negativos, cria mais oportunidades de contato com a natureza, e também aprimora, não apenas a própria, mas a qualidade da experiência no contexto do grupo como um todo (Leujak e Ormond, 2006). As decisões de manejo das áreas de conservação devem garantir sempre a conservação dos recursos biológicos ao mesmo tempo em que se aprimoram as oportunidades de recreação e contato de frequentadores com a natureza (Takahashi, 1998).

O presente artigo teve por objetivo compreender as relações entre o visitante e as áreas naturais, além de avaliar as características, preferências, impressões e percepções dos usuários

a fim de promover o manejo do uso público no Parque Estadual da Ilha Anchieta fornecendo sugestões de ações prioritárias.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo – Parque Estadual da Ilha Anchieta

A Ilha Anchieta localiza-se no litoral norte do Estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas 23°31' e 23°34' de latitude Sul e 45°05' de longitude Oeste de Greenwich, na costa do município de Ubatuba. O Parque abrange toda a Ilha com uma área total de 828 hectares, é administrado pela Fundação Florestal, órgão da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo e sua criação decorreu do por meio do Decreto nº 9.629 de 29/03/77 (Fundação Florestal, 2010).

A Ilha é fortemente marcada pelos reflexos de seu passado histórico, observados até hoje. Em 1907, passou a funcionar o presídio Colônia Correccional do Porto das Palmas, passando por um período de desativação entre 1914 e 1930, ano em que passou a receber prisioneiros políticos. Hoje desativado, o presídio ocupa papel de destaque no componente histórico e arquitetônico da Ilha Anchieta. A intensa ocupação humana seguida de um longo período de abandono propiciou a regeneração parcial dos recursos naturais por aproximadamente vinte anos (Kataoka, 2004; Oliveira, 2000; Blank et al., 2009). A vegetação do Parque, inserida no bioma Mata Atlântica, apresenta frequentemente grandes grupos de samambaias arborescentes, inúmeras palmeiras e grande riqueza de lianas e epífitas (aráceas, bromeliáceas, orquidáceas e polipodiáceas) (Robim, 1999).

Ilha Anchieta foi eleita como área deste estudo não apenas por seu alto valor biológico e cênico, mas por aliar a situação de distanciamento do continente, que ocasionalmente gera expectativas de isolamento, ao ambiente recreativo típico de praias. Seu público tem padrões de comportamento muito distintos, influenciados por fatores como idade, sexo, aptidão física e mental, entre outros (Magro et al., 1990).

Dessa forma, é importante conhecer as expectativas e a qualidade das experiências dos diferentes visitantes atraídos por essa área natural.

## **2.2 Levantamento da Qualidade da Experiência dos Visitantes por Meio de Pesquisa Quanti-Qualitativa**

A pesquisa qualitativa tem sua origem no campo das ciências sociais, com a adoção de um método que possa descrever e explicar fenômenos em sua área de interesse, hoje, outras áreas do conhecimento utilizam este tipo de abordagem como uma nova possibilidade de investigação. Esse tipo de pesquisa dá mais ênfase ao processo que ao produto, na medida em que se preocupa com as expectativas dos participantes e vem sendo utilizada para se analisar melhor aspectos ligados diretamente aos visitantes como, por exemplo, descobrir os fatores que influenciam na experiência do visitante, na medida em que expressam realmente os anseios dos visitantes da área (Godoy, 1995).

No presente estudo foi utilizado o método quanti-qualitativo, uma integração da análise quantitativa e qualitativa, permitindo identificar conceitos e variáveis relevantes de situações que podem ser estudadas de forma quantitativa, sem deixar de abranger a descrição, explicação e compreensão do objeto de estudo (Goldenberg, 1998).

A coleta de dados ocorreu em dois locais: no edifício do antigo presídio e na praia das Palmas. O edifício do presídio abriga o centro de visitantes, um auditório, um laboratório, uma biblioteca e as ruínas do edifício desativado. Foram realizadas entrevistas, com questões fechadas e abertas, repercutindo em informações objetivas e outras de caráter mais subjetivo, referentes às atitudes, opiniões e valores dos entrevistados. Os períodos escolhidos para a entrevista foram aqueles que sabidamente apresentam visitaç o mais intensa: janeiro, Carnaval e P scoa do ano de 2004. As informa es coletadas indicavam: condi es clim ticas do dia, embarca o utilizada pelo visitante, quantas visitas fez ao PEIA, quais as principais motiva es para visitar o Parque,

se o visitante j  visitara outra  rea natural, melhores e piores aspectos de sua visita, nota que ele atribui   visita como um todo e, por fim, se houve ou n o planejamento pr vio para a visita.

Os dados qualitativos ap s analisados atentamente foram distribuídos em algumas classes, tornando poss vel a futura correla o entre diferentes aspectos analisados. Considerando-se as seguintes vari veis: condi es clim ticas do dia, embarca o utilizada pelo visitante, quantas visitas fez ao PEIA, quais as principais motiva es para visitar o Parque, se o visitante j  visitara outra  rea natural, melhores e piores aspectos de sua visita, nota que ele atribui   visita como um todo e, por fim, se houve ou n o planejamento pr vio para a visita, o trabalho realizou o cruzamento entre essas diferentes vari veis com o aux lio da ferramenta “Tabela din mica” do programa Microsoft Office Excel (Microsoft Corporation, 2003). O uso da ferramenta permitiu que se inferissem as poss veis rela es entre as diferentes vari veis (rela o entre tipo de embarca o e o melhor aspecto da viagem; condi o clim tica e nota da avalia o, e outros).

## **3 RESULTADOS E DISCUSS O**

Do total de 214 entrevistados, 27% foram ao Parque motivado pelos seus atributos naturais, 29% por curiosidade baseada em recomenda es, 24% buscavam recrea o e apenas 9% tinham como objetivo a tranquilidade, sugerindo uma alta satisfa o do p blico da Unidade de Conserva o – UC que resulta na indica o para parentes e amigos, consistindo uma importante ferramenta de divulga o do Parque (Tabela 1). J  quanto   escolha dos melhores aspectos de toda a visita, 50% dos visitantes mencionaram a natureza local, frente a apenas 8% que apreciaram preferencialmente a recrea o. Dessa forma, v -se claramente que os aspectos naturais provocam maior satisfa o nos usu rios, mesmo que n o fa am parte de sua motiva o inicial a visitar o local.

Tabela 1. Principais motivações iniciais e melhores aspectos de toda a visita.

Table 1. Main previous motivations and visit highlights.

Principais motivações à visita	Entrevistados	Melhor aspecto da visita	Entrevistados
Curiosidade	29%	Natureza	50%
Natureza	27%	História	18%
Recreação	24%	Tudo	17%
Tranquilidade	9%	Recreação	8%
Outras motivações	20%	Gestão do parque e funcionários	4%
		Tranquilidade	3%

Os aspectos escolhidos pelos visitantes como positivos se concentraram naqueles relativos à natureza (beleza cênica, fauna, flora e outros) do Parque, o que se explica pela presença de vegetação e atributos cênicos bem conservados, tanto no interior quanto na região costeira (Figura 1). Entretanto, visitantes em lanchas particulares (representados por 20% dos entrevistados) apresentaram maior tendência a optar por aspectos recreacionais (churrasco, interagir com família/amigos e outros) do que aqueles que utilizaram a escuna,

representado por aproximadamente 23% daquele público.

Quanto ao aspecto histórico do local, como a visita ao presídio desativado, o público mais cativado foi aquele transportado por escunas, sugerindo que visitantes conduzidos por lanchas particulares não transitam ou transitam pouco pelo ambiente interno da ilha, portanto menos exposto às fortes características históricas e naturais que satisfazem o público conduzido pelas escunas.

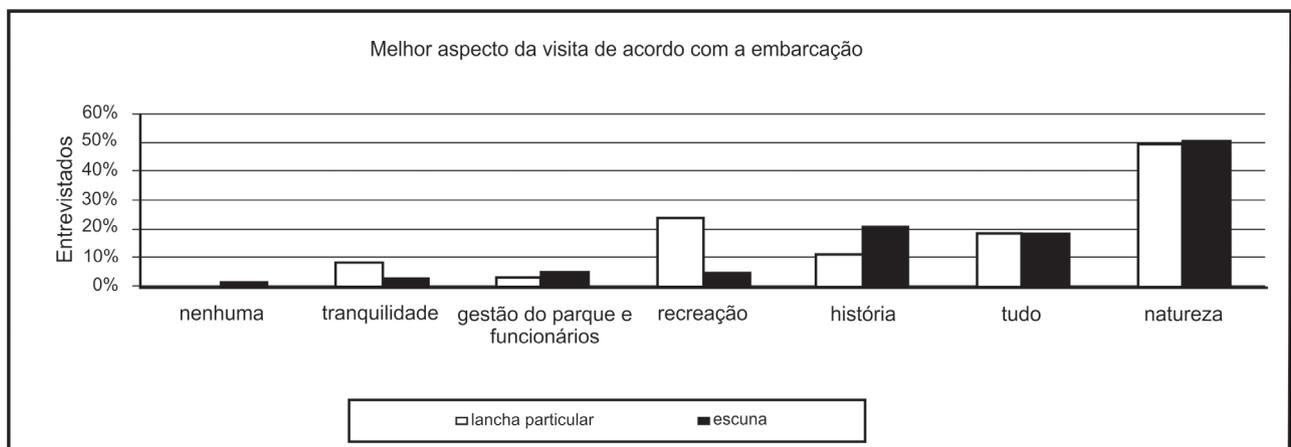


Figura 1. Diferenças na escolha do melhor aspecto da visita entre o público embarcado em lanchas particular e escunas.

Figure 1. Different visit highlights pointed between visitors arrived on private boats and schooners.

As principais queixas feitas durante a entrevista se referem à falta de equipamentos turísticos (opções de comércio, conforto e outros). Os resultados da Figura 2 permitem reconhecer que esse público é composto majoritariamente por visitantes cujas principais motivações incluíam *curiosidade e recreação*. Isso indica que esse público talvez desconhecisse as limitações de comércio e outras estruturas de assistência não prioritárias em Unidades de Conservação, especialmente naquelas de categoria Parque. Com exceção daqueles sem motivação à visita, quem buscava recreação foi

quem menos se incomodou com a presença de lixo pelo Parque, ou com a duração do passeio ou aglomeração. Outro público que se destacou foi o de visitantes em busca de tranquilidade, que se queixou principalmente da curta duração do passeio. Em seguida estão queixas de aglomerações e da presença de lixo. Visitantes em busca de contato com a natureza e tranquilidade relataram pouca insatisfação com respeito à falta de equipamentos turísticos e condição climática, mostrando-se mais afetados pela aglomeração, presença de lixo e curta duração do passeio.

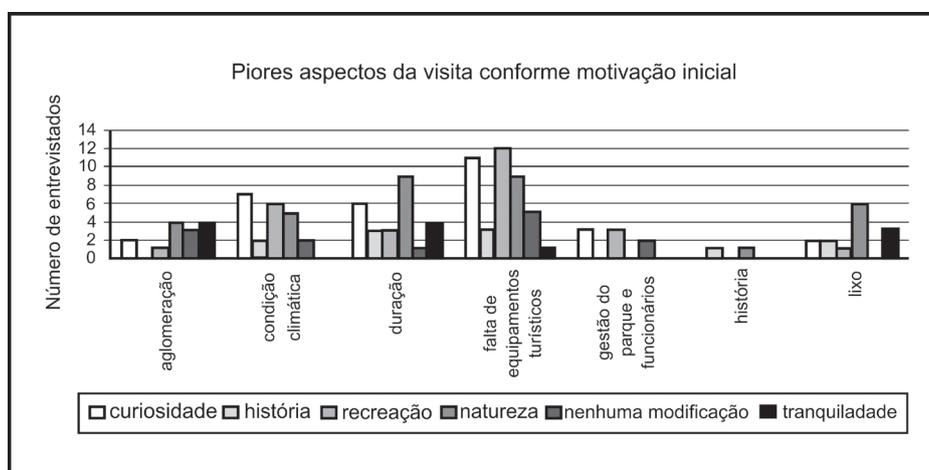


Figura 2. Público agrupado conforme sua motivação inicial distribuído em função dos piores aspectos da visita.

Figure 2. Visitors grouped by their previous motivations distributed according to the worst aspects pointed from the visit.

Dessa maneira é possível delimitar com maior clareza dois públicos destacadamente diferentes, aqueles que buscam tranquilidade e natureza de outro que busca atividades essencialmente recreativas. Consequentemente, aspectos que desagradam a um podem agradar ao outro, como é o caso da presença de equipamentos turísticos, que em excesso podem contribuir à perda da experiência de primitivismo buscada pelo outro público. Compreender esses dois públicos de frequentadores é essencial ao manejo das atividades de uso público na UC.

A condição climática, apesar de provocar queixas, como exposto na Figura 2, mostrou não influenciar de forma efetiva a nota de avaliação final da visita, apresentando até mesmo uma maior ocorrência de nota dez em dias nublados, diferindo do esperado, que seria obter melhores experiências do ambiente em dias não encobertos (Figura 3).

Um dado muito importante, e que reflete uma deficiência na comunicação entre a Unidade de Conservação e seus usuários é que ao serem questionados se já haviam visitado alguma área natural, 20% dos visitantes reincidentes no Parque afirmaram nunca, e pouco mais que 10% alegou não saber ao certo, mostrando que visitantes saem do PEIA sem ter ciência de que este consiste em uma área natural (Figura 4).

O caráter histórico do Parque mostrou maior adesão pelo público que visita a área pela primeira vez, sugerindo que poucos frequentadores antigos voltam ao local (Figura 5). Apenas pessoas que já estiveram no PEIA cinco ou mais vezes não definiram a melhor parte da visita, o que possivelmente demonstra um ponto de vista mais crítico com relação à qualidade de sua experiência baseada em suas visitas anteriores.

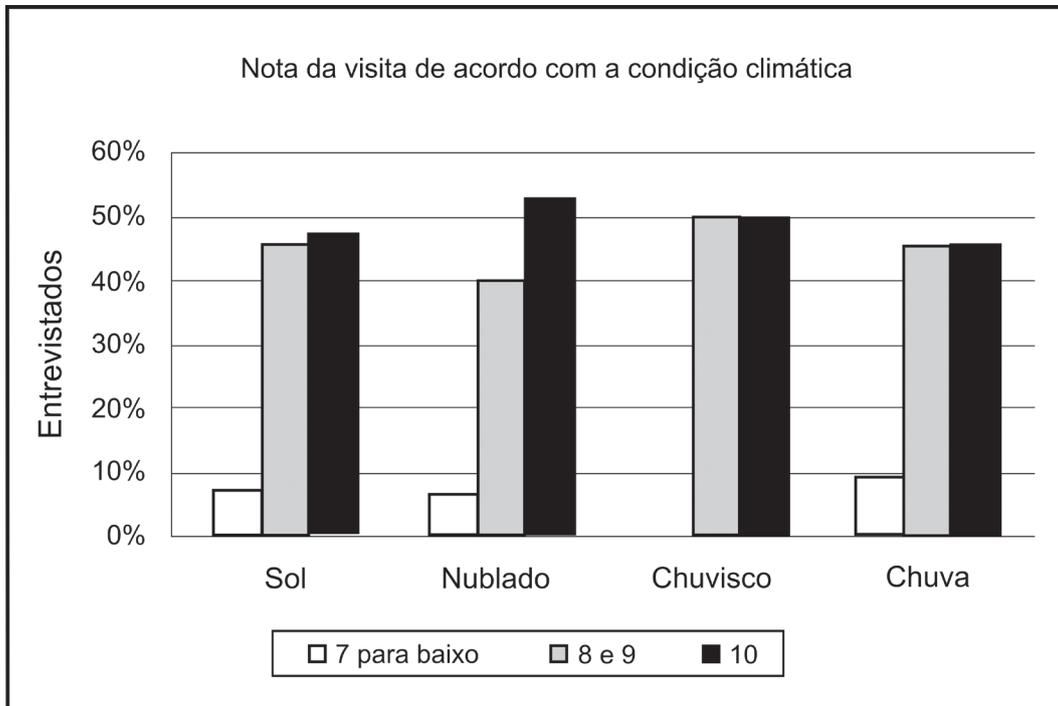


Figura 3. Notas atribuídas à visita agrupadas de acordo com as condições climáticas.

Figure 3. Visit evaluation marks grouped according to climate conditions.

