

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**Instituto de Biologia**

**Alessandra dos Santos Penha**

**INFLUÊNCIA DA PROPAGAÇÃO VEGETATIVA A PARTIR  
DE RAÍZES GEMÍFERAS NAS CARACTERÍSTICAS  
POPULACIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM  
FRAGMENTOS DE FLORESTAS ESTACIONAIS  
SEMIDECIDUAIS.**

Tese apresentada ao Instituto  
de Biologia da UNICAMP, para  
obtenção do Título de Doutor  
em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues  
Co-orientador: Prof. Dr. Luis Eduardo Aranha Camargo

Campinas, março de 2004.



**Local e data: Campinas, 03 de março de 2004.**

***Banca Examinadora:***

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues

---

Prof. Dr. Flavio Antonio Maães dos Santos

---

Prof. Dr. Pedro Luís Rodrigues de Moraes

---

Profa. Dra. Fernanda Amato Gaiotto

---

Prof. Dr. Sergius Gandolfi

---

Profa. Dra. Natália Macedo Ivanauskas

---

Prof. Dr. João Luis Ferreira Batista

---

**“Aqui o mar acaba e a terra principia”**  
José Saramago, *O Ano da Morte de Ricardo Reis*.

## AGRADECIMENTOS

Prof. Ricardo Ribeiro Rodrigues, pela orientação.

Prof. Luis Eduardo Aranha Camargo, pela co-orientação.

FAPESP, pela Bolsa de Doutorado concedida (Processo FAPESP: 99/06664-9).

Assessor científico da FAPESP.

Instituto Florestal, IBAMA, Instituto Agronômico de Campinas, proprietários e responsáveis pelos fragmentos florestais.

Membros da Pré-banca, Profa. Fernanda A. Gaiotto, Prof. Sergius Gandolfi e Prof. Pedro Luís R. Moraes, pelas excelentes sugestões.

Membros da Banca Examinadora.

UNICAMP, colegas da pós-graduação, funcionários e professores, especialmente Profa. Ana Tozzi, Prof. Fernando R. Martins e Prof. Jorge Y. Tamashiro.

ESALQ, USP.

Prof. João Luis F. Batista, Depto. de Ciências Florestais, ESALQ.

Laboratório de Sistemática Vegetal, ESALQ, Prof. Vinícius Castro Souza.

Laboratório de Genética Molecular, ESALQ, Dra. Cláudia B. Monteiro-Vitorello e Dra. Maeli Melloto.

Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF), ESALQ, especialmente Cibele Castro, Natália (Thaty), Silvana Cristina, Adriana Rozza, Mariana, Kamikase e Vicente.

Laboratório de Métodos Quantitativos, ESALQ, especialmente Jefferson Polizel.

Ana Claudia Oliveira, Francisco Antonioli, José Zandoval (Ciências Biológicas, ESALQ) e Gelson Fernandes (LARGEA, ESALQ), pela amizade, bom humor e auxílio imprescindível em campo. Pelo sorriso "24 horas" da Aninha, que me alegrou e me incentivou durante toda a amostragem de campo.

Maurício Gorenstein (Gnomo) e Geraldo Franco (Geraldinho), por terem me apresentado a E. E. de Caetetus e pelas várias dicas durante a amostragem de campo.

Amigos do Depto. de Ciências Biológicas, ESALQ, que me adotaram na Taxonomia e que tanto me ensinaram. Por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos: Silvana Vieira, Juliana, Viviane, Fiorella, Paulinha, Daniela Sampaio, Andréa, Farelo, Rodrigo Tsuji, Pinus, Renata, Samira, Wellington, Aninha, Gerson, Kuki, Prof. Lindolpho, Teresinha e Adriana Hayashi.

Amigos do Laboratório de Genética Molecular, ESALQ, pelo aprendizado diário, pelo eterno clima de bom humor e por terem feito de minha "iniciação" na genética uma experiência muitíssimo agradável: Olga, Daniela Truffi, Giovana, Maria Cristina, Paulo, Rodrigo, Célia, Viviane, Ana Paula, Kátia, Patricia, Osmar, Júlia, Marcelo, Flavia, Carol, Raphaelle, Fernando, Camila Francisco, André, Cristina, Evandro, Ademir, Jaqueline, Camila Brossi, Maria Tera, Alice, Mariana, Adriane e Mayla.

Amigos do LARGEA, ESALQ, Sybelle, Karina e Nivaldo.

Fernanda, Marcelinho e Felipe, minha família em Piracicaba.

Pablito e Célia, pelas conversas de final de tarde em nossa casa e pela imensa amizade.

Flaviana, mil vezes Flaviana! Por sua amizade imprescindível e pelos inúmeros bate-papos sem-fim. Agradeço também ao acaso, que permitiu nosso encontro em frente à Botânica, em janeiro de 2000. Flá, um "envelope" cheio de beijos pra você!

Viviane, a amiga de todas as horas, inclusive em períodos de tempestade, que até hoje tenta me ensinar que "tudo tem três lados" (tomando o verso de Samuel Rosa emprestado).

Mãe, Pai e Renato, eternamente! Por todo amor e apoio. Por acreditarem em mim o tempo todo, até mais que eu mesma.

Eraldo (winner total!), Menarquinha

Amigos que continuaram de plantão lá em Santos: Janira, Jussara, Miltinho, Jurandir, Ariane, Delaine e Delanie (quem é quem?), Glauca, Marcelém (da Jerusalém).

Deus, porque "maravilhosas são as tuas obras e a minha alma o sabe muito bem" (Salmo 139:14).

# ÍNDICE

	pág.
<b>Resumo Geral</b> .....	1
<b>Abstract</b> .....	3
<b>1. Introdução Geral</b>	
1.1. O papel da rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas na dinâmica de comunidades florestais .....	4
1.2. Identificação de clones através do marcador molecular RAPD .....	12
1.3. Objetivos .....	14
2. Bibliografia .....	16
<b>CAPÍTULO 1 – Identificação e análise da frequência de clones de <i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth. e de <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl., em fragmentos florestais com diferentes históricos de perturbação, utilizando marcadores RAPD.</b>	
Resumo .....	24
Abstract .....	25
1. Introdução .....	26
2. Materiais e Métodos .....	28
2.1. Caracterização dos fragmentos florestais .....	28
2.2. Amostragem das populações .....	29
2.3. Seleção de indivíduos e coleta de folhas .....	31
2.4. Extração de DNA .....	33
2.5. Análise RAPD .....	33
2.6. Análise de Agrupamento para identificação de possíveis clones.....	34
3. Resultados .....	35
3.1. <i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex. Benth. ....	35
3.1.2. Análise RAPD .....	36
3.1.3. Análise de agrupamento para identificação de possíveis clones.....	37
3.2. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. ....	42
3.2.3. Análise RAPD .....	43
3.2.4. Análise de agrupamento para identificação de possíveis clones.....	44
4. Discussão .....	46
4.1. <i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth. ....	46
4.2. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. ....	49
4.3. Efeitos da rebrota a partir de raízes gemíferas na biologia reprodutiva .....	51
5. Considerações .....	52
6. Bibliografia .....	53