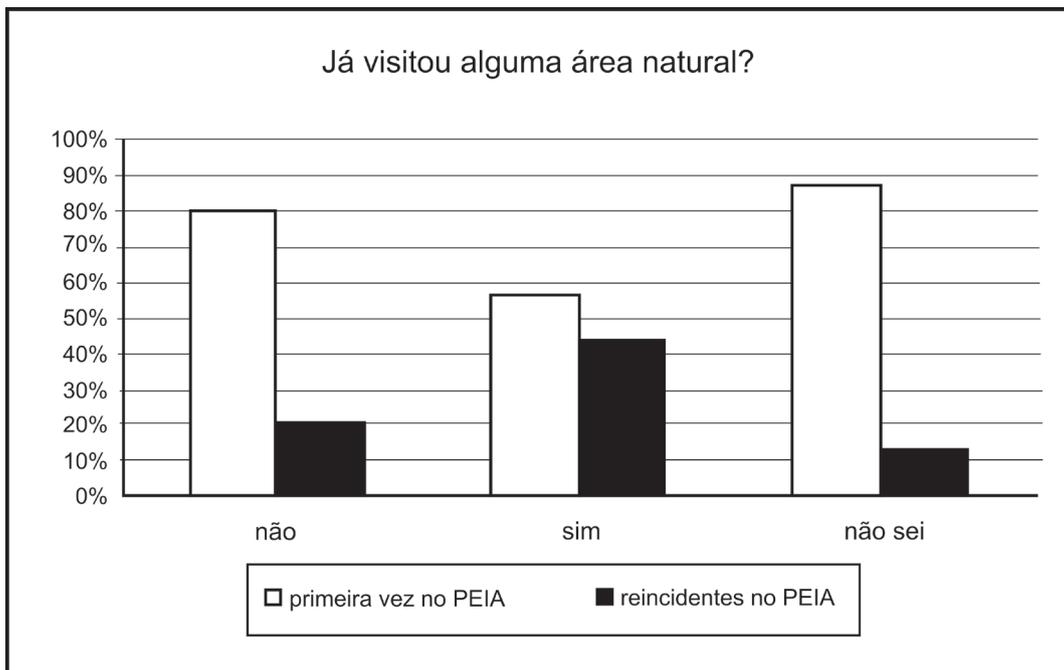


Figura 4. Respostas à pergunta “Você já esteve em alguma área natural?” agrupadas de acordo com a frequência de visitas feitas ao PEIA.

Figure 4. Answers to the question “Have you ever been to a natural area before?” grouped according to the amount of visits to PEIA.

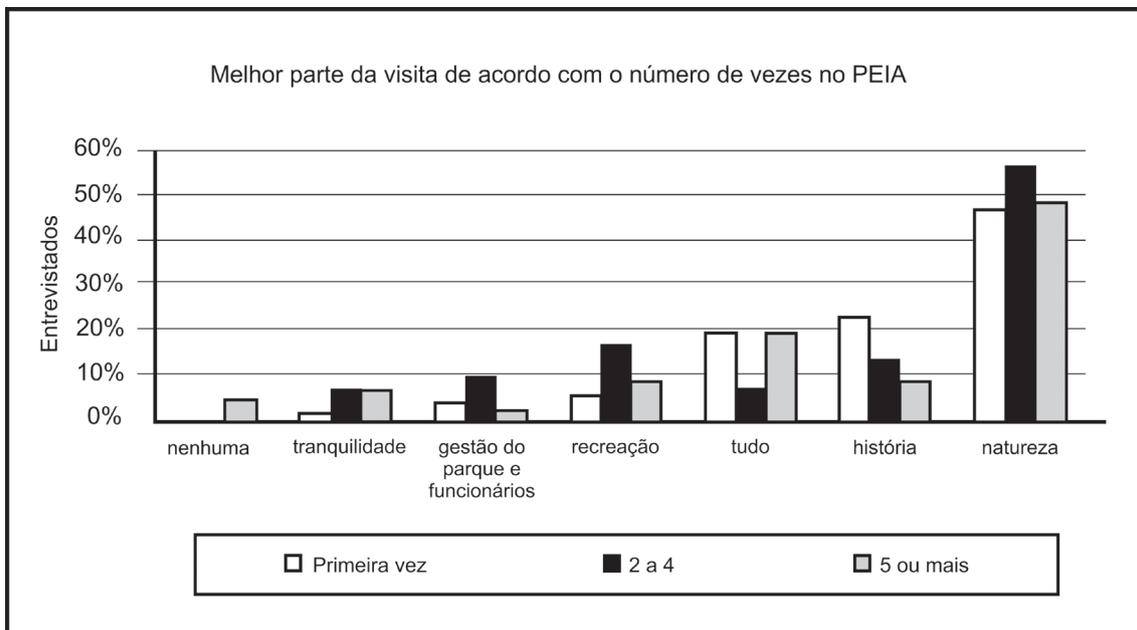


Figura 5. Melhor parte da visita conforme agrupamentos por frequência de visitas feitas ao Parque.

Figure 5. Visit highlight according to the amount of visits to the Park.

Os visitantes descreveram a qualidade da visita ao Parque como um todo, mostrando que, como era de se esperar, em períodos chuvosos ocorrem mais insatisfações do que em outras condições climáticas (Figura 6). Entretanto, a segunda maior ocorrência de insatisfações

se encontrou em dias ensolarados, ultrapassando 50% dos visitantes. Isso sugere que em dias ensolarados haja mais conflito decorrente do maior número de pessoas, apesar de o aspecto *aglomeração*, entre as críticas feitas à visita, não apresentar correlação direta com *condições climáticas*.

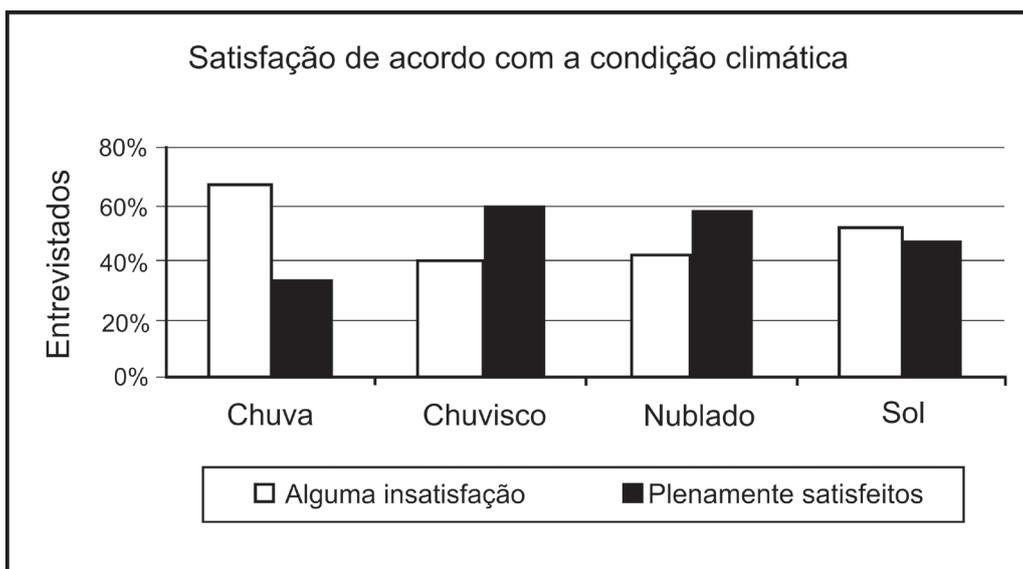


Figura 6. Frequência de insatisfações de acordo com a condição climática.

Figure 6. Frequency of dissatisfaction according to climate condition.

Aproximadamente 52% dos visitantes afirmaram não haver qualquer aspecto negativo em sua visita. Dentre aqueles que mencionaram algo, os visitantes conduzidos à Ilha por meio de escunas foram os únicos a se queixar de questões relacionadas à gestão do Parque e funcionários, assim como condição climática (Figura 7). O último, no entanto, consiste no fato de que visitantes transportados por lancha particulares terem mais flexibilidade para cancelar o passeio, sem comprometer agendamentos prévios, em caso de chuva. A presença de lixo impactou mais àqueles vindos em lanchas particulares, sugerindo que exista uma diferença entre esses dois públicos quanto à percepção de aspectos de preservação e limpeza da área, ou então uma maior exposição desse público e limpeza da área ou

então uma maior exposição desse público às áreas mais afetadas pelo lixo.

Pessoas que planejaram previamente sua visita à Ilha Anchieta mencionaram mais vezes a história local como melhor aspecto de sua viagem, enquanto aqueles que não planejaram, mostraram uma leve tendência a apreciar melhor a tranquilidade e a natureza oferecidas pelo Parque (Figura 8). Isso sugere que quem realizou o planejamento já tivesse conhecimento acerca do aspecto natural (praia e vegetação florestal) e não esperasse se deparar com o valor histórico-cultural da Ilha representado pelo presídio. Na mesma linha, quem não havia planejado, provavelmente, se surpreendeu ao encontrar uma área natural protegida, com remanescentes florestais e praias bonitas e tranquilas, deixando o aspecto histórico em terceiro lugar.

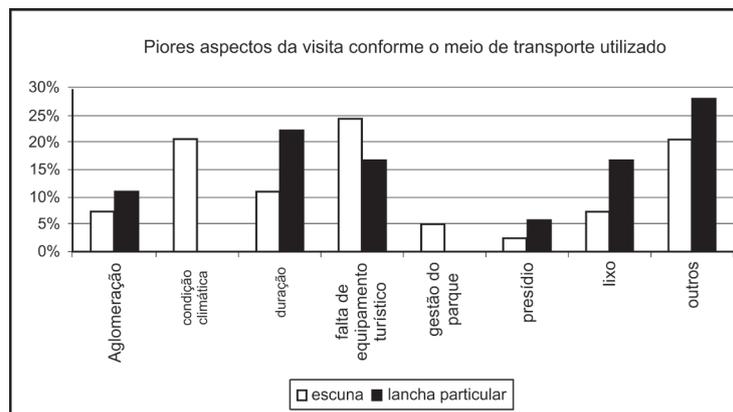


Figura 7. Piores aspectos da visita relacionados a agrupamentos de acordo com o transporte utilizado.

Figure 7. Worst visit aspects according to transport means used by each group.

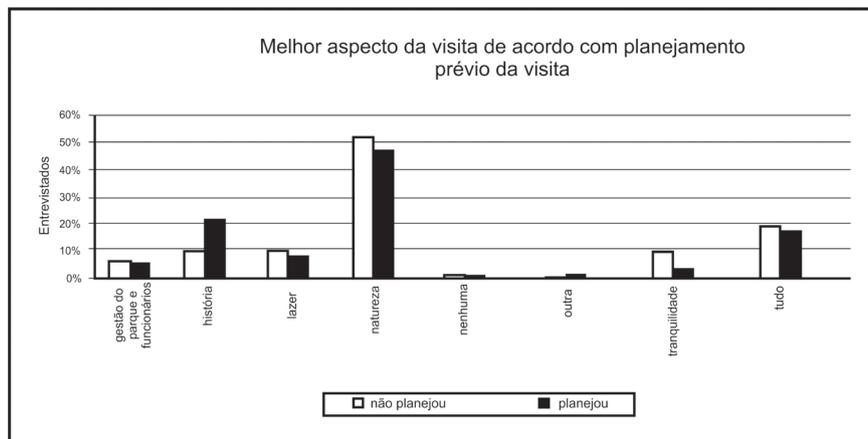


Figura 8. Melhores aspectos da visita relacionados a agrupamentos conforme a existência de planejamento prévio.

Figure 8. Visit highlights according to the existence of a previous planning.

#### 4 CONCLUSÕES

O público do Parque Estadual da Ilha Anchieta diverge entre si quanto às motivações e preferências, dividindo-se em dois grupos nítidos: pessoas que buscam contato com a natureza e/ou tranquilidade e aquelas que optam por realizar atividades essencialmente recreativas, como churrascos, piqueniques e convívio com amigos. Frente a isso, as ações de manejo do uso público dentro da Unidade de Conservação devem levar em consideração essa variação entre os seus públicos, pois ao atender as expectativas de um grupo poderá, em contrapartida, desapontar outro grupo.

Outro ponto importante a ser avaliado se refere à mensagem que o Parque transmite aos seus visitantes, pois o fato de alguns frequentadores sequer tomar ciência de que o Parque se trata de uma área natural indica que não passaram por nenhum momento de interpretação ambiental focado na conscientização acerca dos objetivos da área natural como unidade de conservação de proteção integral.

Para o Parque Estadual da Ilha Anchieta, as ações de manejo do uso público devem ser acompanhadas de pesquisas, o que torna possível observar com rapidez os reflexos dessas ações sobre a percepção ambiental e a qualidade da experiência de todos os visitantes.

Um grande facilitador de futuras ações de manejo do uso público é o fato de parcela significativa dos visitantes do Parque Estadual da Ilha Anchieta encontrar os benefícios mais gratificantes de toda a visita durante o contato com o ambiente natural, mesmo quando este não constava em suas motivações iniciais. Dessa forma, o Parque tem a possibilidade de lançar mão de mecanismos que aproximem mais os visitantes da natureza, não apenas fisicamente, mas buscando nele mesmo um aliado à conservação, criando meios para informar quanto ao comportamento e à postura mais adequados à Unidade de Conservação e o respeito à presença de outros visitantes, para que seja possível que todos tenham a oportunidade de vivenciar uma experiência de boa qualidade na área protegida.

Esse trabalho pode ser realizado por meio de melhoras na divulgação do local, em que se enfatize o fato de o Parque ser uma Unidade de Conservação de proteção integral e o que isto significa. Também é válido o uso de placas informativas e interpretativas em pontos estratégicos de entrada e saída de visitantes e nos atrativos mais frequentados, que consistem em maiores focos de conflitos entre uso e preservação ou entre visitantes. Há também a necessidade de passar uma mensagem conservacionista por meio do discurso de funcionários e monitores do Parque, de modo que todos saibam transmitir os principais objetivos da Unidade de Conservação aos que a visitam (Hendee et al., 1999).

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BLANK, A.G. et al. **A pesca de cerco-flutuante na Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil.** São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento, Instituto de Pesca, 2009. p. 1-18. (Série Relatórios Técnicos, n. 34).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Diretrizes para visitação em Unidades de Conservação.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Diretoria de Áreas Protegidas, 2006. 61 p.
- COOPER, C. et al. **Turismo: princípios e prática.** 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001. p. 396-404.
- DUTRA, V.C. et al. Caracterização do perfil e da qualidade da experiência dos visitantes no Parque Estadual do Jalapão, Tocantins. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 8, n. 1, p. 104-117, 2008.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Parque Estadual da Ilha Anchieta – HOTSITE.** Disponível em: <<http://www.fflorestal.sp.gov.br/hotsites/hotsite/index.php?hotsite=eeaec4252b24594c35acb79d67583a40>>. Acesso em: 20 ago. 2010.
- GODOY, A.S. Introdução à pesquisa qualitativa e suas possibilidades. **Revista de Administração de Empresas**, v. 35, n. 2, p. 57-63, 1995.

GOLDENBERG, M. **A arte de pesquisar: como fazer pesquisa qualitativa em ciências sociais.** Rio de Janeiro: Record, 1998. p. 60-91.

HENDEE, J.C.; STANKEY, G.H.; LUCAS, R.C. **Wilderness management.** 2<sup>nd</sup> ed. Golden: North American Press, 1999. 537 p.

HUGHES, M.; MORRISON-SAUNDERS, A. Visitor attitudes toward a modified natural attraction. **Society & Natural Resources**, v. 16, n. 3, p. 191-203, 2003.

KATAOKA, S. **Indicadores da qualidade da experiência do visitante no Parque Estadual da Ilha Anchieta.** 2004. 113 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LEUJAK, W.; ORMOND, R.F.G. Visitor perceptions and the shifting social carrying capacity of South Sinai’s coral reefs. **Environmental Management**, v. 39, p. 472-489, 2008.

MAGRO, T.C.; GRANJA, C.M.; MENDES, F.B.G. Características do usuário do Parque Estadual da Ilha Anchieta. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 766-772.

\_\_\_\_\_; FREIXÊDAS, V.M. Trilhas: como facilitar a seleção de pontos interpretativos, **Circular Técnica IPEF**, n. 186, p. 4-10, 1998.

MANNING, R.E. **Studies in outdoor recreation search and research of satisfaction.** Corvallis: Oregon State University Press, 1999. p. 194-206.