**CAPÍTULO 2 – Influência da rebrota a partir de raízes nos padrões espaciais, fenológicos e reprodutivos de quatro espécies arbóreas de Florestas Estacionais Semidecíduais.**

Resumo .....	59
Abstract .....	61
1. Introdução .....	62
2. Material e Métodos .....	65
2.1. Áreas de estudo .....	65
2.2. Amostragem das populações .....	66
2.3. Análise do padrão espacial: função-K de Ripley .....	67
2.4. Fenologia das populações amostradas .....	68
2.5. Germinação de sementes .....	69
3. Resultados .....	71
3.1. Tamanho das populações .....	71
3.1.1. <i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth. ....	71
3.1.2. <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. ....	73
3.1.3. <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel .....	74
3.1.4. <i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze .....	76
3.2. Análise do padrão espacial: função-K de Ripley .....	77
3.4. Fenologia das populações amostradas .....	82
3.5. Germinação de sementes .....	85
4. Discussão .....	87
4.1. Influência da rebrota a partir de raízes na estrutura e padrão espacial das populações amostradas .....	87
4.2. Fenologia das populações e germinação de sementes .....	93
5. Considerações.....	97
6. Bibliografia .....	101
Anexos .....	108

**INFLUÊNCIA DA PROPAGAÇÃO VEGETATIVA A PARTIR DE RAÍZES GEMÍFERAS NAS  
CARACTERÍSTICAS POPULACIONAIS DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM FRAGMENTOS  
DE FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS.**

**Alessandra dos Santos Penha**

**Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues**

**Co-orientador: Prof. Dr. Luís Eduardo Aranha Camargo**

**Resumo Geral**

A rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas em ambientes florestais está associada à ocorrência de perturbações intensivas, como a passagem do fogo. Em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais de São Paulo, onde os processos de fragmentação são evidentes, este tipo de propagação vegetativa ainda é pouco quantificado, mas supõe-se que a frequência de emissão de brotos através de raízes seja maior em fragmentos florestais com histórico intensivo de perturbação, quando comparada a de fragmentos florestais melhor preservados. No Capítulo 1, foi determinado se os indivíduos das populações de *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. e de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl. em áreas alteradas pela passagem freqüente do fogo eram produtos de rebrota, pela identificação de clones através do marcador molecular RAPD. No Capítulo 2, a influência da propagação vegetativa a partir de raízes gemíferas nas características populacionais de quatro espécies arbóreas em fragmentos de florestas estacionais de São Paulo – *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus*, *Machaerium stipitatum* Vogel e *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze – foi discutida através da análise da função-K de Ripley, de observações fenológicas e da viabilidade das sementes. Populações das quatro espécies foram amostradas em fragmentos florestais com características distintas de perturbação: i) remanescentes que não foram atingidos por incêndios pelo menos há 50 anos; e ii) fragmentos que sofreram a ação intensiva de incêndios. A seleção de indivíduos para a análise RAPD baseou-se em mapas de indivíduos. Foram geradas matrizes de similaridade entre indivíduos e produzidos dendrogramas (UPGMA). Para *C. tomentosum*, foram identificados prováveis clones no fragmento florestal alterado, enquanto não foram identificados clones na área melhor preservada. No caso de *L. muehlbergianus*, não foram identificados clones no fragmento florestal alterado nem na área melhor preservada. No geral, as populações dos fragmentos florestais alterados apresentaram maiores abundâncias em áreas proporcionalmente menores às

áreas dos fragmentos florestais melhor preservados. A análise do padrão espacial através da função-K de Ripley apontou variações nos padrões espaciais das quatro espécies. De outubro de 2000 a março de 2003, as populações amostradas das quatro espécies apresentaram padrões fenológicos semelhantes entre si, com períodos de brotação de folhas, queda de folhas, floração e frutificação similares. A floração e frutificação de *M. stipitatum* não foram verificadas durante o período de observações, nos dois fragmentos florestais. Assim, foram coletados frutos de *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*, em seus respectivos fragmentos florestais, e depositados em casa de vegetação. Verificou-se 100% de germinação de sementes das três espécies, sob duas condições de luminosidade: luz plena e ambiente sombreado. A análise de variância revelou não existirem diferenças significativas entre tratamentos, assim como as medidas de comprimento dos folíolos terminais de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, e nem das folhas de *C. estrellensis*. Os resultados obtidos levaram à discussão sobre o papel dos distúrbios e da rebrota a partir de raízes gemíferas na dinâmica de regeneração natural de comunidades alteradas por perturbações.

**Influence of root suckering on populational characteristics of tree species in Seasonal Semideciduous forest fragments. Abstract:**

Tree species root suckering in tropical forests has generally been associated with frequent and intensive disturbances, such as fires. At São Paulo Seasonal Semideciduous forests (Southeast Brazil), forest fragmentation processes are very ancient and evident, but this kind of vegetative propagation has still been insufficiently quantified. In this sense, we hypothesized that root suckering frequency in disturbed forest fragments was higher than the frequency at preserved ones. This study was divided in two chapters. In Chapter 1, we analysed root sucker frequencies and level of similarity between individuals of two tree species, *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. and *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., in forest fragments with distinctive levels of disturbance by fires, through RAPD molecular markers. In Chapter 2, influence of root suckering of four tree species – *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus*, *Machaerium stipitatum* Vogel and *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze – was discussed through Ripley's K-function, phenological observations, seed viability, and seedling growth, concerning to different forest antropic disturbances levels. Populations of four species were sampled in two distinctive conditions: i) non fire-disturbed forest fragments for at least 50 years; and ii) fire-disturbed forest fragments. Individuals of *C. tomentosum* and *L. muehlbergianus* utilized in RAPD analysis (Chapter 1) were selected in according to their spatial disposition, from maps of individuals in each area. The dendrograms were built (UPGMA) through similarity matrixes: hence, individuals considered clones showed similarity values equal to 1,0. Young clones were detected for *C. tomentosum* at fire-disturbed forest fragment, whereas no clone was found at the non fire-disturbed forest fragment, in agreement with the hypothesis. In relation to *L. muehlbergianus*, no clones were identified, either at the fire-disturbed forest fragment or at the preserved one. Populations at preserved forest fragments showed generally lower individuals abundances, than populations at fire-disturbed forests (Chapter 2). In the former areas, clustered arrangement of individuals was observed. Spatial pattern analysis using Ripley's K-function pointed out differences in spatial patterns of the four species. Results indicated variations in the clumped patterns, probably associated with disturbance levels. The majority of the four tree species populations at non-fire disturbed forest fragments presented a clumped spatial pattern at all distance scales. In some populations at fire-disturbed fragments Ripley's K-function indicated a clumped pattern in small scales, in these areas distinctive groups of clumped individuals were observed, due to lower values of clumping in larger scales. From October 2000 to March 2003, populations of the four species showed similar phenological patterns, with analogous periods of production and maturing of new leaves, leaf shedding, flowering, and fruiting among populations. In relation to *M. stipitatum*, flowering and fruiting periods were not observed, neither at fire-disturbed forest fragment nor at the preserved one. Fruits of *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus*, and *C. estrellensis* were collected. All seeds of the three species germinated, under two light conditions: full-light and shaded environments. ANOVA indicated no significative differences in height growth, and also in leaflet length measures of *C. tomentosum* and *L. muehlbergianus*, and leaf length of *C. estrellensis*.

# 1. INTRODUÇÃO GERAL

## **1.1. O papel da rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas na dinâmica de comunidades florestais.**

As discussões que têm norteado os rumos dos estudos de dinâmica de comunidades vegetais sempre questionaram o grau de influência dos distúrbios e sua eficiência em gerar modificações na vegetação, em diversas escalas e sob diferentes interpretações (Laska 2001). Acompanhando o acúmulo de conhecimento sobre a dinâmica sucessional, nota-se que num primeiro momento defendia-se a idéia da comunidade atuar como um “super-organismo”, determinado pelo clima regional (*sensu* Clements 1936). De acordo com esta concepção, mesmo que qualquer tipo de perturbação fosse capaz de causar desequilíbrio à comunidade, aquela associação seria restabelecida com características idênticas à original (Kershaw 1973). Ainda que novos argumentos sobre a dinâmica tenham sido desenvolvidos a partir da proposição de um novo conceito individualista (*sensu* Gleason 1926), em contraposição às idéias de equilíbrio, unidirecionalidade e de previsibilidade das respostas da vegetação, os distúrbios continuaram a serem percebidos como um fenômeno extrínseco à comunidade, que não influenciavam o processo sucessional (Cook 1996).

A negação da existência de um estágio de maturidade e estabilidade pautava-se no pressuposto de que os distúrbios exerceriam forte influência na alteração das características estruturais da comunidade (Pickett & White 1985), através de mecanismos que limitassem a biomassa vegetal, pela sua destruição total ou parcial (Grime 1977, 1979). O regime de distúrbios e suas inúmeras variáveis passaram a ser incorporados em hipóteses e modelos que tratavam principalmente do balanço entre a disponibilidade de recursos e a habilidade competitiva específica, expressas nas histórias de vida e nas estratégias adaptativas das espécies (Drury & Nisbet 1973; Connel & Slatyer 1977; Grime 1977; Cattelino *et al.* 1979; Greig-Smith 1979; Tilman 1985; Huston & Smith 1987; Mortimer 1987; Stuefer 1996; Laska 2001).

A proposição do conceito de formação de mosaicos sucessionais (*sensu* Watt 1947) deixa implícita a noção de que vários tipos e intensidades de distúrbios podem atuar em diferentes pontos e extensões da floresta. Logo, o surgimento de clareiras, seguida de sua dinâmica de regeneração, relaciona-se diretamente com a ocorrência de distúrbios (Watt 1947; Whitmore 1989; Veblen 1989) de diferentes naturezas e intensidades. Sob a ação

combinada ou não destes fatores, clareiras de diversos tamanhos são formadas, quer pela queda de ramos e troncos, morte de alguns indivíduos, até a condição extrema de morte maciça de indivíduos.

Assim, a comunidade florestal constitui-se de porções de diferentes tamanhos, idades e em diferentes estádios cíclicos de recuperação, “mosaicos”, que passam pela fase inicial de formação da clareira, pela regeneração, até a maturidade estrutural (Watt 1947; Denslow 1985; Brokaw 1985). Portanto, os distúrbios podem ser considerados uma das maiores fontes geradoras de heterogeneidade ambiental, influenciando a seleção e evolução de grupos funcionais e de estratégias adaptativas (Pickett 1976; Sousa 1984).

A noção de que os distúrbios são capazes de exercer efeitos diretos sobre a dinâmica de regeneração de comunidades tropicais tornou-se bem mais perceptível e descrita nas últimas décadas, devido à preocupação com os processos acelerados de fragmentação florestal (Murcia 1995; Pandey & Shukla 2001; Laurance 2003), em função da interferência antrópica (Laurance *et al.* 2002; Martinez-Garza & Howe 2003). Estes fatores provavelmente motivaram a quantificação dos efeitos dos distúrbios (Uhl *et al.* 1981), a partir de experimentos e análises dos diversos mecanismos de regeneração natural e de sucessão secundária (Stocker 1981; Uhl *et al.* 1981; Uhl 1982), na tentativa de entender as principais conseqüências dos processos de fragmentação.

No caso das formações florestais da Amazônia, a fragmentação florestal está direta ou indiretamente ligada à ação do fogo (Nepstad *et al.* 2000). O número de incêndios acidentais e induzidos nas diversas formações de florestas tropicais tem aumentado nas últimas décadas em virtude de três motivos, pelo menos (Laurance 2003): predomínio de atividades de corte e queima para expansão pecuária, agrícola e extrativista; aumento no número de pessoas e propriedades envolvidas nestas atividades e aumento na freqüência e duração de períodos de estiagem, intensificados pelo fenômeno climático “El Niño”, que tornam trechos intactos de floresta e áreas já alteradas ainda mais suscetíveis às perturbações.

Extensas áreas da floresta amazônica têm sido atingidas por atividades de corte e queima (Holdsworth & Uhl 1997). Por este motivo, a taxa de degradação pelo fogo deve aumentar progressivamente, considerando a quantidade de focos de incêndios registrados através de imagens de satélite (Nepstad *et al.* 2000). Os efeitos da passagem do fogo sobre a estrutura, dinâmica e função da comunidade vegetal vêm sendo especialmente quantificados nestas formações (Uhl *et al.* 1981; Uhl & Buschbacher 1985; Uhl *et al.* 1990; Kauffman 1991; Kauffman *et al.* 1995; Holdsworth & Uhl 1997; Cochrane & Schulze 1999).

O histórico de intervenção antrópica e de fragmentação das Florestas Estacionais Semidecíduais do interior do Estado de São Paulo é bem mais antigo e evidente que o das formações amazônicas. Estas florestas encontram-se, agora, restritas a áreas relativamente pequenas, em propriedades particulares e unidades de conservação. A ocorrência de incêndios antrópicos nestas áreas foi uma prática bastante comum durante longos períodos (Cavassan *et al.* 1984; Castellani & Stubblebine 1993; Schlittler *et al.* 1995), geralmente associados às épocas de estiagem.