\_\_\_\_\_; LIME, D.W. Defining and managing the quality of wilderness recreation experiences. In: COLE, D.N. et al. (Comp.). **WILDERNESS SCIENCE IN A TIME OF CHANGE CONFERENCE**, 1999, Missoula. Ogden: United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 2000. p. 13-52. (Proceedings RMRS-P-15-VOL-4).

MENEZES, D.A. de et al. Conduta consciente e técnicas de mínimo impacto no Parque Estadual Pedra da Boca (PB). **OLAM – Ciência & Tecnologia**, v. 8, p. 316-334, 2008.

MICROSOFT CORPORATION. **Microsoft Office Excel for Windows Vista.** Seattle, 2003.

OLIVEIRA, S.M. de. **Ilha Anchieta: rebelião, fatos e lendas.** 2. ed. Pindamonhangaba: Gráfica e Editora São Benedito, 2000. 141 p.

ROBIM, M. de J. **Análise das características do uso recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta: uma contribuição ao manejo.** São Carlos, 1999. 161 f. Tese (Doutorado em) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

STANKEY, G.H.; LIME, D.W. **Recreational carrying capacity: an annotated bibliography.** Ogden: United States Department of Agriculture, Rocky Mountain Experiment Station, 1980. 34 p. (Research Paper RM, n. 242).

TAKAHASHI, L.Y. **Caracterização dos visitantes, suas preferências e percepções e avaliação dos impactos da visitação pública em duas Unidades de Conservação do Estado do Paraná.** 1998. 129 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

TUAN, Y. **Topofilia: um estudo de percepção, atitudes e valores do meio ambiente.** São Paulo: DIFEL, 1980. p. 52-105.



# COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E A CONSERVAÇÃO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA SERRA DA CANTAREIRA, SÃO PAULO, BRASIL<sup>1</sup>

## FLORISTIC COMPOSITION AND CONSERVATION OF OLD SECONDARY FOREST IN THE SERRA DA CANTAREIRA IN SÃO PAULO, SOUTH-EASTERN BRAZIL

Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo ARZOLLA<sup>2,4</sup>; Francisco Eduardo Silva Pinto VILELA<sup>2</sup>; Gláucia Cortez Ramos de PAULA<sup>2</sup>; George John SHEPHERD<sup>3</sup>; Fernando DESCIO<sup>2</sup>; Claudio de MOURA<sup>2</sup>

**RESUMO** – Florestas secundárias estão seriamente ameaçadas pela expansão urbana na região metropolitana. Alguns remanescentes são protegidos, principalmente em parques estaduais e municipais, mas a maioria dessas florestas está sob risco de supressão pela contínua expansão de áreas urbanas. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a composição florística do componente arbóreo de trecho de floresta, em estágio médio a avançado de regeneração no Parque Estadual da Cantareira, São Paulo (SP). Foram realizadas caminhadas nos traçados antigo e novo da Linha de Transmissão Guarulhos–Anhanguera, num total aproximado de 11 km de extensão. A amostragem foi realizada no período de 2006 a 2010. No levantamento florístico, foram identificadas 179 espécies, pertencentes a 54 famílias e 127 gêneros. As famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (19 espécies), Myrtaceae (18), Lauraceae (16) e Rubiaceae (15) e os gêneros mais ricos, *Ocotea* e *Myrcia* (6), *Eugenia* (5) e *Maytenus*, *Mollinedia* e *Nectandra* com quatro espécies cada. Foram registradas dez espécies consideradas ameaçadas de extinção, sendo quatro espécies na lista de São Paulo e seis na lista da IUCN. Uma delas, *Mollinedia oligotricha*, é considerada presumivelmente extinta. A similaridade florística encontrada com outros remanescentes florestais da Região Metropolitana de São Paulo e arredores variou entre 11% a 38%. Florestas secundárias apresentam uma considerável riqueza de espécies, incluindo espécies ameaçadas de extinção. Foram discutidas as pressões incidentes sobre esses remanescentes florestais, bem como possíveis estratégias para a sua conservação.

Palavras-chave: componente arbóreo; floresta secundária; Mata Atlântica; Região Metropolitana de São Paulo; Serra da Cantareira.

**ABSTRACT** – Secondary forests are seriously threatened by urban expansion in the metropolitan region of São Paulo. Some remnants are protected, mainly in state or municipal parks, but most of these forests are in immanent danger of being destroyed by the continual expansion of urban areas. The aim of this study was to describe the floristic composition of a stand of an old secondary forest in the Cantareira State Park in São Paulo, south-eastern Brazil. A total of approximately 11km of trail along the old and new power line routes were sampled between 2006 and 2010. A total of 179 species belonging to 54 families and 127 genera were identified in the floristic survey, with the richest families being Fabaceae (19 species), Myrtaceae (18), Lauraceae (16) and Rubiaceae (15) and the richest genera *Ocotea* and *Myrcia* (6), *Eugenia* (5) and *Maytenus*, *Mollinedia* and *Nectandra* with four species each. Ten of these species are considered threatened, four of them in the São Paulo state list and six in the IUCN list. One of these, *Mollinedia oligotricha*, was considered to be probably extinct. The floristic similarity with other forest remnants in the São Paulo Metropolitan Region and surrounding areas ranged from 11% to 38%. Threats to existing areas are discussed, together with possible conservation strategies.

Keywords: arboreal component; secondary forests; Atlantic Rain Forest; São Paulo Metropolitan Region; Serra da Cantareira.

<sup>1</sup>Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor. Recebido para análise em 08.12.10. Aceito para publicação em 06.06.11. Publicado *online* em 16.06.11.

<sup>2</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, UNICAMP, Caixa Postal 6109, 13083-970 Campinas, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Frederico Alexandre Roccia Dal Pozzo Arzolla – fredericoarzolla@gmail.com

## 1 INTRODUÇÃO

Desde meados do século XIX, algumas áreas têm sido reservadas para a proteção de florestas voltadas à produção de água para o abastecimento público, dentre elas, Tijuca (1861) e Pedra Branca (1908), no Estado do Rio de Janeiro, e Fontes do Ipiranga (1893), Cantareira (1896) e Morro Grande (1914-17), no Estado de São Paulo (Berzaghi et al., 1973; São Paulo, 2000; Rio de Janeiro, 2001; Barbosa et al., 2002; Catharino, 2006).

Esses remanescentes florestais existentes em áreas metropolitanas, mesmo que preservados inicialmente para fins hídricos, possuem uma grande importância para a conservação da fauna e da flora, o que justificou a criação de áreas protegidas nesses locais. Além disso, contribuem para a melhoria da qualidade do ar e são opções de lazer e educação ambiental para as grandes cidades.

O Parque Estadual da Cantareira se originou a partir de antigas fazendas que foram desapropriadas para a proteção de mananciais destinados ao abastecimento público da cidade de São Paulo (Berzaghi et al., 1973). Segundo Forest e Victor (2000), a Serra da Cantareira é um exemplo vivo de que, quando há vontade política, uma floresta devastada pode ser protegida e recuperada.

Os remanescentes florestais existentes na época das fazendas constituem hoje trechos de florestas maduras, e as áreas anteriormente cultivadas, que foram abandonadas e onde se iniciaram processos de regeneração natural, compõem uma vasta extensão de florestas secundárias em estágio médio a avançado de regeneração, formando um mosaico sucessional (Koscinski, 1943; Hueck, 1956; França, 1958; Arzolla, 2002; São Paulo, 2010b).

A Serra da Cantareira possui cerca de 32.000 hectares, dos quais 7.900 se encontram no interior do Parque (Dantas, 1990). O processo de ocupação da Serra pela mancha urbana tem sido contínuo e as florestas situadas em áreas particulares têm sido substituídas, quer por loteamentos e condomínio quer por favelas. Ambos os tipos de ocupação têm suprimido as florestas da região (Silva, 2000; Whately e Cunha, 2007).

A exemplo da Serra, outros remanescentes florestais secundários situados na Região Metropolitana de São Paulo vêm sendo suprimidos pela expansão urbana, baseada numa legislação que não atende às especificidades de uma metrópole de cerca de 20 milhões de habitantes, que poderia contar com uma legislação mais restritiva, que garantisse a conservação desses remanescentes.

Os trabalhos de monitoramento e mitigação ambiental, desenvolvidos durante a mudança do traçado da Linha de Transmissão Guarulhos–Anhanguera, no interior do Parque Estadual da Cantareira, motivaram a realização dessa pesquisa, em áreas que sofreram intervenção antrópica direta e na faixa de influência da obra.

Neste estudo, realizamos um levantamento florístico em trecho do Parque Estadual da Cantareira, em áreas de florestas secundárias em estágio médio a avançado de regeneração, verificando a similaridade com outros remanescentes da região, comentando a importância dessas florestas para a conservação da flora e as ameaças à sua conservação na Região Metropolitana de São Paulo.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Caracterização da Área

O Parque Estadual da Cantareira, abrange parte dos municípios de Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo e possui 7.916,5 hectares.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima é classificado como clima úmido temperado sem estação seca – Cfb (São Paulo, 2010b). Tarifa e Armani (2001) classificam o clima da região em Clima Tropical Úmido Serrano da Cantareira-Jaraguá, com base em dados climatológicos de 1961 a 1990 da Estação Meteorológica do Mirante de Santana, São Paulo (lat. 23°30'S, long. 46°37'W, alt. 792 m). Nesse tipo climático a temperatura média está entre 17,7 e 19,3 °C, a máxima entre 23,3 e 24,9 °C e a mínima entre 13,9 e 15,5 °C. A pluviosidade é 1.400 mm a 1.590 mm.

Dados mais recentes, de uma série histórica de 1992 a 2007, da estação meteorológica localizada na sede do Instituto Florestal

(lat. 23°45'S, long. 46°36'W, alt. 775 m), São Paulo, indicam uma precipitação média de 1.322 mm por ano. As médias mensais mostram janeiro como o mês mais chuvoso, com 229,8 mm, e agosto, o mês menos chuvoso, com 31,7 mm. As maiores médias de temperatura ocorrem em janeiro e fevereiro, com 23 °C e 22,8 °C, respectivamente, e as menores em junho e julho, com 16,6 °C e 16,5 °C, respectivamente (São Paulo, 2010b). Embora seja considerado Cfb, o clima está numa faixa de transição para outros tipos climáticos, pois a precipitação no mês mais seco (agosto) está muito próxima de 30 mm, que é o limite entre os climas “f” e “w”, e a temperatura do mês mais quente (janeiro), próxima dos 22 °C, limite entre o “a” e “b”, assim como outras áreas do Planalto Paulistano e do Planalto Atlântico (Aragaki e Mantovani, 1998; Catharino, 2006).

De acordo com os critérios estabelecidos pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (1992), a vegetação da Serra da Cantareira pode ser classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana.

A área de estudo está inserida na face sul da Serra da Cantareira, entre as Estradas da Vista Alegre e Roseira, nos trechos de floresta às margens dos traçados antigo e novo da Linha de Transmissão Guarulhos–Anhanguera da Companhia de Transmissão de Energia Elétrica Paulista – CTEEP, entre as coordenadas 23°26'16,8"S/46°37'04,9"O e 23°27'02,4"S/46°40'03,9"O. Possui uma extensão aproximada de 11 km. A altitude no traçado antigo varia de 840 a 1.055 m e no traçado novo, de 840 m a 960 m (Figura 1).

No traçado da linha de transmissão, a floresta encontra-se principalmente em estágio médio a avançado de sucessão, caracterizado pela predominância de espécies secundárias iniciais no dossel, diferindo das áreas de floresta madura, em que predominam as secundárias tardias (Baitello et al., 1992, 1993; Arzolla, 2002).

## 2.2 Método

O levantamento da composição florística do estrato arbóreo foi realizado através de caminhadas nas picadas e trilhas existentes sob os traçados antigo e novo da Linha de Transmissão Guarulhos–Anhanguera e nos acessos às bases das torres.

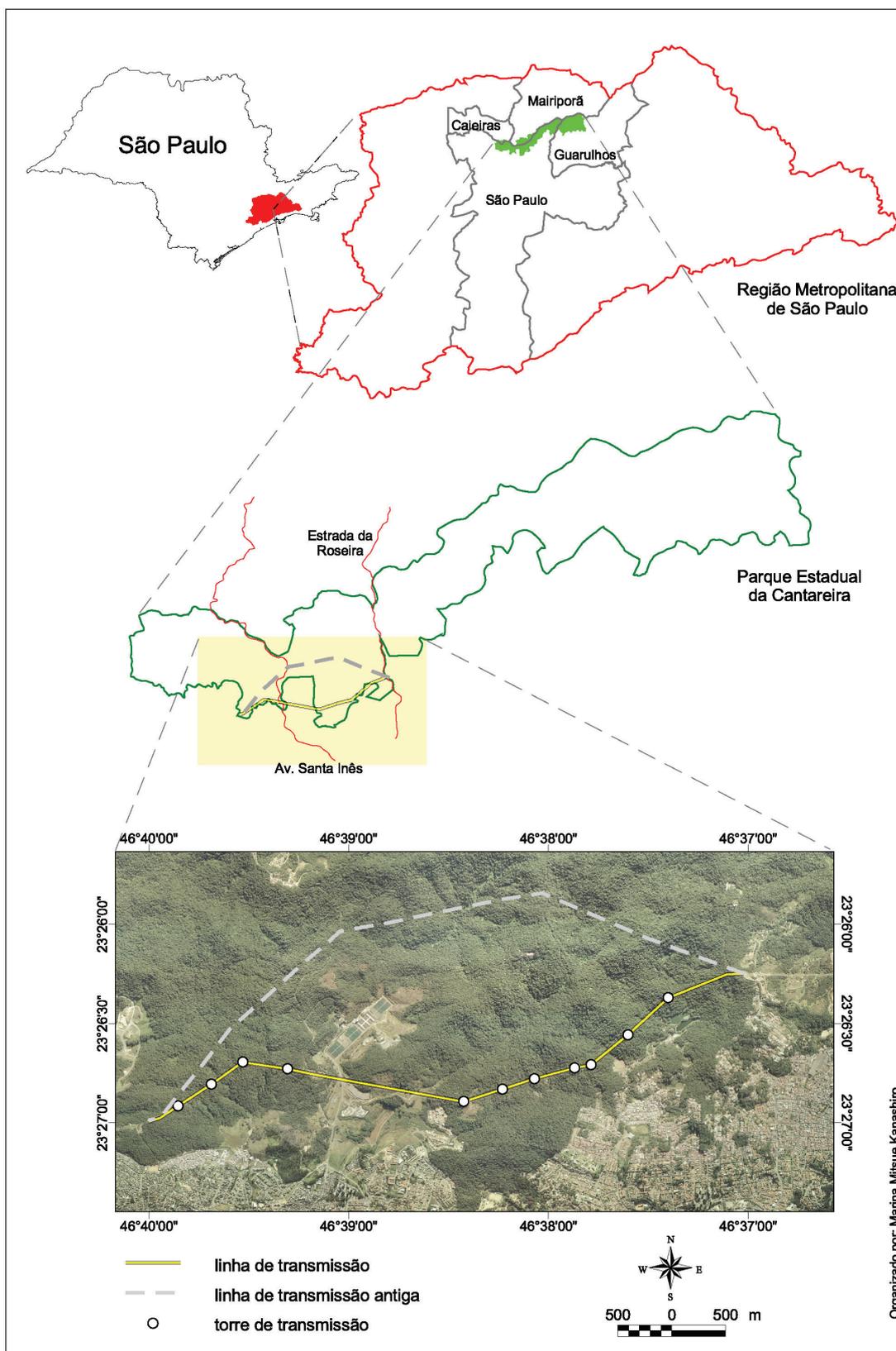
Essas foram utilizadas como transectos para o estudo, num total de 11 km de extensão. A amostragem foi realizada de 2006 a 2010, durante os períodos de execução da obra e do estudo da regeneração de clareiras antrópicas formadas pelo corte da vegetação para a instalação das torres.

O material botânico foi coletado e herborizado, conforme Fidalgo e Bononi (1984), e identificado através de bibliografia específica, por comparação com exsicatas depositadas em herbários e consulta a especialistas. Os materiais coletados foram depositados nos herbários Dom Bento Pickel (SPSF) do Instituto Florestal e UEC da Universidade Estadual de Campinas. Para a classificação em famílias foi utilizado o *Angiosperm Phylogeny Group – APG II* (APG II, 2003). De modo complementar, foi utilizado Souza e Lorenzi (2008) para a consulta de famílias e gêneros. Os nomes científicos e sinônimas foram verificados na base de dados *Tropicos do Missouri Botanical Garden* (Missouri Botanical Garden – MOBOT, 2010) e na “Lista de espécies da flora do Brasil” (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010). Os descritores das espécies foram citados de acordo com Brummit e Powell (1992).