Além disso, outras formas de intervenção antrópica, como a extração seletiva de madeira, o avanço de áreas de pastagens e de cultivos agrícolas, especialmente da cultura de cana-de-açúcar, a proximidade de centros urbanos e zonas industriais, certamente exerceram influência determinante nos processos de fragmentação e nas características florísticas e estruturais de grande parte das áreas remanescentes. No entanto, a quantidade de informações acumuladas sobre a dinâmica secundária das florestas estacionais e sobre seus mecanismos de regeneração natural após o fogo ou outros tipos de distúrbios ainda é pequena (Matthes 1992; Castellani & Stubblebine 1993; Hayashi 1998; Penha 1998; Hayashi *et al.* 2001; Rozza 2003).

Em resposta à ação de distúrbios, mecanismos de regeneração podem ser ativados, como a germinação de sementes e a rebrota de estruturas vegetativas (Ewel 1980). Assim, os distúrbios exercem influência direta na alteração da estrutura da floresta, a partir do padrão de dominância de espécies ao longo do espaço e do tempo, já que diferentes espécies podem apresentar diferentes características de adaptação.

Tais características específicas devem refletir-se em flutuações e diferenças nas taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade, além de gerar diferenças nas proporções entre os diversos mecanismos de regeneração (Marod *et al.* 2002; Kennard & Putz dados não publicados), de acordo com a intensidade da perturbação e com a composição de espécies na área afetada e em suas imediações (Kennard *et al.* 2002). Neste contexto, o balanço entre a germinação de sementes e a rebrota deve oscilar em função da frequência e do grau de severidade do distúrbio (Stuefer 1996).

Se os distúrbios são capazes de alterar a composição e estrutura de espécies, determinando os rumos da dinâmica sucessional (Ewel *et al.* 1981; Uhl *et al.* 1981; Uhl & Jordan 1984; Kauffman *et al.* 1995; Miller & Kauffman 1998; Cochrane & Schulze 1999), parte desta mudança é devida à seleção de adaptações e estratégias ligadas à resistência ao longo do tempo, ainda que aparentemente os distúrbios florestais tenham sido considerados raros, não fossem as intervenções antrópicas (Sanford *et al.* 1985).

A ampla gama de adaptações e de mecanismos de regeneração deve variar em função de dois extremos de características ecológicas, partindo das espécies dependentes de clareiras, as “pioneiras”, até aquelas completamente dependentes de sombra, as “não-pioneiras” (Budowski 1965; Augspurger 1984; Hartshorn 1980). Esta classificação baseia-se no pressuposto de que algumas espécies são capazes de persistir no banco de sementes, necessitando de clareiras para alcançarem a maturidade, enquanto que outras não apresentam sementes com longos períodos de dormência, mas são capazes de germinar e crescer à sombra (Garwood 1989).

A germinação de sementes após a abertura de clareiras privilegia maciçamente espécies pioneiras, cujas sementes estavam depositadas no solo e que resistiram à perturbação. Ou ainda daquelas que vieram das imediações através da chuva de propágulos (Nepstad *et al.* 1996; Kennard *et al.* 2002). O seu recrutamento nestas situações é intenso (Uhl *et al.* 1981; Castellani & Stubblebine 1993; Holdsworth & Uhl 1997; Kammesheidt 1998; Cochrane & Schulze 1999) e rápido. Cerca de dois terços do total de sementes do banco podem germinar ainda no primeiro mês após a perturbação (Ewel *et al.* 1981).

Em alguns casos, a abundância de espécies pioneiras aumentou consideravelmente, dominando áreas severamente afetadas pelo fogo. A riqueza de espécies, ao contrário, apresentou relação negativa com a intensidade da perturbação (Uhl *et al.* 1981; Ewel *et al.* 1981; Castellani & Stubblebine 1993). Observou-se também que quanto maior a intensidade do incêndio, menor a densidade de sementes viáveis no solo e maiores as probabilidades de perda de plântulas e indivíduos jovens, verificados depois de um ano (Kennard *et al.* 2002).

A importância da rebrota como modo de sobrevivência de espécies arbóreas em florestas tropicais começou a ser discutida e quantificada, apenas com o início dos estudos de regeneração natural pós-fogo e com as questões de fragmentação (Stocker 1981; Uhl *et al.* 1981; Uhl 1982). Várias estruturas vegetativas que porventura conseguem resistir à perturbação, como caules e sistemas subterrâneos, são capazes de desenvolver gemas e lançar brotos (Lacey & Johnston 1990; Jeník 1994; Rijks *et al.* 1998; Thompson *et al.* 1998; Hoffmann 1999). Este tipo de propagação vegetativa não faz parte do modelo básico de conformação arquitetural do indivíduo. Trata-se de uma forma de crescimento e de recomposição de porções eliminadas da planta, que é gerada após o impacto de distúrbios (Lacey & Johnston 1990; Jeník 1994; Zedler 1995).

No caso da rebrota a partir de raízes, a capacidade de formação de gemas radiculares relaciona-se com a perda de dominância apical, à perda total ou parcial da parte

aérea da planta (Peterson 1975; Paukkonen & Kaupi 1992) e ao desequilíbrio hormonal, especialmente às concentrações de auxina (Schier 1973a, 1973b; Peterson 1975).

Uma das maiores diferenças da rebrota do sistema subterrâneo comparada à rebrota de caules ou de outras porções da planta é a possibilidade de serem desenvolvidas gemas em diferentes distâncias do tronco principal. Esta característica confere à planta a possibilidade de ocupação horizontal do espaço (Lacey & Johnston 1990). Logo, este tipo de rebrota seria dependente da arquitetura do sistema subterrâneo, da profundidade e diâmetro da raiz no ponto de emissão dos brotos e da distância do tronco principal. Entretanto, um levantamento qualitativo de árvores de uma floresta estacional alterada que rebrotaram a partir de raízes gemíferas indicou a emissão de brotos em diversas profundidades, diâmetros e distâncias do tronco principal (Penha 1998).

As demais partes vegetativas da planta são muito mais prejudicadas pela passagem do fogo e têm maior probabilidade de serem eliminadas, conforme o aumento na intensidade da perturbação (Lacey & Johnston 1990; Bellingham & Sparrow 2000). O sistema subterrâneo mantém-se protegido. As temperaturas do solo a uma profundidade de um centímetro parecem não exceder 55°C durante o incêndio (Coutinho 1978; Miranda *et al.* 1993), enquanto as demais estruturas aéreas da planta podem sofrer sérios danos, a ponto de perderem a capacidade de rebrota (Hoffmann 1998; Kennard *et al.* 2002).

Outra peculiaridade da rebrota de raízes em relação à ocupação do espaço horizontal é a capacidade dos brotos emitidos adquirirem independência fisiológica a partir da necrose do sistema subterrâneo original e do desenvolvimento de raízes secundárias (Penha 1998). Deste modo, o genótipo de um mesmo indivíduo pode tornar-se representado em vários pontos da floresta.