Para a verificação do *status* de ameaça das espécies amostradas, foram consultadas as listas de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (2010) e da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (São Paulo, 2004).

Foram consultados os registros de herbários disponíveis pela ferramenta *Species-link* do Centro de Referência em Informação Ambiental – CRIA (2011) para a análise da distribuição de espécies de interesse.

A composição de espécies foi comparada com outros levantamentos florísticos do componente arbóreo realizados na Região Metropolitana de São Paulo e arredores, assim como de áreas no interior e litoral do estado (Figuras 2 e 3). Utilizou-se o índice de Jaccard, calculado pela expressão:  $IS_j = 100.c/(a+b+c)$ , em que  $IS_j$  = índice de similaridade de Jaccard,  $a_j$  = número de espécies exclusivas à área  $y$ ,  $b$  = número de espécies exclusivas à área  $x$ , e  $c$  = número de espécies comuns entre as áreas comparadas. Os táxons identificados apenas ao nível de gênero ou de família não foram utilizados na comparação.



Organizado por: Marina Mitsue Kanashiro

Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Estadual da Cantareira e no Estado de São Paulo.

Figure 1. Localization of the study area in the Cantareira State Park and within São Paulo State.

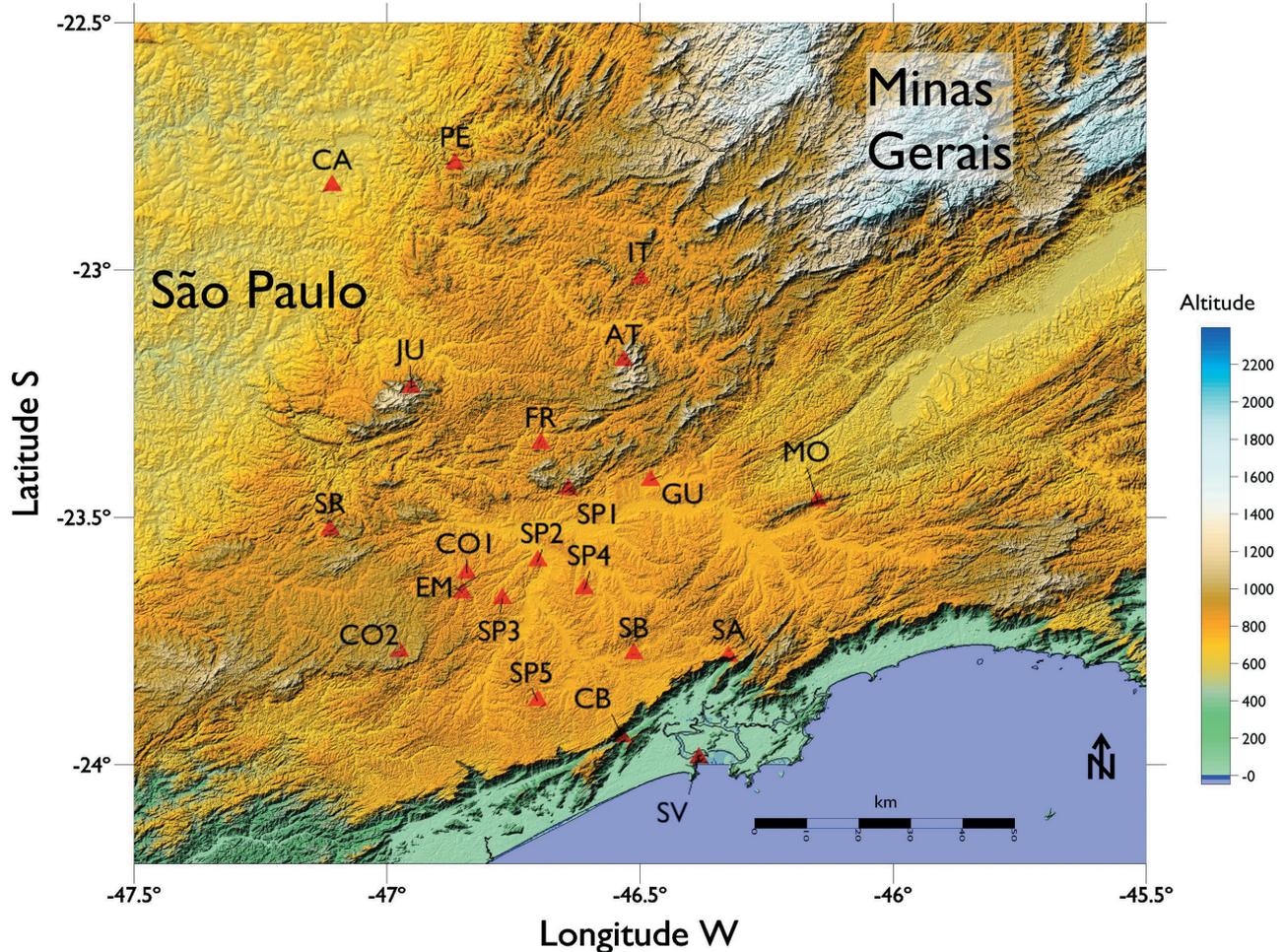


Figura 2. Localização e altitude de remanescentes florestais na Região Metropolitana de São Paulo e arredores utilizados para comparação florística com a área de estudo. AT = Atibaia (Grombone et al., 1990), CA = Campinas (Grombone et al., 2008), CB = Cubatão (Leitão Filho et al., 1993), CO = Cotia, onde CO1 (Ogata e Gomes, 2006) e CO2 (Catharino, 2006), EM = Embu (Franco et al., 2007), FR = Franco da Rocha (J.B. Baitello, J.A. Pastore e O.T. Aguiar, dados não publicados), IT = Itatiba (Cerqueira, 2005), JU = Jundiaí (Leite, 2000), MO = Mogi das Cruzes (Tomasulo e Cordeiro, 2000), PE = Pedreira (Yamamoto et al., 2005), SA = Santo André (Sugyama et al., 2009), SB = São Bernardo do Campo (Pastore et al., 1992), SP = São Paulo, onde SP1 (este estudo), SP2 = Aragaki e Mantovani (1998), SP3 = Garcia e Pirani (2001), SP4 = Vuono (1985), Gomes e Mantovani (2001) e Pivello e Peccinini (2002), SP5 = Marçom (2009), SR = São Roque (Leite e Rodrigues, 2008) e SV = São Vicente (Moura et al., 2007).

Figure 2. Localization and elevation of forest remnants in the São Paulo Metropolitan Region and surrounding areas compared with the floristic composition of the study area. AT = Atibaia (Grombone et al., 1990), CA = Campinas (Grombone et al., 2008), CB = Cubatão (Leitão Filho et al., 1993), CO = Cotia, where CO1 (Ogata and Gomes, 2006) and CO2 (Catharino, 2006), EM = Embu (Franco et al., 2007), FR = Franco da Rocha (J.B. Baitello, J.A. Pastore and O.T. Aguiar, unpublished data), IT = Itatiba (Cerqueira, 2005), JU = Jundiaí (Leite, 2000), MO = Mogi das Cruzes (Tomasulo and Cordeiro, 2000), PE = Pedreira (Yamamoto et al., 2005), SA = Santo André (Sugyama et al., 2009), SB = São Bernardo do Campo (Pastore et al., 1992), SP = São Paulo, where SP1 (this study), SP2 = Aragaki and Mantovani (1998), SP3 = Garcia and Pirani (2001), SP4 = Vuono (1985), Gomes e Mantovani (2001) and Pivello and Peccinini (2002), SP5 = Marçom (2009), SR = São Roque (Leite and Rodrigues, 2008) and SV = São Vicente (Moura et al., 2007).

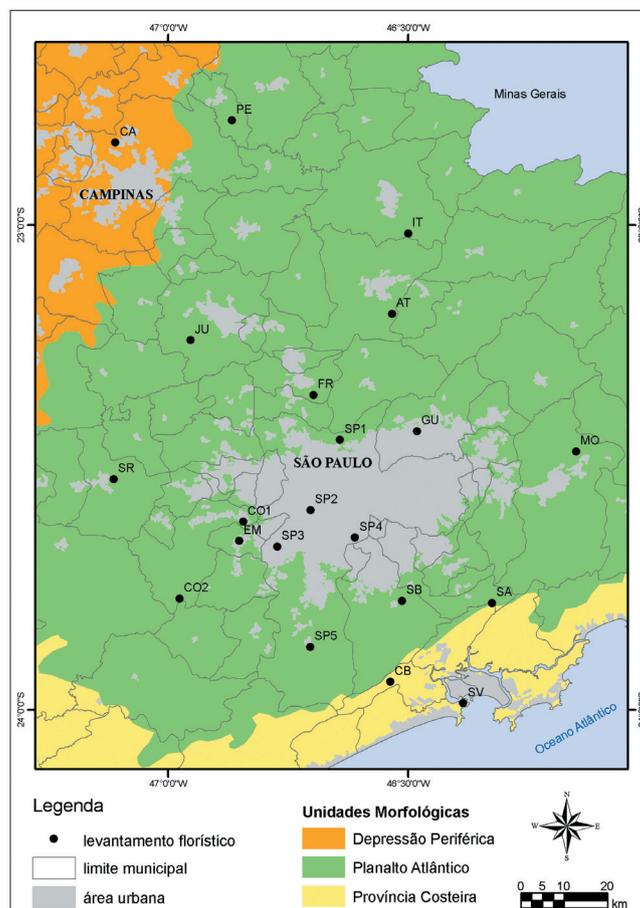


Figura 3. Localização e unidades morfológicas de remanescentes florestais na Região Metropolitana de São Paulo e arredores utilizados para comparação florística com a área de estudo. AT = Atibaia (Grombone et al., 1990), CA = Campinas (Grombone et al., 2008), CB = Cubatão (Leitão Filho et al., 1993), CO = Cotia, onde CO1 (Ogata e Gomes, 2006) e CO2 (Catharino, 2006), EM = Embu (Franco et al., 2007), FR = Franco da Rocha (J.B. Baitello, J.A. Pastore e O.T. Aguiar, dados não publicados), IT = Itatiba (Cerqueira, 2005), JU = Jundiá (Leite, 2000), MO = Mogi das Cruzes (Tomasulo e Cordeiro, 2000), PE = Pedreira (Yamamoto et al., 2005), SA = Santo André (Sugyama et al., 2009), SB = São Bernardo do Campo (Pastore et al., 1992), SP = São Paulo, onde SP1 (este estudo), SP2 = Aragaki e Mantovani (1998), SP3 = Garcia e Pirani (2001), SP4 = Vuono (1985), Gomes e Mantovani (2001) e Pivello e Peccinini (2002), SP5 = Marçom (2009), SR = São Roque (Leite e Rodrigues, 2008) e SV = São Vicente (Moura et al., 2007).

Figure 3. Localization and geomorphological units of forest remnants in the São Paulo Metropolitan Region and surrounding areas compared with the floristic composition of the study area. AT = Atibaia (Grombone et al., 1990), CA = Campinas (Grombone et al., 2008), CB = Cubatão (Leitão Filho et al., 1993), CO = Cotia, where CO1 (Ogata and Gomes, 2006) and CO2 (Catharino, 2006), EM = Embu (Franco et al., 2007), FR = Franco da Rocha (J.B. Baitello, J.A. Pastore and O.T. Aguiar, unpublished data), IT = Itatiba (Cerqueira, 2005), JU = Jundiá (Leite, 2000), MO = Mogi das Cruzes (Tomasulo and Cordeiro, 2000), PE = Pedreira (Yamamoto et al., 2005), SA = Santo André (Sugyama et al., 2009), SB = São Bernardo do Campo (Pastore et al., 1992), SP = São Paulo, where SP1 (this study), SP2 = Aragaki and Mantovani (1998), SP3 = Garcia and Pirani (2001), SP4 = Vuono (1985), Gomes and Mantovani (2001) and Pivello and Peccinini (2002), SP5 = Marçom (2009), SR = São Roque (Leite and Rodrigues, 2008) and SV = São Vicente (Moura et al., 2007).

### 3 RESULTADOS

No levantamento florístico, foram identificadas 179 espécies, pertencentes a 54 famílias e 127 gêneros. Três espécies são exóticas: *Coffea arabica*, *Pittosporum undulatum* e *Persea americana* (Tabela 1).

As famílias com maior número de espécies foram Fabaceae (19 espécies), Myrtaceae (18),

Lauraceae (16), Rubiaceae (15), Euphorbiaceae (sete espécies) e Annonaceae, Meliaceae e Sapindaceae (cinco espécies cada). Essas famílias somaram 90 espécies, representando 50% do total de espécies amostradas. Vinte e oito famílias apresentaram uma ou duas espécies. Os gêneros com maior número de espécies foram *Ocotea* e *Myrcia* (seis), *Eugenia* (cinco), *Maytenus*, *Mollinedia* e *Nectandra* (quatro espécies cada).

Tabela 1. Lista de famílias e espécies amostradas nos traçado novo e antigo da Linha de Transmissão Guarulhos–Anhanguera, interior do Parque Estadual da Cantareira, São Paulo – SP. \* = espécie exótica.

Table 1. List of families and species sampled along the trails of the old and new Guarulhos–Anhanguera transmission line in the interior of Cantareira State Park, São Paulo. An asterisk (\*) indicates introduced species.

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
<b>ANACARDIACEAE</b>	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	peito de pombo
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) D.J.Mitch. [ <i>Tapirira marchandii</i> Engl.]	peito de pombo
<b>ANNONACEAE</b>	
<i>Annona cacans</i> Warm.	
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer [ <i>Rollinia sericea</i> (R.E.Fr.) R.E.Fr.]	araticum
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. [ <i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.]	araticum
<i>Gutteria australis</i> A.St.-Hil.	pindaíba-preta
<i>Xylopia brasiliensis</i> (L.) Spreng.	pindaíba
<b>APOCYNACEAE</b>	
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	guatambu
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll.Arg.	casca d'anta
<b>AQUIFOLIACEAE</b>	
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	erva-mate
<b>ARALIACEAE</b>	
<i>Dendropanax cuneatum</i> (DC.) Decne. & Planch.	
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	mandioqueiro
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	mandioqueiro
<b>ARECACEAE</b>	
<i>Bactris setosa</i> Mart.	tucum
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	juçara
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	guaricanga
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá
<b>ASTERACEAE</b>	
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	vassourão
<i>Vernonia diffusa</i> Less.	
<i>Vernonia petiolaris</i> DC.	
<b>BIGNONIACEAE</b>	
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos [ <i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.]	ipê-amarelo

continua  
to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
<b>BIGNONIACEAE</b>	
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos [ <i>Tabebuia heptaphylla</i> (Vell.) Toledo]	
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	caroba
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	caroba
<b>BURSERACEAE</b>	
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	almecegueira
<b>BORAGINACEAE</b>	
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	louro
<b>CARICACEAE</b>	
<i>Jacaratia heptaphylla</i> (Vell.) A.DC.	jaracatiá
<b>CELASTRACEAE</b>	
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	cafezinho
<i>Maytenus evonymoides</i> Reiss.	cafezinho
<i>Maytenus robusta</i> Reiss.	cafezinho
<i>Maytenus schummaniana</i> Loes.	
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>	
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	
<b>CLUSIACEAE</b>	
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) D. Zappi	bacupari
<i>Tovomitopsis paniculata</i> (Spreng.) Planch. & Triana	azedinha
<i>Vismia micrantha</i> Mart.	pau de lacre
<b>CUNONIACEAE</b>	
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	cangalheiro
<b>CYATHEACEAE</b>	
<i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	samambaia-açu
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	samambaia-açu
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	samambaia-açu
<b>ELAEOCARPACEAE</b>	
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch ex Benth. [ <i>Sloanea monosperma</i> Vell.]	ouriço do mato
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>	
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St-Hil.	
<b>EUPHORBIACEAE</b>	
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	tapiá-guaçu
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	tapiá-mirim
<i>Croton floribundus</i> (L.) Spreng.	capixingui
<i>Croton macrobothrys</i> Baill.	sangue de dragão
<i>Sapium glandulosum</i> (Vell.) Pax	leiteiro
<i>Sebastiania klotzchiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	branquilha
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	baúna
<b>FABACEAE-Caesalpinoideae</b>	
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	chuva de ouro