Os resultados obtidos até o momento indicam que a rebrota de árvores a partir de raízes em florestas tropicais está diretamente vinculada à ocorrência de perturbações (Bellingham & Sparrow 2000), apoiada pelo fato de não terem sido encontrados brotos em áreas que não sofreram o impacto de alterações intensivas, como fogo ou corte de árvores (Penha 1998; Kammesheidt 1998). A evolução deste mecanismo de regeneração sempre esteve relacionada à ocorrência de perturbações, que ao longo do tempo selecionaram a formação de gemas radiculares, que podem ser ativadas - “gemas adicionais” - ou desenvolvidas - “gemas reparativas” - após algum distúrbio (Peterson 1975; Bosela & Ewers 1997; Hayashi *et al.* 2001).

Existe a contra-argumentação de que este tipo de rebrota não estaria restrito apenas a ambientes alterados, mas seria uma característica regular de alguns arbustos e arvoretas

do subosque das formações florestais primárias (Greig 1993), que presumivelmente evoluiu como adaptação à baixa radiação neste estrato da floresta (Kammesheidt 1999). Ou ainda pelas altas taxas de danos mecânicos devido à formação da serrapilheira (Gavin & Peart 1999). Esta afirmação, contudo, é questionável e limitada em explicar o potencial de rebrota de árvores dos estratos superiores da floresta.

Nestes casos, seria mais plausível supor que os inúmeros distúrbios naturais capazes de gerar clareiras provavelmente selecionaram inúmeras estratégias de regeneração e persistência (Sanford *et al.* 1985), entre elas, a rebrota a partir de raízes (Lacey & Johnston 1990; Bellingham & Sparrow 2000). Tal possibilidade em parte pode ser justificada pela extensão da rebrota a diversos habitats, como os temperados (Koop 1987; Rood *et al.* 1994) e os savânicos (Hoffmann 1998; Grau & Veblen 2000). Também pelo fato da rebrota ser desencadeada por uma série de outras perturbações, além do fogo, que promovem a perda brusca da parte aérea da planta, como furacões (Putz & Brokaw 1989; Vandermeer *et al.* 1990; Basnet 1993; Hjerpe *et al.* 2001; Vandermeer *et al.* 2001), inundações (Rood *et al.* 1994), entre outras.

A proporção de caules gerados por propagação vegetativa a partir de raízes pode variar entre espécies com este potencial, entre formações florestais semelhantes e entre tipos florestais, havendo relação direta da rebrota com a intensidade do distúrbio (Miller & Kauffman 1998; Kammesheidt 1998, 1999; Cirne & Scarano 2001; Kennard *et al.* 2002). Em alguns casos, a proporção de rebrota após incêndios foi maior que a germinação de sementes, verificando-se a dominância da rebrota em relação à altura, tamanho da copa e diâmetros basais (Dickinson *et al.* 2000; Kennard *et al.* 2002).

O número de caules originados por propagação vegetativa pode diminuir conforme o aumento da intensidade do fogo, levando ao aumento da mortalidade de brotos após um ano (Kennard *et al.* 2002). Algumas espécies com potencial de rebrota a partir de raízes, especialmente *Centrolobium microchaete* Mart. ex Benth., apresentaram maior abundância após tratamentos de incêndios de “baixa intensidade” (temperatura média de  $225 \pm 33^\circ\text{C}$ ) e de remoção da parte aérea das plantas (Kennard & Putz dados não publicados).

Dependendo das características da perturbação, portanto, a rebrota pode acelerar o recobrimento da área afetada mesmo sob condições de maior escassez de recursos, além de apresentar taxas de crescimento maiores que sementes recrutadas após um incêndio (Hoffmann 1998). As taxas de crescimento dos brotos provavelmente são superiores devido à maior quantidade de recursos disponíveis em um sistema radicular já estabelecido,

comparados aos recursos relativamente limitados das sementes (Lovett-Doust 1981; Pitelka & Ashmun 1985; Jeník 1994).

É interessante observar que na maioria dos experimentos e estudos de dinâmica secundária, a rebrota é uma capacidade verificada para espécies não-pioneiras (Putz & Brokaw 1989; Kauffman 1991; Castellani & Stubblebine 1993; Penha 1998; Miller & Kauffman 1998; Rodrigues *et al.* no prelo), apesar de haver controvérsias de que tal relação seja significativa (Kammesheidt 1998; Dickinson *et al.* 2000). Esta constatação, no entanto, deve estar relacionada às limitações metodológicas que delimitam os termos e comprovam as características que atualmente definem o *status* sucessional das espécies, uma vez que os estudos de auto-ecologia de árvores tropicais ainda são escassos (Kammesheidt 2000).

Independente desta discussão, a rebrota explicaria a presença de espécies características de estádios mais avançados da sucessão florestal logo após a abertura de clareiras, sob condições onde a germinação de sementes e o desenvolvimento de indivíduos poderiam ser limitados (Putz & Brokaw 1989; Kauffman 1991; Kammesheidt 1998; Negreros-Castillo & Hall 2000).

A influência direta no padrão espacial das populações em áreas alteradas por distúrbios é uma das possíveis conseqüências da rebrota de raízes, que seria refletida no aumento da abundância de indivíduos e na sua agregação, com a formação de “reboleiras”. A rebrota de raízes confere a ocupação horizontal do espaço, mas esta distância é relativamente curta, comparada à probabilidade de alcance na dispersão de pólen e propágulos, já que está restrita à arquitetura do sistema subterrâneo (Lacey & Johnston 1990). Em alguns casos foi verificada uma distância máxima de seis metros em relação ao tronco principal (Penha 1998). Em outros, foram observados extremos de até 20 m de distância (Rodrigues *et al.* no prelo).

Considerando a hipótese de que os clones emitidos a partir de raízes crescem e atingem a maturidade reprodutiva, algumas possibilidades podem ser apontadas em relação a mudanças nos padrões de biologia reprodutiva e, por conseqüência, na diversidade genética destas populações. Sobre as espécies com sistema misto de reprodução sexuada e que rebrotam a partir de raízes, poderia ser gerado um aumento nas taxas de endogamia, devido ao cruzamento entre aparentados (Handel 1985). Entretanto, ainda não é possível serem feitas generalizações sobre a suscetibilidade da comunidade à fragmentação florestal, baseando-se nos dados disponíveis sobre sistemas reprodutivos e biologia de polinização (Aizen *et al.* 2002). Nem sobre até que ponto o impacto da rebrota seria realmente negativo (Bond 1994).

Finalmente, destaca-se que a perda rápida da biodiversidade pode ser considerada uma das maiores conseqüências da fragmentação florestal (Putz *et al.* 2001). Ainda sabe-se pouco sobre como as florestas tropicais podem ser melhor manejadas após um distúrbio para aumentar sua biodiversidade. Mesmo assim, de acordo com Putz *et al.* (2001), existem três conclusões primárias sobre o manejo e a conservação que devem ser consideradas na preparação de propostas de recuperação e restauração florestal. Em primeiro lugar, diferentes intensidades de impacto devem gerar diferentes efeitos nos componentes da diversidade. Em segundo, alguns atributos e componentes da diversidade são mais sensíveis que outros em relação ao manejo. Em terceiro, apenas a intervenção mínima de perturbações antrópicas protegeria todos os componentes da biodiversidade.

Neste sentido, é indispensável compreender os prováveis impactos da fragmentação florestal (Pacheco & Simonetti 2000; Couvet 2002), em conjunto com a proteção de extensas áreas florestais na forma de unidades de conservação, como estratégias necessárias para assegurar a manutenção da biodiversidade. Também se torna importante quantificar os aspectos ecológicos e genéticos envolvidos na rebrota de raízes em comunidades alteradas, pensando na possibilidade de utilizar este tipo de propagação vegetativa no estabelecimento de metodologias de restauração florestal.

A princípio, a emissão de clones a partir de raízes poderia ser um modo de garantir a manutenção de genótipos bem adaptados e resistentes (Sebens & Thorne 1985; Richards 1986), que toleram maiores períodos com pequeno ou nenhum recrutamento, associados aos longos ciclos de vida de cada geração (Bond & Midgley 2001).

Nas atividades que visam a restauração florestal, o crescimento mais rápido de caules gerados pela rebrota a partir de raízes (Kennard *et al.* 2002) poderia permitir que sementes de outras espécies mais exigentes em relação à quantidade e qualidade de luz sejam recrutadas. Também poderiam auxiliar no recobrimento rápido do solo, permitindo a conservação local de nutrientes. De qualquer forma, são necessárias intervenções para evitar o domínio por uma ou poucas espécies, garantindo o andamento da sucessão florestal e o restabelecimento das relações ecológicas originais da floresta (Schnitzer *et al.* 2000; Gerwing 2001).

## **1.2. Identificação de clones através do marcador molecular RAPD.**

Em florestas recém-atingidas por incêndios é possível observar a ocorrência de rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas pela exposição do sistema subterrâneo e comprovação visual da ligação entre os caules jovens e os troncos principais (Penha 1998; Kammesheidt 1998, 1999; Rodrigues *et al.* no prelo). Mas esta metodologia não é eficiente para verificar a rebrota de raízes em populações estabelecidas em remanescentes com histórico antigo de perturbação, porque as ligações entre os troncos principais e os brotos emitidos podem ter sido interrompidas quando os brotos ainda eram jovens (Penha 1998).

A utilização de técnicas moleculares, como isoenzimas ou marcadores genéticos baseados em DNA seria uma alternativa para realizar inferências sobre a origem clonal de indivíduos (Cheliak & Pitel 1984; Huenneke 1985; Ellstrand & Roose 1987; Bucci & Menozzi 1995; Yeh *et al.* 1995; Rocha & Macdowell 1997; Montalvo *et al.* 1997).

Isoenzimas já foram utilizadas no reconhecimento de clones (Ellstrand & Roose 1987; Eckert & Barret 1993; Montalvo *et al.* 1997). Mas o número restrito de locos isoenzimáticos poderia limitar a identificação de polimorfismos e a identificação segura de clones (Ferreira & Grattapaglia 1998). Marcadores genéticos baseados em seqüências repetitivas de DNA, como minissatélites (VNTR) e microsatélites (SSR), além de representarem uma ampla fonte de polimorfismo genético, apresentam a grande vantagem de serem co-dominantes. Isso significa que ambos marcadores expressam tanto genótipos homozigotos quanto heterozigotos. Por esta razão, contêm maior informação genética, tornando testes de paternidade ou de origem clonal mais precisos (Ferreira & Grattapaglia 1998; Miwa *et al.* 2001). No entanto, requerem o desenvolvimento prévio de sondas específicas para a análise genética do organismo de interesse (Ferreira & Grattapaglia 1998).

O marcador molecular RAPD (“DNA Polimórfico Amplificado Aleatoriamente”) permite gerar uma grande quantidade de polimorfismos em segmentos aleatórios de DNA. Este marcador foi utilizado com ferramenta para identificação de clones de *Pterodon pubescens* Benth. (Leguminosae), uma espécie arbórea de cerrado (Rocha & Macdowell 1997). Outros trabalhos de identificação de clones a partir desta técnica já foram desenvolvidos, principalmente em ambientes temperados (Bucci & Menozzi 1995; Stewart & Poter 1995; Yeh *et al.* 1995). Trata-se de uma técnica em que o DNA de interesse é amplificado, ou seja, uma grande quantidade de certos fragmentos de DNA é produzida a partir de uma diminuta amostra de DNA do indivíduo a ser avaliado. Este processo utiliza seqüências aleatórias de

nucleotídeos iniciadores (“primers”), geralmente com extensão de 10 pares de bases, as quais flanqueiam seqüências desconhecidas e aleatórias do DNA da amostra (Willians *et al.* 1990). A amplificação ocorre com o auxílio da enzima *Taq* polimerase (Saiki *et al.* 1988).

Geralmente, cada “primer” arbitrário amplifica vários segmentos de DNA ao mesmo tempo em diversos pontos do genoma, resultando em diferentes fragmentos que são separados na eletroforese em gel de agarose. Sua visualização é feita sob luz ultravioleta, com o auxílio do corante brometo de etídio. Os polimorfismos, ou seja, as diferenças genéticas entre indivíduos, são amostradas como presença e ausência de fragmentos de DNA amplificados, cuja separação ocorre com base no comprimento das seqüências amplificadas.

Nesta técnica, apenas um alelo é detectado. A presença do fragmento amplificado indica um genótipo dominante que pode ser homozigoto ou heterozigoto. A ausência do fragmento indica um genótipo recessivo. Os fragmentos produzidos podem ser interpretados e convertidos em dados de similaridade entre indivíduos (Ferreira & Grattapaglia 1998). No caso de indivíduos geneticamente idênticos (clones), o padrão de presença e ausência de fragmentos deve ser exatamente o mesmo. Quanto maior o polimorfismo de fragmentos entre indivíduos, maior a divergência genética entre eles (Rocha & Macdowell 1997).

O marcador molecular RAPD já foi utilizado em estudos que enfocavam a conservação de espécies raras ou ameaçadas de extinção (James & Ashburner 1997; Rossetto *et al.* 1995; Stewart & Poter 1995). Porém, apresenta algumas desvantagens, como o desconhecimento das funções das regiões amplificadas, sua sensibilidade às condições das reações, o que dificulta a padronização do protocolo, além da perda de informação sobre a diversidade da população em questão, por se tratar de um marcador dominante (Ferreira & Grattapaglia 1998).

A análise RAPD envolve três procedimentos: a extração de DNA, a amplificação de DNA propriamente dita e a observação dos fragmentos amplificados após a eletroforese. A extração de DNA (Doyle & Doyle 1987) caracteriza-se por utilizar o detergente catiônico CTAB (“Cationic Hexadecyl Trimethyl Ammonium Bromide”). A quantificação do DNA geralmente é realizada através da estimativa da concentração total de DNA, pela análise comparativa de amostras coradas com brometo de etídio em géis de agarose (1,0%), submetidas à eletroforese (Ferreira & Grattapaglia 1998). Este procedimento consiste na utilização de uma seqüência de concentrações ascendentes de DNA  $\lambda$  padrão (DNA de vírus  $\lambda$  de concentração conhecida) ao lado das amostras de DNA a serem estimadas. A

observação é realizada sob luz ultravioleta, com base intensidade luminosa dos fragmentos gerados.