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
FABACEAE-Caesalpinoideae	
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	cabreúva
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin & Barneby	pau-cigarra
FABACEAE-Cercideae	
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	pata de vaca
FABACEAE-Faboideae	
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	jacarandá-morcego
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	caviúna
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Benth.	
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	embira de sapo
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	bico de pato
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	sapuva
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	jacarandá paulista
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	sacambu
FABACEAE-Mimosoideae	
<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & Benth.	
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ingá
<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	ingá-ferradura
<i>Leucochlorum incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	angico rajado
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau jacaré
LAMIACEAE	
<i>Vitex polygama</i> Cham.	tarumã
LAURACEAE	
<i>Aiouea acarodomatifera</i> Kosterm.	canela
<i>Cinnamomum hirsutum</i> Lorea-Hern. – inédita	canela garuva
<i>Cinnamomum pseudoglaziovii</i> Lorea-Hern. – inédita	canela garuva
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	canela batalha
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	canela do brejo
<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teixeira	canela amarela
<i>Nectandra leucantha</i> Nees	canelão
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	canela branca
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	canela ferrugem
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	canela fedida
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	canelinha
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	canela
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela gosmenta
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	canela jacu
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	
<i>Persea americana</i> Mill.*	abacateiro

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
LECYTHIDACEAE	
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá branco
LOGANIACEAE	
<i>Strychnos acuta</i> Progel	salta martim
MALVACEAE	
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita cavalo do miúdo
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	embiruçu
MELASTOMATAACEAE	
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	cabuçu
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	pixirica
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	cafezinho
MELIACEAE	
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	cangerana
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro rosa
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl subsp. <i>tuberculata</i> (Vell.) Penn.	marinheiro
<i>Trichila elegans</i> subsp. <i>elegans</i> A.Juss.	catiguá
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	catiguá
MONIMIACEAE	
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	
<i>Mollinedia oligotricha</i> Perkins	
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	
MORACEAE	
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	
<i>Ficus insipida</i> Miq.	figueira
<i>Ficus luschnatiana</i> (Miq.) Miq.	figueira
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Bürger, Lanj. & de Boer	canchim
MYRISTICACEAE	
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex A.DC.) Warb.	bicuiba
MYRSINACEAE	
<i>Ardisia guyanensis</i> (Aubl.) Mez	
<i>Rapanea gardneriana</i> (A.DC.) Mez	capororoca
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	capororoca
MYRTACEAE	
<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	guamirim-araçá
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	gabiropa
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg	gabiropa
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	murta
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	mamona

continua  
to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
MYRTACEAE	goiabeira do mato
<i>Eugenia convexinervia</i> Legrand	ingabaú
<i>Eugenia ternatifolia</i> Sobral [ <i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk) D.Legrand]	
<i>Eugenia</i> sp.	
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	guamirim de folha miúda
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	guamirim
<i>Myrcia hebetata</i> DC. [ <i>Gomidesia affinis</i> (Cambess.) D.Legrand]	
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	guamirim
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	guamirim
<i>Myrcia tijuensis</i> Kiaersk. [ <i>Gomidesia tijuensis</i> (Kiaersk.) D.Legrand]	ingabaú
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg [ <i>Myrciaria ciliolata</i> Cambess.]	cambuí
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	cambuí
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	piuna
NYCTAGINACEAE	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria mole
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	
OLACACEAE	
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	brinco de mulata
PERACEAE	
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	
PHYLLANTACEAE	
<i>Gonatogyne brasiliensis</i> Müll.Arg.	
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	urucurana
PHYTOLACCACEAE	
<i>Phytolacca dioica</i> L.	ceboleiro, pau furado
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	limão bravo
PIPERACEAE	
<i>Piper cernuum</i> Vell.	
PICRAMNIACEAE	
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	
PITTOSPORACEAE	
<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.*	pau incenso
PROTEACEAE	
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	carne de vaca
ROSACEAE	
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro bravo
RUBIACEAE	
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) Hook.f.	fumão, orelha de burro

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
<b>RUBIACEAE</b>	cafeeiro
<i>Coffea arabica</i> L.*	
<i>Faramea montevidensis</i> DC	
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC.	
<i>Ixora heterodoxa</i> Müll.Arg.	
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	laranja de macaco
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.	
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	pasto d'anta
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	
<i>Rudgea gardenioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	
<b>RUTACEAE</b>	
<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss.	
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	pau de cotia
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica de porca
<b>SABIACEAE</b>	
<i>Meliosma sellowii</i> Urb.	
<b>SALICACEAE</b>	
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatonga
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	guaçatonga
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	erva de lagarto
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	
<b>SAPINDACEAE</b>	
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	chal-chal
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	chal-chal
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	cuvantã
<i>Cupania oblongifolia</i> Radlk.	cuvantã
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	cuvantã
<b>SAPOTACEAE</b>	
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	guacá
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	guapeva
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pavon) Radlk.	guapeva
<b>SOLANACEAE</b>	
<i>Sessea brasiliensis</i> Toledo	peroba d'água
<i>Solanum pseudo-quina</i> A. St.-Hil.	capitão do campo

continua  
 to be continued

continuação – Tabela 1  
 continuation – Table 1

Família/Espécie [Sinonímia]	Nome popular
SYMPLOCACEAE	
<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	
THYMELAEACEAE	
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	embira
VERBENACEAE	
<i>Aegiphilla sellowiana</i> Cham.	tamanqueira
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau viola
VOCHYSIACEAE	
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	guaricica

Nesses trechos foram registradas dez espécies que estão incluídas nas listas de espécies ameaçadas de extinção de São Paulo (2004) e da IUCN (2010): *Aiouea acarodomatifera*, *Euterpe edulis* e *Myrcia tijucensis*, na categoria vulnerável, e *Mollinedia oligotricha*,

como presumivelmente extinta, conforme a Resolução SMA nº 48/2004, e *Machaerium villosum*, *Myrceugenia campestris*, *Nectandra barbellata*, *Pouteria bullata* e *Trichilia silvatica* na categoria vulnerável, e *Cedrela fissilis*, na categoria em perigo, pela IUCN (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies consideradas ameaçadas de extinção, amostradas no Parque Estadual da Cantareira, onde EX – presumivelmente extinta, EN – em perigo, VU – vulnerável.

Table 2. Species sampled in the Cantareira State Park considered threatened with extinction, where EX = presumably extinct, EN – in danger and VU – vulnerable.

Família	Categoria IUCN/2010	Categoria Resolução SMA nº 48/2004
ARECACEAE		
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	–	VU
FABACEAE		
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	VU	–
LAURACEAE		
<i>Aiouea acarodomatifera</i> Kosterm.	–	VU
<i>Nectandra barbellata</i> Coe-Teixeira	VU	–
MELIACEAE		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	EN	–
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.	VU	–
MONIMIACEAE		
<i>Mollinedia oligotricha</i> Perkins	–	EX
MYRTACEAE		
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	VU	–
<i>Myrcia tijucensis</i> Kiaersk.	–	VU
SAPOTACEAE		
<i>Pouteria bullata</i> (S.Moore) Baehni	VU	–

A similaridade florística encontrada com outros remanescentes florestais variou entre 38% e 11%, sendo maior com uma área em Embu

(Franco et al., 2007) e menor com a Reserva Biológica de Paranapiacaba em Santo André (Sugyama et al., 2009) (Tabela 3).

Tabela 3. Similaridade florística do componente arbustivo-arbóreo entre a área de estudo e outros remanescentes florestais na Região Metropolitana de São Paulo e arredores, SP, em ordem decrescente.  
 Table 3. Floristic similarity of shrubby-arboreal components between the study area and other forest remnants in the São Paulo Metropolitan Region and surroundings.

Sigla	Município	Local	Autor	Amostragem	Critério de inclusão	Número de espécies	Número de espécies consideradas	Espécies em comum	Similaridade florística (%)
SP1	São Paulo	Parque Estadual da Cantareira	Este trabalho	Caminhadas	-	179	178	-	-
EM	Embu		Franco et al. (2007)	Caminhadas	-	172	162	94	38
MO	Mogi das Cruzes	Parque Municipal da Serra do Itapety	Tomasulo e Cordeiro (2000)	Caminhadas	-	144	143	87	37
CO1	Cotia	Parque CEMUCAM	Ogata e Gomes (2006)	Parcelas (0,25 ha)	Altura $\geq 1,3$ m	125	114	69	31
FR	Franco da Rocha	Parque Estadual do Juquery	Baitello, Pastore e Aguiar, dados não publicados	Caminhadas	-	129	129	71	30
SR	São Roque	Parque Municipal de São Roque	Leite e Rodrigues (2008)	Parcelas (0,95 ha)	DAP $\geq 4,8$ cm	117	116	64	28
SP2	São Paulo	Parque Alfredo Volpi	Aragaki e Mantovani (1998)	Caminhadas	-	170	169	75	28
CO2	Cotia	Reserva Florestal do Morro Grande	Catharino (2006)	Quadrantes (600 pt.)	DAP $\geq 5$ cm	260	247	89	27
GU	Guarulhos	região do Aeroporto Internacional de Guarulhos	Gandolfi et al. (1995)	Parcelas (4,84 ha)	Altura $\geq 1,5$ m	167	141	67	27
SP3	São Paulo	Parque Santo Dias	Garcia e Pirani (2001)	Caminhadas	-	146	144	66	26
JU	Jundiaí	Reserva Biológica da Serra do Japi (vale/encosta)	Leite (2000)	Quadrantes (210 pt.)	DAP $\geq 6,4$ cm	112	107	56	25
IT	Itatiba		Cerqueira (2005)	Quadrantes (397 pt.)	DAP $\geq 5$ cm	130	122	49	20
SV	São Vicente	Parque Estadual Xixová-Japuí	Moura et al. (2007)	Caminhadas	-	185	178	60	20

continua  
to be continued

continuação – Tabela 3  
 continuation – Table 3

Sigla	Município	Local	Autor	Amostragem	Critério de inclusão	Número de espécies	Número de espécies consideradas	Espécies em comum	Similaridade florística (%)
SP4	São Paulo	Parque Estadual Fontes do Ipiranga	Pivello e Peccinini (2002)	Parcelas (0,3 ha)	DAP $\geq 8$ cm Altura $\geq 2$ m	131	117	49	20
PE	Pedreira		Yamamoto et al. (2005)	Caminhadas	DAP $\geq 3$ cm	151	150	51	18
SP5	São Paulo	Parque Natural Municipal Cratera da Colônia (mata de encosta)	Marçon (2009)	Parcelas (0,4 ha)	Altura $\geq 1,3$ m	72	67	38	18
AT	Atibaia	Parque Municipal da Grotta Funda	Grombone et al. (1990)	Parcelas (0,42 ha)	DAP $\geq 4,8$ cm	132	121	43	17
CB	Cubatão	Parque Estadual da Serra do Mar (região de Pilões)	Leitão Filho et al. (1993)	Parcelas (0,4 ha)	DAP $\geq 6,4$ cm	145	126	43	17
CA	Campinas	Reserva Municipal de Santa Genebra	Grombone et al. (2008)	Parcelas (1 ha)	DAP $\geq 4,8$ cm	108	106	39	16
SP4	São Paulo	Parque Estadual Fontes do Ipiranga	Gomes e Mantovani (2001)	Parcelas (1 ha)	DAP $\geq 8$ cm	90	89	37	16
SB	São Bernardo do Campo	Parque Estoril	Pastore et al. (1992)	Caminhadas	-	75	73	33	15
SP4	São Paulo	Parque Estadual Fontes do Ipiranga	Vuono (1985)	Quadrantes (252 pt.)	DAP $\geq 5$ cm	182	140	42	15
SA	Santo André	Reserva Biológica de Paranapiacaba	Sugyama et al. (2009)	Quadrantes (952 pt.) Parcelas (0,1 ha)	DAP $\geq 4,8$ cm Altura $\geq 2$ m	88	83	26	11

#### 4 DISCUSSÃO

Dentre as espécies amostradas, predominam espécies indicadoras de Florestas Ombrófilas, conforme Oliveira (2006). Foram encontradas 27 espécies que compõem o grupo das 38 espécies indicadoras de Florestas Ombrófilas e somente 12 espécies das 53 indicadoras das Florestas Estacionais. Para Oliveira (2006), as florestas da Cantareira pertencem ao grupo das florestas ombrófilas densas montanas.

Fabaceae, Myrtaceae, Lauraceae e Rubiaceae foram as famílias com a maior riqueza de espécies, apresentando ao todo 68 espécies. Essas famílias também estão entre as mais ricas em outros levantamentos realizados em florestas secundárias no Planalto Atlântico nos municípios de Embu (Franco et al., 2007), com 79 espécies; São Paulo (Vuono, 1985), com 67; São Paulo (Aragaki e Mantovani, 1998), com 64; Cotia (Catharino, 2006), com 61; Guarulhos (Gandolfi et al., 1995), com 56; Mogi das Cruzes (Tomasulo e Cordeiro, 2000) e São Paulo (Pivello e Peccinini, 2002), ambos com 53; Cotia (Ogata e Gomes, 2006), com 51; São Paulo (Garcia e Pirani, 2001) e Atibaia (Grombone et al., 1990) ambos com 49 espécies. Nesses levantamentos essas famílias apresentaram entre 34 a 46% do total amostrado de espécies.

Embora a riqueza de espécies de Myrtaceae (18 espécies) e Lauraceae (16 espécies) esteja entre as maiores, esse número tende a aumentar, em estágios mais avançados de sucessão, em substituição às Fabaceae (19 espécies), cuja riqueza diminui (Baitello et al., 1992, 1993; Castro, 2001; Arzolla, 2002). Em levantamentos realizados em trechos de floresta em estágio avançado a maduro na própria Cantareira, em Mairiporã, Baitello et al. (1992, 1993) e Arzolla (2002); em Bananal, Castro (2001) e no Morro Grande, em Cotia, Catharino (2006), encontraram respectivamente Lauraceae, com 21, 17, 24 e 25 espécies, Myrtaceae, com 26, 26, 23 e 33 espécies, e Fabaceae, com 5, 11, 3 e 11 espécies.

Dentre as espécies identificadas, *Aiouea acarodomatifera* (Lauraceae), *Gonatogyne brasiliensis* (Phyllanthaceae), *Ixora heterodoxa*, *I. venulosa* e *Faramea multiflora* (Rubiaceae),

*Maytenus aquifolia* (Celastraceae), *Trichilia elegans* (Meliaceae) e *Vernonia petiolaris* (Asteraceae) foram registradas pela primeira vez para o Parque Estadual da Cantareira. *Abarema langsdorffii* (Fabaceae - Mimosoideae), *Dictyoloma vandellianum* (Rutaceae) e *Pouteria bullata* (Sapotaceae) apresentavam registros para o PEC somente das décadas de 30 e 40 do século XX e foram coletadas novamente, conforme os registros do Herbário Dom Bento Pickel (SPSF).

De acordo com os registros de herbários disponíveis pela ferramenta *Species-link* do Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA, 2011) e em monografias da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, *Aiouea acarodomatifera* apresenta distribuição nas regiões Sul e Sudeste do país, principalmente em áreas de Floresta Ombrófila Densa (Baitello et al., 2003). *Dictyoloma vandellianum* ocorre entre os estados de São Paulo e Bahia, e em São Paulo, principalmente em áreas de Floresta Ombrófila Densa. *Faramea multiflora* apresenta ampla distribuição do Sul ao Norte do país, ocorrendo em diversas formações vegetais (Jung-Mendaçolli et al., 2007). *Gonatogyne brasiliensis* é uma espécie de distribuição restrita ao Estado de São Paulo, com registros para o município de São Paulo, com destaque para o Parque Estadual Fontes do Ipiranga, e somente dois outros municípios: Anhembi e Campinas. *Ixora heterodoxa* ocorre principalmente na Floresta Ombrófila Densa Montana, com registros para o Estado de São Paulo e Rio de Janeiro, e *Ixora venulosa*, tanto na Floresta Ombrófila Densa quanto na Floresta Estacional Semidecidual, com ampla distribuição, entre as regiões Sul e Nordeste (Jung-Mendaçolli et al., 2007). *I. venulosa* também foi registrada para Guarulhos (Gandolfi et al., 1995) e outras áreas do município de São Paulo, como o Parque Municipal Alfredo Volpi (Aragaki e Mantovani, 1998). *Trichilia elegans* possui ampla distribuição, ocorrendo principalmente na Floresta Estacional Semidecidual. *Vernonia petiolaris* ocorre nas regiões Sul e Sudeste, tanto na Floresta Ombrófila Densa quanto na Floresta Estacional Semidecidual. Os registros dessa espécie podem estar subestimados, por ser confundida com *V. diffusa* (João Semir, com. pess.). *Maytenus aquifolia* é uma espécie com ampla distribuição no país, ocorrendo em fitofisionomias florestais (Carvalho-Okano, 2005).