Para a análise de marcadores RAPD, é necessária a triagem de “primers” de melhor qualidade e quantidade de fragmentos produzidos, utilizando-se um pequeno número de indivíduos da amostragem. A amplificação do DNA é um processo que envolve três etapas, a saber, sua desnaturação, o anelamento do “primer” e a extensão da molécula de DNA. A fita dupla de DNA é desnaturada elevando-se a temperatura para 91 - 95°C. Durante a fase de anelamento, a temperatura é rapidamente reduzida para 35 - 60°C, o que permite a hibridização do “primer” com as seqüências complementares de DNA. Finalmente, a temperatura é elevada para 70 - 72°C para que a *Taq* polimerase realize a extensão a partir de cada terminal 3' do “primer”, envolvendo a adição dos nucleotídeos para a duplicação da seqüência alvo. Este ciclo é repetido de 30 a 40 vezes em termocicladores, de maneira que a amplificação segue progressão geométrica (Ferreira & Grattapaglia 1998).

### **1.3. Objetivos.**

Considerando as prováveis conseqüências da rebrota a partir de raízes gemíferas, este trabalho pretendeu responder se haveria diferenças entre populações de espécies arbóreas em fragmentos com históricos de perturbação distintos, em relação aos padrões espaciais, fenológicos e de reprodução sexuada. Além disso, questionou se seriam identificados clones em populações de espécies arbóreas com este potencial em áreas alteradas por perturbações. Algumas hipóteses foram formuladas:

- ✓ Seriam observadas diferenças na abundância e no padrão espacial entre populações em fragmentos com históricos distintos de perturbação;
- ✓ O padrão fenológico e a viabilidade das sementes produzidas pelas populações de áreas alteradas seriam semelhantes às populações de áreas que não foram alvo de incêndios;
- ✓ Esperava-se verificar aumento na proporção de emissão de clones em fragmentos florestais com histórico de perturbação pelo fogo.

Este estudo apresentou os seguintes objetivos:

- I) Discutir a influência da rebrota a partir de raízes gemíferas e de perturbações intensivas nas características populacionais de quatro espécies arbóreas em fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais do interior do Estado de São Paulo: *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. (Leguminosae), *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl. (Leguminosae), *Machaerium stipitatum* Vogel (Leguminosae) e *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze (Lecythydaceae);
- II) Verificar se os indivíduos das populações de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus* em áreas alteradas pela passagem freqüente do fogo eram produtos de eventos de propagação vegetativa, pela identificação de clones através do marcador molecular RAPD;
- III) Comparar a distribuição espacial das populações nos fragmentos florestais;
- IV) Verificar o padrão fenológico e a viabilidade das sementes produzidas pelas populações amostradas.

As quatro espécies arbóreas selecionadas para este estudo (Anexo 1) apresentam potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas (Penha 1998; Rodrigues *et al.* no prelo). A escolha das espécies arbóreas baseou-se em critérios que incluíram as características ecológicas de cada espécie (estádio sucessional), a sua relevância na estrutura de comunidades florestais do interior do Estado de São Paulo, a sua ocorrência em diversos remanescentes florestais, além da viabilidade e eficiência na utilização da técnica de identificação de clones.

Leguminosae é a família com o maior número de espécies arbóreas florestais com raízes gemíferas, (Penha 1998; Rodrigues *et al.* no prelo). É considerada uma das famílias com maior riqueza de espécies na maior parte dos remanescentes de florestas estacionais semidecíduais do interior do Estado de São Paulo. As espécies previamente selecionadas são de ocorrência comum nestes remanescentes, ocupando, em algumas áreas, posições de destaque na estrutura fitossociológica destas comunidades. Apresentaram um grande número de brotos emitidos a partir de raízes gemíferas, (Penha 1998).

Este trabalho foi organizado em dois capítulos. O primeiro capítulo trata da identificação e análise de freqüência de clones das espécies *C. tomentosum* e *L. muehlbergianus*. O segundo capítulo apresenta a comparação dos padrões espaciais e fenológicos e da viabilidade de sementes das populações amostradas das quatro espécies arbóreas.

## 2. BIBLIOGRAFIA

- Aizen, M.A.; Ashworth, L. & Galetto, L. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter? **Journal of Vegetation Science**, 13: 885-892.
- Augspurger, C.K. 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. **Ecology**, 65 (6): 1705-1712.
- Basnet, K. 1993. Recovery of a tropical rain forest after hurricane damage. **Vegetatio**, 109: 1-4.
- Bellingham, P.J. & Sparrow, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos**, 89 (2): 409-416.
- Bond, W.J. 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator/disperser disruption on plant extinctions. **Philosophical Transcriptions of the Royal Society of London Series B**, 344: 83-90.
- Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution**, 16 (1): 45-50.
- Bosela, M.J. & Ewers, F.W. 1997. The mode of origin of root buds and root sprouts in the clonal tree *Sassafras albidum* (Lauraceae). **American Journal of Botany**, 84 (11): 1466-1481.
- Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, 66 (3): 682-687.
- Bucci, G. & Menozzi, P. 1995. Genetic variation of RAPD markers in *Picea abies* Karst. population. **Heredity**, 75: 188-197.
- Budowski, G. 1965. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, 15 (1): 40-42.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16(2): 181-203.
- Cattelino, P.J.; Noble, I.R.; Slatyer, R.O. & Kessel, S.R. 1979. Predicting the multiple pathways of plant succession. **Environmental Management**, 3 (1): 41-50.
- Cavassan, O.; Cesar, O. & Martins, F.R. 1984. Fitossociologia de vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 7: 91-106.
- Cheliak, W.M. & Pitel, J.A. 1984. Electrophoretic identification of clones in trembling aspen. **Canadian Journal of Forest Research**, 14: 740-743.
- Cirne, P. & Scarano, F.R. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legalis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in south-eastern Brazil. **Journal of Ecology**, 89: 351-357.
- Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. **Journal of Ecology**, 24: 252-284.
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, 31 (1): 2-16.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, 111: 1119-1144.