*Abarema langsdorffii* ocorre nas regiões Sul e Sudeste do país, principalmente em áreas de Floresta Ombrófila Densa. *Pouteria bullata* possui registros em áreas de Floresta Ombrófila Densa entre os estados do Paraná e Bahia (CRIA, 2011).

Florestas secundárias são importantes ao preservarem conjuntos florísticos, com uma considerável riqueza de espécies, incluindo espécies raras ou ameaçadas de extinção. Com base nos registros atuais, *Gonatogyne brasiliensis* pode ser considerada uma espécie rara, pois sua ocorrência restringe-se a três municípios.

A existência de espécies consideradas ameaçadas é um aspecto adicional à riqueza de espécies, que destaca a importância biológica das florestas secundárias. Foram encontradas nove espécies consideradas ameaçadas de extinção, sendo cinco de acordo com os critérios da IUCN e quatro pela Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Destaca-se a presença de *Mollinedia oligotricha* considerada “presumivelmente extinta” pela lista de São Paulo. Essa espécie ocorre na região Sudeste do país, com maior quantidade de registros para o Estado de São Paulo em áreas de Floresta Ombrófila Densa. No município de São Paulo, também foi coletada no Parque Estadual do Jaraguá (CRIA, 2011).

Dentre as espécies exóticas, foi encontrado o cafeeiro *Coffea arabica*, que é uma espécie de sub-bosque, frequente e abundante no Parque Estadual da Cantareira. O cafeeiro está amplamente disseminado nas matas, cuja introdução remonta à cultura cafeeira no Estado de São Paulo. O pau-incenso *Pittosporum undulatum* e o abacateiro *Persea americana* apresentam ocorrências restritas na área de estudo, principalmente nas áreas mais próximas às bordas da mata. O pau-incenso foi introduzido no país como planta ornamental, e localmente, em talhões experimentais no Parque Estadual Alberto Löfgren, no município de São Paulo, contíguo ao PEC. O pau-incenso apresenta forte potencial invasor, justificando a aplicação de medidas emergenciais de controle, que podem ser ineficazes e tardias para o cafeeiro. O cafeeiro é uma espécie de sub-bosque, de dispersão zoocórica e abundante em trechos da floresta, como a região da Pedra Grande.

Por esses motivos, o manejo dessa espécie deve ser acompanhado de pesquisas sobre eventuais impactos à fauna. No Plano de Manejo do Parque, foram levantadas as principais espécies invasoras e discutidas algumas ações de manejo (São Paulo, 2010b). Para o controle dessas espécies invasoras foi recomendado o emprego do manejo adaptativo, em que as medidas de manejo utilizadas são avaliadas quanto à sua eficácia, possibilitando ajustes para a adoção de novas medidas, até se atingir o controle da espécie problema (Ziller e Dechoum, 2007; São Paulo, 2010b).

A similaridade com outros remanescentes florestais, também secundários da Região Metropolitana de São Paulo e arredores, em Cotia, Embu, Franco da Rocha, Guarulhos, Jundiá, São Paulo e São Roque, variou entre 25 a 38%, com 56 a 94 espécies em comum, apresentando valores iguais ou maiores que 25%, que é uma referência para se considerar duas áreas similares (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974). Uma das características comuns a essas áreas é o clima do tipo Cf, mais frio e sem déficit hídrico pronunciado. Nos estudos de Oliveira (2006), ao utilizar análises de TWINSPAN para agrupar áreas em florestas ombrófilas ou estacionais, as áreas de floresta Montana na RMSP e arredores formaram um subgrupo da Floresta Ombrófila Densa, salvo algumas exceções (São Roque).

Áreas situadas na Província Costeira, em Cubatão e São Vicente, com a Floresta Ombrófila Densa Sub-montana e das Terras Baixas, no Planalto Atlântico, e na Depressão Periférica e porções mais interiorizadas do Planalto Atlântico, com a Floresta Estacional Semidecidual, em Campinas, Itatiba e Pedreira, apresentaram as menores similaridades com a área de estudo, inferiores a 20%. O clima é diferente nessas duas províncias geomorfológicas, Af e Cw, respectivamente, caracterizando-se pelo aumento do déficit hídrico em direção ao interior, da precipitação em direção ao litoral e da temperatura em direção a ambos. As áreas de Santo André, São Bernardo e São Paulo, mais próximas da Serra do Mar, também apresentaram valores de similaridade, inferiores a 20%. Essas se encontram sob um clima diferente, mais úmido. Segundo Tarifa e Armani (2001), nessa região ocorrem os climas: Tropical Sub-oceânico Super-úmido do Reverso do Planalto Atlântico e Tropical Oceânico Super-úmido da Fachada Oriental do Planalto Atlântico,

com valores de precipitação predominantes entre 1.400 a 1.800 mm e 1.600 a 2.100 mm, respectivamente, maiores em comparação ao clima Tropical Úmido Serrano da Cantareira-Jaraguá, com valores entre 1.400 a 1.590 mm.

Os esforços para a conservação das florestas da Serra da Cantareira são antigos. Há registros da desapropriação de fazendas de café e chá pela antiga Repartição de Águas e Esgotos da Capital – RAE, para a proteção de nascentes e córregos destinados ao abastecimento de água para a cidade de São Paulo, no final do século XIX. Há também registros de ações para conter a derrubada das florestas desde o final do século XIX, época em que o naturalista Alberto Löfgren iniciou uma campanha para conter o desmatamento da vertente norte da Serra da Cantareira, sob intensa ação de carvoarias (Berzaghi et al., 1973; Guillaumon, 1989). Outra medida governamental, além da desapropriação de fazendas, foi a criação da Guarda Florestal da Cantareira em 1912, com o objetivo de fiscalizar as matas pertencentes ao Estado (Berzaghi et al., 1973; Guillaumon, 1989).

Essas florestas secundárias encontradas no Parque podem, portanto, ser consideradas centenárias, pois são resultado tanto da regeneração natural em áreas após o abandono da atividade agrícola quanto de áreas desmatadas na época da desapropriação. Hueck (1956), ao elaborar um mapa da vegetação da região de São Paulo e vizinhanças, descreve para a Serra da Cantareira, áreas de produção de carvão vegetal, áreas de plantio de eucalipto e capoeiras. França (1958) cita para a Serra, a existência de remanescentes florestais na forma de pequenas “ilhas”, em meio a capoeiras e eucaliptais plantados. Esses remanescentes de floresta madura situam-se principalmente na porção norte do Parque Estadual da Cantareira e foram mapeados durante os trabalhos do Plano de Manejo na forma de pequenas manchas em meio às florestas em estágio médio a avançado de regeneração (São Paulo, 2010b), conforme descrito por Hueck (op. cit.) e França (op. cit.).

Silva (2000), ao analisar a evolução do uso e ocupação da terra no período de 1962 a 1994, em uma faixa de 2 km na área de entorno do Parque, concluiu que na face Norte da Serra da Cantareira, nos municípios de Mairiporã,

Guarulhos e Caieiras, a ocupação caracteriza-se predominantemente por condomínios fechados e chácaras residenciais. O autor discute que embora esse tipo de ocupação apresente altos índices de cobertura vegetal quando comparada com outros tipos, mais comuns na face Sul e cause menores impactos à paisagem, foi o maior responsável pela fragmentação e desmatamento da cobertura vegetal do tipo matas e capoeiras, num total de 1.485,8 hectares.

Whately e Cunha (2007) constataram entre 1989 e 2003, no município de Mairiporã, na Bacia do Juquery, que é uma das bacias hidrográficas que compõem o Sistema Cantareira, um desmatamento de 1.336 hectares, que correspondem a 42,9% do total desmatado no período, nos doze municípios que compõem o Sistema. Segundo os autores, nessa bacia, em que parte do Parque está localizado, o crescimento urbano se dá pela expansão de áreas de ocupação dispersa: núcleos urbanos, condomínios e áreas residenciais isoladas, como sítios e chácaras.

A Área de Proteção Ambiental do Sistema Cantareira, criada em 1998, por si só não é um instrumento efetivo de conservação desses remanescentes. A criação de Unidades de Conservação de Proteção Integral é uma medida que tem assegurado na Região Metropolitana de São Paulo a manutenção de parte dos remanescentes existentes em Parques Estaduais como os da Cantareira, Jaraguá, Juquery e Serra do Mar, e na Reserva Florestal do Morro Grande, que ainda não foi categorizada como uma Unidade de Conservação – UC.

Uma iniciativa recente e importante foi a criação pelo Decreto Estadual nº 55.662, de 30 de março de 2010, das UCs do contínuo da Cantareira que protegem os remanescentes florestais de serras contíguas à da Cantareira: os parques estaduais de Itaberaba e Itapetinga e o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande, numa área de 28.601,75 hectares, abrangendo parte dos municípios de Arujá, Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Guarulhos, Mairiporã, Nazaré Paulista e Santa Isabel (São Paulo, 2010a). Como justificativas para a criação dessas UCs, constam no decreto, a importância da conectividade dos fragmentos florestais no corredor Cantareira-Mantiqueira, as evidências do deslocamento de felinos nesse corredor e a necessidade de proteção dos seus recursos hídricos

O decreto menciona ainda que “o Parque Estadual da Cantareira é exemplo de manutenção de integridade florestal em região de forte pressão e expansão urbana, e vem demonstrando, ao longo do tempo, que essa categoria de unidade de conservação é a mais adequada à proteção da biodiversidade” (São Paulo, 2010a). Essas áreas haviam sido indicadas para a criação de unidades de conservação de proteção integral pelas “Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo” (Rodrigues e Bononi, 2008) e pelo Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira (São Paulo, 2010b).

Para a conservação de remanescentes florestais na RMSP e arredores, é necessário também o fortalecimento dos sistemas municipais de unidades de conservação. Várias das áreas utilizadas para comparação florística com a Cantareira situam-se em parques ou reservas municipais e apresentam considerável riqueza de espécies, mostrando sua importância para a conservação da flora, protegendo remanescentes de menores dimensões e mais isolados ou contíguos aos parques estaduais. Um dos maiores exemplos é o município de São Paulo que conta com um amplo sistema de parques municipais e vem implantando um conjunto de parques lineares no entorno do Parque da Cantareira (São Paulo, 2010c).

Outras medidas necessárias seriam o melhor aparelhamento dos órgãos de fiscalização e controle estaduais com recursos humanos e materiais suficientes para a prevenção do desmatamento irregular, o aperfeiçoamento dos processos de licenciamento e a efetiva implantação de reservas legais e áreas de preservação permanente. Cabe também mencionar a necessidade de se aperfeiçoar a legislação ambiental estadual, mediante estudos técnicos, para torná-la mais restritiva e proteger remanescentes florestais secundários, considerando-se as características da RMSP, em que as florestas secundárias são altamente necessárias para a manutenção da qualidade de vida e apresentam uma considerável riqueza de espécies, incluindo espécies ameaçadas de extinção.

## 5 AGRADECIMENTOS

Aos funcionários Adão Arlindo de Paula (*in memorian*), José Antonio de Oliveira, José Rodrigues dos Santos e à equipe do Parque Estadual da Cantareira pelo apoio à execução do trabalho. A Camila da Silva Nunes e Victor Gregorato pelo auxílio na fase inicial do trabalho. Ao curador do Herbário Dom Bento Pickel – SPSF, João Aurélio Pastore, pelo apoio recebido. Aos pesquisadores Geraldo Antonio Daher Córrea Franco, Inês Cordeiro (Euphorbiaceae), João Aurélio Pastore, João Batista Baitello (Lauraceae) e Osny Tadeu Aguiar (Myrtaceae) pelo auxílio na identificação dos materiais botânicos. Ao relator e aos dois analistas pelas contribuições para a melhoria do trabalho. Aos pesquisadores Eduardo Luís Martins Catharino, João Batista Baitello, Luiza Sumiko Kinoshita, Roseli Buzanelli Torres e Sérgio Gandolfi pelas sugestões. À Marina Mitsue Kanashiro pela confecção das figuras 1 e 3. Ao Ernane Lino da Silva pelo auxílio no preparo do material botânico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Bot. J. Linn. Soc.**, v. 141, p. 399-436, 2003.
- ARAGAKI, S.; MANTOVANI, W. Caracterização do clima e da vegetação de remanescente florestal no Planalto Paulistano (SP). In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 4., 1998, Águas de Lindóia–SP. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998. p. 25-36. (Publicação ACIESP, v. 104).
- ARZOLLA, F.A.R.D.P. **Florística e fitossociologia de trecho da Serra da Cantareira, Núcleo Águas Claras, Parque Estadual da Cantareira, Mairiporã – SP**. 2002. 184 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

BAITELLO, J.B. et al. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho) – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 291-297. (**Rev. Inst. Flor.**, v. 4, n. único, pt. 1, Edição especial).

\_\_\_\_\_. et al. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) – Núcleo Pinheirinho. **Rev. Inst. Flor.**, v. 5, n. 2, p. 133-61, 1993.

\_\_\_\_\_. et al. Lauraceae. In: WANDERLEY, M.G.L. et al. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. v. 3, p. 149-223.

BARBOSA, L.M.; POTOMATI, A.; PECCININI, A.A. O PEFI: histórico e legislação. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2002. p. 15-29.

BERZAGHI, C. et al. **O Instituto Florestal de São Paulo: origem e evolução**. São Paulo: Instituto Florestal, 1973. Não paginado. (Public. IF, 3).

BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 1-32, 1990.

BRUMMITT, R.K.; POWELL, C.E. **Authors of plant names**. Kew: Royal Botanic Gardens, 1992. 732 p.

CARVALHO-OKANO, R.M. Celastraceae. In: WANDERLEY, M.G.L. et al. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2005. v. 4, p. 185-194.

CASTRO, A.G. **Levantamento florístico de um trecho de mata atlântica na Estação Ecológica de Bananal, Serra da Bocaina, Bananal, São Paulo**. 2001. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

CATHARINO, E.L.M. **As florestas montanas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia (São Paulo, Brasil)**. 2006. 230 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL – CRIA. **Species-link**. Disponível em: <<http://www.splink.org.br>>. Acesso em: jan. 2011.

CERQUEIRA, R.M. **Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua Montana no município de Itatiba, SP**. 2005. 106 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

DANTAS, A.S.L. **Geologia da faixa São Roque e intrusivas associadas na região entre São Paulo e Mairiporã, norte de São Paulo**. 1990. 189 f. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geotectônica) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

FIDALGO, O.; BONONI, V.L.R. (Coord.). **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1984. 62 p. (Manual, n. 4).

FOREST, M.; VICTOR, M. **Cantareira: patrimônio arquitetônico e natural**. São Paulo: Arquivo do Estado: Imprensa Oficial, 2000. 190 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1992. 92 p.

FRANÇA, A. O quadro climato-botânico. In: AZEVEDO, A. **A cidade de São Paulo: estudos de geografia urbana**. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1958. v. 1, p. 69-111.

FRANCO, G.A.D.C. et al. Importância dos remanescentes florestais de Embu (SP, Brasil) para a conservação da flora regional. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 145-61, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn02507032007>>. Acesso em: 21 out. 2010.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Rev. Bras. Biol.**, v. 55, p. 753-767, 1995.

GARCIA, R.J.G.; PIRANI, J.R. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. **Bol. Bot. Univ.**, v. 19, p. 15-42, 2001.

GOMES, E.P.C.; MANTOVANI, W. Size distributions in a warm temperate forest tree populations in São Paulo, southeastern Brazil. **Naturalia**, v. 26, p. 131-158, 2001.

GROMBONE, M.T. et al. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia – Estado de São Paulo). **Acta Bot. Bras.**, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.

\_\_\_\_\_. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. **Rev. Brasil. Bot.**, v. 31, n. 2, p. 323-337, 2008.

GUILLAUMON, J.R. A mudança do polo econômico do Nordeste para Sudeste no Brasil, e a destruição da floresta – Mata Atlântica. **Rev. Inst. Flor.**, v. 1, n. 2, p. 13-41, 1989.

HUECK, K. Mapa fitogeográfico do Estado de São Paulo. **Bol. Paulista de Geografia**, v. 22, p. 19-25, 1956.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. **Red List of Threatened Species**. Versão 2010.3. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 7 out. 2010.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da Flora do Brasil**. Disponível em: <<http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>>. Acesso em: dez. 2010.

JUNG-MENDAÇOLLI, S.L. et al. Rubiaceae. In: WANDERLEY, M.G.L. et al. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. v. 5, p. 259-460.

KOSCINSKI, M. **Reflorestamento**. São Paulo: Melhoramentos, 1943. 129 p.

LEITÃO FILHO, H.F. et al. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista; Campinas: Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1993. 184 p.

LEITE, E.C. **A vegetação de uma Reserva Biológica Municipal**: contribuição ao manejo e à conservação da Serra do Japi, Jundiaí, SP. 2000. 163 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

\_\_\_\_\_.; RODRIGUES, R.R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de floresta estacional no Sudeste do Brasil. **R. Árvore**, v. 32, n. 3, p. 583-595, 2008.

MARÇON, S.L. **Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo do Parque Natural Municipal da Cratera da Colônia, São Paulo, SP**. 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Comparada) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN – MOBOT. **Tropicos**. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: set./out. 2010.

MOURA, C.; PASTORE, J.A.; FRANCO, G.A.D.C. Flora vascular do Parque Estadual Xixová-Japuá, Setor Paranapuã, São Vicente, Baixada Santista, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v. 19, n. 2, p. 149-172, 2007.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.

OGATA, H.; GOMES, E.P.C. Estrutura e composição da vegetação no Parque CEMUCAM, Cotia, SP. **Hoehnea**, v. 33, n. 3, p. 371-384, 2006.

OLIVEIRA, R.J. **Variação da composição florística e da diversidade alfa das florestas atlânticas no estado de São Paulo**. 2006. 144 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PASTORE, J.A. et al. Flora arbóreo-arbustiva do Parque Chico Mendes, município de São Bernardo do Campo (SP). In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. **Anais...** São Paulo: UNIPRESS, 1992. p. 269-273. (**Rev. Inst. Flor.**, v. 4, n. único, pt. 1, Edição especial).

PIVELLO, V.R.; PECCININI, A.A. A vegetação do PEFI. In: BICUDO, D.C.; FORTI, M.C.; BICUDO, C.E.M. **Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI):** unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2002. p. 75-92.

RIO DE JANEIRO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Atlas das Unidades de Conservação da Natureza do Estado do Rio de Janeiro.** São Paulo: Metalivros, 2001. 48 p.

RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (Org.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo.** São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 248 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2000. 64 p.

\_\_\_\_\_. Secretaria do Meio Ambiente. **Resolução SMA nº 48, de 21/9/2004.** Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/resolucoes/2004\\_Res\\_SMA\\_48.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/legislacao/resolucoes/2004_Res_SMA_48.pdf)>. Acesso em: 2 abr. 2007.

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 55.662, de 30 de março de 2010.** Cria o Parque Estadual de Itaberaba, o Parque Estadual de Itapetinga, a Floresta Estadual de Guarulhos, o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/822302/decreto-55662-10-sao-paulo-sp>>. Acesso em: dez. 2010a.

\_\_\_\_\_. Secretaria do Meio Ambiente. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Cantareira.** São Paulo: Fundação Florestal, 2010b. 586 p.

SÃO PAULO (Município). **Guia dos parques municipais de São Paulo.** v. 2. Disponível em: <[http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio\\_ambiente/arquivos/Parques2\\_web.pdf](http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/meio_ambiente/arquivos/Parques2_web.pdf)>. Acesso em: dez. 2010c.

SILVA, D.A. **Evolução do uso e ocupação da terra no entorno dos parques estaduais da Cantareira e Alberto Löfgren e impactos ambientais decorrentes do crescimento metropolitano.** 2000. 186 f. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática:** guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. 704 p.

SUGYAMA, M. et al. Aspectos da estrutura e da diversidade da floresta. In: LOPES, M.I.M.S.; KIRIZAWA, M.; MELO, M.M.R.F. **Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba:** a antiga Estação Biológica do Alto da Serra. São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. p. 119-136.

TARIFA, J.R.; ARMANI, G. Os climas “naturais”. In: TARIFA, J.R.; AZEVEDO, T.R. (Org.). **Os climas na Cidade de São Paulo:** teoria e prática. São Paulo: Pró-Reitoria de Cultura e Extensão: Universidade de São Paulo: Laboratório de Climatologia. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, 2001. 199 p. (GEOUSP-Coleção Novos Caminhos, 4).

TOMASULO, P.L.; CORDEIRO, I. Composição florística do Parque Municipal da Serra do Itapety, Mogi das Cruzes, SP. **Bol. Inst. Bot.**, n. 14, p. 139-161, 2000.

VUONO, Y.S. **Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva Biológica do Instituto de Botânica (São Paulo, SP).** 1985. 212 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

WHATELY, M.; CUNHA, M. **Cantareira 2006:** um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2007. 67 p.

ARZOLLA, F.A.R.D.P. et al. Composição florística e a conservação de florestas secundárias na Serra da Cantareira, São Paulo, Brasil

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. Florística dos componentes arbóreo-arbustivo de um trecho da Floresta Estacional Semidecídua Montana, município de Pedreira, estado de São Paulo. **Rev. Bras. Bot.**, v. 28, n. 1, p. 191-202, 2005.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S. Degradação ambiental causada por plantas exóticas invasoras e soluções para o manejo em Unidades de Conservação de Proteção Integral. In: BARBOSA, L.M.; SANTOS JUNIOR, N.A. (Org.). **A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais**. São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, 2007. p. 356-360.



**PRIMEIRO REGISTRO DE *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902)  
(PYRALIDAE, EPIPASCHIINAE) EM FRUTOS DE *Ocotea catharinensis* Mez – LAURACEAE  
(NOTA CIENTÍFICA)<sup>1</sup>**

**FIRST RECORD OF *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902)  
(PYRALIDAE, EPIPASCHIINAE) FEED ON FRUIT OF *Ocotea catharinensis* Mez – LAURACEAE  
(NOTA CIENTÍFICA)**

Édson Possidônio TEIXEIRA<sup>2,4</sup>; Antonio da SILVA<sup>3</sup>

**RESUMO** – É registrada pela primeira vez a ocorrência de *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902) (Lepidoptera, Pyralidae), atacando frutos de *Ocotea catharinensis* Mez (Lauraceae), canela-preta, desde o início do desenvolvimento até a sua dispersão, no Parque Estadual da Cantareira (23°22'S e 46°36'W), localizado nos municípios de Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo, Estado de São Paulo, Brasil.

Palavras-chave: espécie florestal; Lepidoptera; lagarta; Insecta; frugívoro.

**ABSTRACT** – It is registered for the first time the occurrence of *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902) (Lepidoptera, Pyralidae) attacking fruits of *Ocotea catharinensis* Mez (Lauraceae), canela-preta, since the beginning of development until its dispersion, at Parque Estadual da Cantareira (23°22'S and 46°36'W), located in the Caieiras, Guarulhos, Mairiporã and São Paulo counties, State of São Paulo, Brazil.

Keywords: forest species; Lepidoptera; caterpillar; Insecta; frugivorous.

## 1 INTRODUÇÃO

*Ocotea catharinensis* Mez, conhecida como canela-preta, canela-coqueiro, canela-coqueira, canela-pinho, canela-amarela, canela-broto, canela-bicha, com distribuição fitogeográfica na Mata Atlântica, nas regiões Sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul) e Sudeste (Minas Gerais, Espírito Santo, São Paulo e Rio de Janeiro), sendo mais abundante nos estados do Sul. É uma espécie que floresce o ano todo, porém, com maior intensidade de dezembro a janeiro. Os frutos amadurecem principalmente de julho a agosto (Lorenzi, 1992; Quinet et al., 2010).

Na Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis – IBAMA, 2008), *O. catharinensis* está catalogada como ameaçada de extinção nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Os registros de insetos associados a espécies vegetais do gênero *Ocotea* são escassos e, na sua maioria, são de insetos sugadores. Silva et al. (1968) relataram as seguintes espécies associadas ao gênero *Ocotea* no Brasil: *Acysta ocoteae* Drake & Hambleton, 1934 (Hemiptera, Tingidae) associada à *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela-sassafrás); *Leptopharsa ocoteae* Drake & Hambleton, 1938 (Hemiptera, Tingidae) associada à *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer; *Pliobyrsa adversa* Drake & Hambleton, 1938 (Hemiptera, Tingidae) associada à *Ocotea* sp.; *Pliobyrsa inflexa* Drake & Hambleton, 1938 (Hemiptera, Tingidae) associada à *Ocotea lanata* (Nees & Mart.) Mez; *Mesolecanium* sp. (Hemiptera, Coccidae), em ramos de *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez (caneleira); *Diaspis bromeliae* Kern., 1778 (Hemiptera, Diaspididae) em folhas de *Ocotea aciphylla* (Nees & Mart.) Mez; *Eurytides dolicaon* Cramer, 1776

<sup>1</sup>Recebido para análise em 16.03.11. Aceito para publicação em 02.06.11. Publicado online em 16.06.11.

<sup>2</sup>Instituto Agronômico de Campinas, Caixa Postal 28, 13012-970 Campinas, SP, Brasil.

<sup>3</sup>Instituto Florestal, Rua do Horto, 931, 02377-000 São Paulo, SP, Brasil.

<sup>4</sup>Autor para correspondência: Édson Possidônio Teixeira – edson@iac.sp.gov.br

(Lepidoptera, Papilionidae) associada a folhas de *Ocotea indecora* (Schott) Mez (canela-sassafrás); *Ctenoscelis acanthopus* Germar, 1824 (Cerambycidae, Prioninae), broqueando tronco de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer; *Uroplata denticulata* Uhmann, 1938 (Coleoptera, Chrysomelidae) minando folhas de *Ocotea opifera* Mart. (louro-d'água); *Heilipus* spp. (Coleoptera, Curculionidae) em sementes de *Ocotea* sp.; *Heilipus parvulus* Bohemann, 1843 (Coleoptera, Curculionidae) associada aos frutos de *Ocotea* sp. (canela-cheirosa); *Camptocheirus angulatus* Champion, 1903 (Coleoptera, Curculionidae) associada à *Ocotea opifera* Mart.; *Pantophthalmus pictus* Wiedemann, 1821 (Diptera, Pantophthalmidae) broqueando tronco de *Ocotea indecora* (Schott) Mez; *Exurus bahiensis* Lima, 1959 (Hymenoptera, Eucharitidae), produzindo galhas em frutos de *Ocotea opifera* Mart.

O gênero *Accinctapubes* foi estabelecido por Solis (1993) e possui quatro espécies, *A. apicalis* (Schaus), *A. chionophoralis* (Hampson), *A. amplissima* Solis & Styer e *A. albifasciata* (Druce), com distribuição do Sul do México ao Paraguai e Brasil (Solis, 1993). Das quatro espécies, *A. albifasciata* (Druce) é a única espécie do grupo da qual se conhece a biologia. *A. albifasciata* apresenta distribuição do Sul e Oeste do México ao Brasil e no Caribe é conhecida apenas da República Dominicana e Trinidad (Solis e Styer, 2003). No Brasil, existem registros de *A. albifasciata* nos estados do Amazonas, Bahia, Espírito Santo, Pará, Rio de Janeiro, Rondônia, Santa Catarina e São Paulo (Solis e Styer, 2003).

*A. albifasciata* é conhecida em Trinidad e Tobago como mariposa do abacateiro (Kaye e Lamont, 1927 apud Solis, 1993), no Brasil, lagarta das folhas (Silva et al., 1968) e lagarta das folhas do abacateiro (Menezes e Berti-Filho, 1974).

Silva et al. (1968) relataram a ocorrência de *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902) (Lepidoptera, Pyralidae), anteriormente no gênero *Stericta* (Nymphalidae), em *Persea americana* Mill. (abacateiro) atacando as folhas. Solis (2007) referiu-se a *Accinctapubes* como uma praga secundária do abacateiro. Boose e Solis (1997) afirmaram que *A. albifasciata* é conhecida como

praga ocasional de *Persea americana* Mill. (abacateiro) e salientaram a possibilidade da introdução desta espécie nos Estados Unidos da América do Norte, em razão do crescente tráfego comercial entre este país e os países de ocorrência do inseto. Apesar de ser praga ocasional do abacateiro nas suas áreas de ocorrência natural, as consequências de sua introdução nas regiões de cultivo de abacateiro no sul da Califórnia, sem a presença de seus inimigos naturais, é desconhecida. Dyar (1912) apud Solis e Styer (2003) citou *A. albifasciata* como desfolhadora de abacateiro. Kaye e Lamont (1927) apud Solis e Styer (2003) registraram essa espécie como praga de abacateiro em Trinidad. Esses mesmos autores relataram que a espécie se alimenta exclusivamente de folhas maduras de *Ocotea veraguensis* (Meissn.) Mez, única espécie de Lauraceae nativa da Costa Rica.

Neste trabalho, se registra pela primeira vez o ataque de lagartas de *Accinctapubes albifasciata* (Druce, 1902) danificando frutos de *Ocotea catharinensis* Mez (Lauraceae). Por ser considerada uma das principais espécies florestais nativas da região Sul do Brasil (Reitz et al., 1988), ameaçada de extinção (Baitello, 1992; Carvalho, 1994), bem como pelo potencial e uso múltiplo da madeira (Lorenzi, 1992; Reitz et al., 1988), justifica-se divulgar essa espécie como causadora de danos, além de contribuir com a atualização da lista de insetos associados a espécies florestais.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada na região do Pinheirinho, em área natural de Mata Atlântica, no Parque Estadual da Cantareira, no município de Mairiporã-SP (Silva e Aguiar, 1999). O Parque encontra-se na zona norte da cidade de São Paulo, abrangendo também áreas dos municípios de Caieiras, Guarulhos e Mairiporã, à altitude média de 850 m, 23°22' de latitude S e 46°36' de longitude W (Ventura et al., 1965/66), compreendendo uma área de 7.916,5 ha (Silva et al., 2000).

As observações de florescimento e frutificação foram realizadas mensalmente de janeiro de 1988 a dezembro de 1995, ou seja, durante sete anos, com o auxílio de binóculo 10 x 70 mm, em 17 matrizes selecionadas de *Ocotea catharinensis*. Ocorreram casos em que houve necessidade de o observador subir até a copa das árvores para fazer a visualização (Silva et al., 2000).

Os frutos foram colhidos em 9 de abril de 1990, de três matrizes adultas dominantes do dossel florestal. Os que apresentavam indícios de ataque da lagarta foram acondicionados em cubas de vidro (85 x 120 mm) fechadas com tela de náilon, contendo vermiculita como substrato, umedecida periodicamente até as lagartas empuparem. Para a emergência dos adultos, foi colocado sobre a cuba um vidro de lampião (180 x 75 x 62 mm) tendo a parte superior fechada com tela de náilon. O material foi mantido no Laboratório de Entomologia do Instituto Florestal, em condição ambiente de temperatura e umidade relativa variáveis, até a emergência dos adultos.

A identificação da espécie foi feita pelo Dr. Vitor Osmar Becker (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA – Brasília, DF) e está registrada sob o nº 7913, sendo que dois desses exemplares compõem sua coleção particular, em Serra Bonita, no município de Camacan, na Bahia. Três estão depositados na coleção IACC do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC e dois no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo – MZSP.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O acompanhamento do florescimento e frutificação permitiu constatar que os espécimens de *Ocotea catharinensis* floresceram e frutificaram de maneira irregular variando entre indivíduos e anos. O florescimento ocorreu na primavera, no inverno, e principalmente no verão (Silva et al., 2000). De acordo com Lorenzi (1992) e Quinet et al. (2010), é uma espécie que floresce o ano todo,

com maior intensidade no período de dezembro a janeiro, corroborando com os dados obtidos por Silva et al. (2000). Os frutos amadurecem principalmente no período de julho a agosto (Lorenzi, 1992; Silva e Aguiar, 1999; Quinet et al., 2010).

As lagartas em condições de campo, na região do Pinheirinho, ocorreram uma única vez em 1990, durante sete anos de observações, em intenso ataque aos frutos de *Ocotea catharinensis*, desde a sua fase inicial de desenvolvimento até o início da dispersão (Silva, 1997; Silva et al., 2000). A fase inicial de desenvolvimento dos frutos ocorreu de janeiro a abril, apresentando coloração verde-clara com manchas pretas pouco intensas e teor de água médio de 67%. O início da dispersão dos frutos foi observado em agosto, quando evidenciava coloração verde-amarela com manchas pretas intensas e teor de água de 41,6%. Os danos foram observados apenas nos frutos (Silva, 1997; Silva e Aguiar, 1999).

Foi observada, em condições de laboratório, a emergência de sete adultos de *Accinctapubes albifasciata* (Figura 1 – fêmea; Figura 2 – macho), em 8, 9 e 10 de maio de 1990. O período compreendido desde a coleta das lagartas até a emergência dos adultos foi de aproximadamente 30 dias.

Os dados de literatura apresentados neste trabalho e as observações em campo quanto ao ataque de *A. albifasciata* em frutos de *O. catharinensis*, comprovam que pouco se conhece sobre a biologia da espécie desse inseto na Mata Atlântica. Assim, é necessária a realização de outras pesquisas mais detalhadas, no sentido de acrescentar mais conhecimentos sobre a influência desse predador nessa espécie florestal.

O ataque de *Accinctapubes albifasciata*, em frutos de *Ocotea catharinensis*, no Parque Estadual da Cantareira, permitiu concluir que *A. albifasciata* causa danos aos frutos de *Ocotea catharinensis* desde o início do desenvolvimento até a sua dispersão.



Figura 1. *Accinctapubes albifasciata* (fêmea).

Figure 1. *Accinctapubes albifasciata* (female).



Figura 2. *Accinctapubes albifasciata* (macho).

Figure 2. *Accinctapubes albifasciata* (male).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAITELLO, J.B. *Ocotea catharinensis*. In: CENTURIA plantarum brasiliensium extinctionis. Rio de Janeiro: Sociedade Botânica do Brasil, 1992. p. 167.
- BOOSE, L.M.; SOLIS, M.A. **A phylogenetic study of the Avocado moth and its relatives within the genus *Accinctapubes* (Lepidoptera: Pyralidae)**. Smithsonian Institution National Museum of Natural History. 1997. Disponível em: <<http://www.nmnh.si.edu/rtp/students/1997/boose.htm>>. Acesso em: 30 mar. 2006.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA/CNPQ, 1994. 369 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS RENOVÁVEIS – IBAMA. Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/lista.html>>. Acesso em: 18 nov. 2010.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992. 368 p.
- MENEZES, E.B.; BERTI-FILHO, E. Inimigos naturais da ‘lagarta das folhas do abacateiro’ *Stericta albifasciata* Druce, 1902 (Lepidoptera: Epipaschidae). **Arq. Univ. Fed. Rural Rio J.**, v. 4, n. 2, p. 15-17, 1974.
- QUINET, A.; BAITELLO, J.B.; MORAES, P.L.R. de. **Lista de espécies da flora do Brasil – Lauraceae**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2010. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB008450>>. Acesso em: 9 nov. 2010.
- REITZ, P.; KLEIN, R.M.; REIS, A. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, v. 34/35, p. 233-239, 1988.
- SILVA, A. **Padrão de florescimento e frutificação, caracterização de diásporos e germinação de sementes de canela-preta (*Ocotea catharinensis* Mez)**. 1997. 94 f. Dissertação (Mestrado em Produção e Tecnologia de Sementes) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- SILVA, A.; AGUIAR, I.B. Época de colheita de sementes de *Ocotea catharinensis* Mez (canela-preta) – Lauraceae. **Rev. Inst. Flor.**, v. 11, n. 1, p. 43-51, 1999.
- \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_.; SCHÖFFEL, E.R. Fenologia reprodutiva de canela-preta (*Ocotea catharinensis* Mez – Lauraceae) no Parque Estadual da Cantareira, São Paulo (SP). **Rev. Inst. Flor.**, v. 12, n. 2, p. 77-88, 2000.
- SILVA, A.G. d’A. et al. **Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil: seus parasitos e predadores**. Rio de Janeiro: Ministério Agricultura, Laboratório Central de Patologia Vegetal, 1968. t. 2, 622 p.
- SOLIS, M.A. A phylogenetic analysis and reclassification of the genera of the Pococera complex (Lepidoptera: Pyralidae: Epipaschiine). **J. New York Entomol. Soc.**, v. 101, n. 1, p. 1-83, 1993.
- \_\_\_\_\_. Estudios filogenéticos y clasificación actual de los Pyraloidea (Lepidoptera). **Rev. Colomb. Entomol.**, v. 33, n. 1, p. 1-8, 2007.
- \_\_\_\_\_.; STYER, L. Revision and phylogenetic analysis of *Accinctapubes* Solis (Pyralidae: Epipaschiinae) with a larval description of an avocado-feeding species. **J. Lepid. Soc.**, v. 57, n. 2, p. 121-136, 2003.
- VENTURA, A.; BERENGUTI, G.; VICTOR, M.A.M. Características das dependências do Serviço Florestal do Estado de São Paulo. **Silvic. S. Paulo**, v. 4/5, n. 4, p. 57-140, 1965/66.



## INSTRUÇÕES AOS AUTORES

### *Apresentação*

A **Revista do Instituto Florestal (Rev. Inst. Flor.)** é um periódico semestral de divulgação científica, que aceita trabalhos inéditos em ciências florestais e afins publicados na forma de artigos científicos, notas científicas e artigos de revisão, redigidos em português, inglês ou espanhol.

Após a análise, o artigo será encaminhado ao(s) autor(es) para atendimento das sugestões apresentadas. Procedidas as modificações sugeridas, o(s) autor(es) deverá(ão) enviar duas vias impressas da versão final do artigo, bem como a versão digital.

As provas serão enviadas ao(s) autor(es) para uma revisão final (restrita a erros e composição) e deverão ser devolvidas no prazo indicado.

Os autores receberão um exemplar da revista na qual seu artigo foi publicado. Os artigos serão disponibilizados, na íntegra, na homepage do Instituto Florestal: <http://www.iflorestal.sp.gov.br>.

### *Normas para Encaminhamento e Apresentação dos Originais*

Os originais devem ser encaminhados em quatro vias impressas – duas com e duas sem a identificação do(s) autor(es) – e em arquivo digital para o seguinte endereço:

Presidente da Comissão Editorial  
Instituto Florestal  
Rua do Horto, 931  
02377-000 São Paulo – SP – Brasil

Devem apresentar as seguintes características: papel A4 (210 mm x 197 mm); margens superior, inferior, direita e esquerda de 25 mm; espaço duplo; fonte Times New Roman 11; texto justificado; páginas numeradas a partir da primeira página de texto, não ultrapassando 30 páginas (inclusive tabelas e figuras), para artigos científicos e de revisão e 10 páginas para notas científicas, sendo aceitas exceções, desde que aprovadas pela Comissão Editorial.

A página de rosto deve conter: título do manuscrito, nome por extenso do(s) autor(es), rodapé com os dados relativos à filiação institucional (instituição, rua, número, CEP, cidade, estado), bem como o endereço completo do(s) autor(es) para correspondência.

Na segunda página devem constar: resumo, palavras-chave, abstract e keywords.

É necessário obedecer à seguinte padronização:

- **Título:** centralizado, em caixa alta e negrito, inicia o artigo, seguido do título em inglês. Deve ser claro, objetivo, conciso (cerca de 20 palavras) e refletir o conteúdo do trabalho. Devem-se evitar abreviaturas, parênteses e fórmulas que dificultem a sua compreensão.
- **Resumo e Abstract:** devem ter cerca de 250 palavras e apresentar sinteticamente a questão que motivou a pesquisa, os objetivos, o material e métodos, os resultados e conclusões. Não têm recuo no texto nem numeração, devem ser iniciados com a palavra em caixa alta e negrito, seguida de traço, começando o texto na mesma linha.
- **Palavras-chave e keywords:** de três a seis, em ordem de importância, não repetindo aquelas utilizadas no título.
- **Tópicos:** em caixa alta, negrito, recuo à esquerda, numerados em algarismos arábicos seguidos de ponto.
- **Introdução:** apresentar a questão, contextualizar com base na revisão da literatura, explicitar os objetivos e, se necessário, apresentar as hipóteses.
- **Material e Métodos:** deve conter descrições breves, suficientemente claras para permitir a repetição do estudo; técnicas já publicadas devem ser apenas citadas e não descritas. Indicar o nome completo da(s) espécie(s). Mapas podem ser inclusos se forem de extrema relevância e devem apresentar qualidade adequada para impressão. Apresentar as coordenadas geográficas de estudos de campo. Todo e qualquer comentário de um procedimento utilizado para análise de dados em Resultados deve, obrigatoriamente, estar descrito no item Material e Métodos. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.

- **Resultados e Discussão:** a separação em dois itens é opcional. Se houver subdivisão deste item, utilizar caixa alta e baixa e negrito.
- **Conclusões:** as conclusões, se houver, devem estar neste item, claramente relacionadas com os objetivos e as hipóteses colocadas na Introdução. Se as conclusões forem poucas e dispensarem um item específico podem finalizar o item anterior.
- **Agradecimentos:** devem ser sucintos; nomes de pessoas e instituições devem ser escritos por extenso, explicitando o porquê dos agradecimentos. Créditos de financiamentos, bolsas e vinculações do artigo a programas de pesquisa mais amplos podem ser incluídos.
- **Referências Bibliográficas:** devem ser apresentadas no final do texto, sem recuo, dispostas em ordem alfabética.
- **Notas de Rodapé:** devem ser evitadas ao máximo, podendo ser, excepcionalmente, aceitas. Utilizar fonte Arial 7.
- **Ilustrações:** são consideradas ilustrações as Figuras, Tabelas e Quadros. Deverão apresentar chamada no texto, sem abreviatura e com letra inicial em maiúscula. No texto, as ilustrações devem ser inseridas o mais próximo possível do local da citação. Os títulos, em **português e inglês**, devem ser autoexplicativos, sem negrito e com fonte Times New Roman 10.
  - **Tabelas e Quadros:** nas tabelas e quadros os títulos devem vir em posição superior a estes. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Tabela 1. Título.). Recomenda-se, sempre que possível, não utilizar linhas verticais separando as colunas. Quanto ao sombreamento das linhas de tabelas e quadros, utilizar tons de cinza quando extremamente necessário. As fontes consultadas para a construção das tabelas e outras notas devem ser colocadas após o traço inferior. Enviar as tabelas em arquivo Word.
  - **Figuras:** desenhos, mapas, esquemas, fichas, gráficos e fotografias são considerados como Figura. Nas figuras os títulos devem vir em posição inferior a estas. A primeira linha do título não tem recuo, letra inicial maiúscula, seguida pelo número de ordem em algarismo arábico e um ponto (ex.: Figura 1. Título.). As fotografias devem ser enviadas em arquivo digital, ser de boa qualidade e conter o crédito do(s) autor(es). As fotografias digitalizadas devem ter resolução mínima de 300 DPIs, formato máximo de 15 cm x 10 cm e, preferencialmente, arquivos de extensão JPEG. Não serão aceitas imagens escaneadas com baixa resolução. O tamanho máximo de mapas, esquemas, desenhos, fichas e gráficos deverá ser de 215 mm x 170 mm, incluindo o título e a fonte consultada (se houver).
- **Equações:** devem estar destacadas no texto para facilitar sua leitura. É permitido o uso de uma entrelinha maior que comporte seus elementos (expoentes, índices e outros). Quando fragmentadas em mais de uma linha, por falta de espaço, devem ser interrompidas antes do sinal de igualdade ou depois dos sinais de adição, subtração, multiplicação e divisão.
- **Siglas e Abreviaturas:** as siglas e abreviaturas devem ser apresentadas em caixa alta. Quando utilizadas pela primeira vez no texto, devem ser precedidas pelo seu significado por extenso, com travessão, ex.: Unidade de Conservação – UC. Siglas internacionais não devem ser traduzidas. Evitar o uso de siglas no Abstract.
- **Nomenclatura Científica:** deve ser abreviada somente quando aparecer mais de uma vez no mesmo parágrafo. Seguir as regras internacionais.
- **Números:** escrever por extenso os números de um até nove, exceto quando seguidos de unidade ou indicarem numeração de tabela ou figura, ex.: três indivíduos, 6,0 m, 2,0-2,5 µm. Para os números decimais utilizar vírgula nos artigos escritos em português ou espanhol, e ponto nos artigos escritos em inglês.
- **Unidades e Medidas:** deve-se utilizar o sistema métrico e o Sistema Internacional de Unidades – SI. Separar as unidades dos valores através de um espaço, exceto para porcentagem, graus, minutos e segundos das coordenadas geográficas. Utilizar abreviaturas sempre que possível e, para as unidades compostas, usar exponenciação e não barras. Ex.: mg.dia<sup>-1</sup> em vez de mg/dia<sup>-1</sup>, µmol.min<sup>-1</sup> em vez de µmol/min<sup>-1</sup>.

### Normas para Citação no Texto

A citação no texto deverá apresentar o formato **autor** (inicial maiúscula) + **data**.

Nas citações com dois autores os sobrenomes devem estar ligados por “e”. Ex.: Chaves e Usberti (2003) ou (Chaves e Usberti, 2003).

Nas citações com três ou mais autores, citar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Ex.: Gomes et al. (2008) ou (Gomes et al., 2008).

Nas citações indiretas usar a expressão latina “apud”, sem itálico. Ex.: Oliveira (2002) apud Souza (2009).

Nas citações de vários artigos do mesmo autor e mesma data, indicar através de letras minúsculas a, b, c, etc. Ex.: Vrek (2005a, 2005b) ou (Vrek 2005a, 2005b).

Citações de informações obtidas por meio de comunicação pessoal devem ser evitadas. Porém, se apresentadas, devem vir entre parênteses no texto, com o nome completo do autor. Ex.: (José da Silva, comunicação pessoal).

Dados não publicados devem ser apresentados sempre em nota de rodapé, acompanhados pela expressão “não publicado” entre parênteses.

Citações de dissertações, teses e publicações no prelo devem ser evitadas ao máximo, podendo ser aceitas a critério da Comissão Editorial.

Não serão aceitas citações de resumos simples e monografias ou trabalhos de conclusão de curso.

## *Normas para Referências Bibliográficas*

Deverão ser apresentadas em ordem alfabética pelo sobrenome do autor ou do primeiro autor, sem numeração. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es), obedecer a ordem cronológica de publicação. Quando houver vários artigos do(s) mesmo(s) autor(es) e mesma data, indicar através de letras minúsculas, ex.: 2005a, 2005b, etc. Para os documentos com mais de três autores, indicar o primeiro autor seguido da expressão latina “et al.” sem itálico. Os nomes dos autores devem ficar separados por ponto e vírgula e as iniciais dos prenomes não devem ter espaço.

### **Exemplos:**

- **Livro**

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 3, 593 p.

- **Capítulo ou Parte de Livro**

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. London: Island Press, 2007. p. 72-95.

- **Dissertação/Tese**

MIGLIORINI, A.J. **Variação da densidade básica da madeira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em função de diferentes níveis de produtividade da floresta**. 1986. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

VEDOVELLO, R. **Zoneamentos geotécnicos aplicados à gestão ambiental a partir de unidades básicas de compartimentação – UBCs**. 2000. 154 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro.

- **Artigo de Periódico**

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

- **Trabalho Apresentado em Evento e Publicado em Anais**

GIANSANTE, A.E. et al. Sensoriamento remoto aplicado à proteção de mananciais: o caso do sistema Cantareira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993, Natal. **Anais...** Natal: ABES, 1993. v. 2, p. 657-659.

- **Legislação**

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Lex**: coletânea de legislação e jurisprudência, v. 70, p. 3145-3166, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 53.494, de 2 de outubro de 2008. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas, as quase ameaçadas, as colapsadas, sobrexplotadas, ameaçadas de sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, v. 118, n. 187, 3 out. 2008. Seção I, p. 1-10.

- **Mapa**

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapa da vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 1998. Escala 1:5.000.000.

- **Documento Obtido por Via Eletrônica**

CATHARINO, E.L.M. et al. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>>. Acesso em: 16 set. 2009.



INSTITUTO  
FLORESTAL

SECRETARIA DO  
MEIO AMBIENTE



GOVERNO DO ESTADO  
DE SÃO PAULO