- Cook, J. 1996. Implications of modern successional theory for habitat typing: a review. **Forest Science**, 42 (1): 67-75.
- Coutinho, L.M. 1978. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. I. A temperatura do solo durante as queimadas. **Revista Brasileira de Botânica**, 1: 93-96.
- Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. **Conservation Biology**, 16 (2): 369-376.
- Denslow, J.S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. In: S.T. Pickett & P.S. White. **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. Academic Press Inc., New York. pp. 307-322.
- Dickinson, M.B.; Whigham, D.F. & Hermann, S.M. 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, 134: 137-151.
- Doyle, J.J. & Doyle, J.L. 1987. A rapid DNA isolation procedure for small amounts of fresh leaf tissue. **Phytochemistry Bulletin of Methods**, 19: 11-15.
- Drury, W.H. & Nisbet, I.T. 1973. Succession. **Journal of the Arnold Arboretum**, 54 (3): 331-368.
- Eckert, C.G. & Barret, C.H. 1993. Clonal reproduction and patterns of genotypic diversity in *Decodon verticillatus* (Lythraceae). **American Journal of Botany**, 80:1175-1182.
- Ellstrand, N.C. & Roose, M.L. 1987. Patterns of genotypic diversity in clonal plant species. **American Journal of Botany**, 74:123-131.
- Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica**, 12: 2-7.
- Ewel, J.; Berish, C.; Brown, B.; Price, N. & Raich, J. 1981. Slash and burn impacts on a costa rican wet forest site. **Ecology**, 62 (3): 816-829.
- Ferreira, M. & Grattapaglia, D. 1998. **Introdução ao uso de marcadores RAPD e RFLP em análise genética**. Embrapa, Cenargen. Brasília.
- Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks. In: M.A. Leck; R.L. Simpson & V.T. Parker, eds. **Ecology of Seed Banks**. Academic Press Inc., New York.
- Gavin, D.G. & Peart, D.R. 1999. Vegetative life history of a dominant rain forest canopy tree. **Biotropica**, 31 (2): 288-294.
- Gerwing, J.J. 2001. Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for a logged forest in the eastern Amazon. **Journal of Applied Ecology**, 38: 1264-1276.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of plant association. **Bulletin of Torrey Botanical Club**, 53: 7-26.
- Grau, R.H. & Veblen, T.T. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. **Journal of Biogeography**, 27 (5): 1107-1121.
- Greig, N. 1993. Regeneration mode in neotropical *Piper* : habitat and species comparisons. **Ecology**, 74 (7): 2125-2135.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in vegetation. **Journal of Ecology**, 67: 755-779.

- Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, 111: 1169-1194.
- Grime, J. P. 1979. **Plant strategies and vegetation processes**. John Willey & Sons. Chichester.
- Handel, S.N. 1985. The intrusion of clonal growth patterns on plant breeding systems. **The American Naturalist**, 125: 367-384.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, 12: 23-30.
- Hayashi, A.H. 1998. **Estudos anatômicos de raízes gemíferas de espécies arbóreas e arbustivas de um fragmento florestal em Campinas (SP), Brasil**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo. Piracicaba.
- Hayashi, A. H., Penha, A. S., Rodrigues, R. R. & Appezzato-da-Glória, B. 2001. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of brazilian tree species. **Australian Journal of Botany**, 49: 745-751.
- Hjerpe, J.; Hedenas, H. & Elmqvist, T. 2001. Tropical rain forest recovery from cyclone damage in Samoa. **Biotropica**, 33 (2): 249-259.
- Hoffman, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, 35: 422-433.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, 80 (4): 1354-1369.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1997. Fire in amazonian selectively logged rain forest and the potencial for fire reduction. **Ecological Applications**, 7 (2): 713-725.
- Huenneke, L. 1985. Spatial distribution of genetic individuals in thickets of *Alnus incana* ssp. *rugosa*, a clonal shrub. **American Journal of Botany**, 72: 152-158.
- Huston, M. & Smith, T. 1987. Plant succession: life history and competition. **The American Naturalist**, 130 (2): 168-198.
- James, E.A. & Ashburner, G.R. 1997. Intraspecific variation in *Astelia australiana* (Liliaceae) and implications for the conservation of this australian species. **Biological Conservation**, 82: 253-261.
- Jeník, J. 1994. Clonal growth in woody plants: a review. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica**, 29: 291-306.
- Kammesheidt, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in eastern Paraguay. **Plant Ecology**, 139: 155-165.
- Kammesheidt, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 143-157.
- Kammesheidt, L. 2000. Some autoecological characteristics of early to late successional tree species in Venezuela. **Acta Oecologica**, 21 (1): 37-48.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica**, 23 (3): 219-224.

- Kauffman, J.B.; Cummings, D.L.; Ward, D.E. & Babbitt, R. 1995. Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia**, 104: 397-408.
- Kennard, D.K. & Putz, F.E. dados não publicados. Differential responses of Bolivian timber species to prescribed fire and other gap treatments.
- Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S. & Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, 162: 197-208.
- Kershaw, K.A. 1973. **Quantitative and Dynamic Plant Ecology**: Edward Arnold. London.
- Kington, S.K.; James, E.A. & Drinnan, A.N. 2002. Reproductive biology and genetic marker diversity in *Gravillea infecunda* (Proteaceae), a rare plant with no known seed production. **Australian Systematic Botany**, 15 (4): 485-492.
- Koop, H. 1987. Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. **Vegetatio**, 72: 103-110.
- Lacey, C.J. & Johnston, R.D. 1990. Woody clumps and clumpwoods. **Australian Journal of Botany**, 38: 299-334.
- Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. **Plant Ecology**, 157: 77-99.
- Laurance, W.F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, 18 (5): 209-212.
- Laurance, W.F.; Albernaz, A.K.M.; Schroth, G.; Fearnside, P.M.; Bergen S.; Venticinque, E.M. & Costa, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, 29 (5-6): 737-748.
- Lovett-Doust, L. 1981. Population dynamics and local specialization in a clonal perennial (*Ranunculus repens*). I. The dynamics of ramets in contrasting habitats. **Journal of Ecology**, 69: 743-755.
- Marod, D.; Kutintara, U.; Tanaka, H. & Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, 161: 41-57.
- Martinez-Garza, C. & Howe, H.F. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. **Journal of Applied Ecology**, 40 (3): 423-429.
- Matthes, L.A.F. 1992. **Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo – Santa Genebra – Campinas, São Paulo**. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Miller, P.M. & Kauffman, J.B. 1998. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. **Forest Ecology and Management**, 103: 191-201.
- Miranda, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.O.F. & Dias, B.F.S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed cerrado fires in central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 9: 313-320.
- Miwa, M.; Tanaka, R.; Yamanoshita, T.; Norisada, M.; Kojima, K. & Hogetsu, T. 2001. Analysis of clonal structure of *Melaleuca cajuputi* (Myrtaceae) at a barren sandy site in Thailand using microsatellite polymorphism. **Tree-Structure and Function**, 15 (4): 242-248.

- Montalvo, A.M.; Conrad, S.G.; Conkle, M.T. & Hodgskiss, P.D. 1997. Population structure, genetic diversity, and clone formation in *Quercus chrysolepis* (Fagaceae). **American Journal of Botany**, 84 (11): 1553-1564.
- Mortimer, A.M. 1987. Contributions of plant population dynamics to understanding early succession. In: A.J. Gray; M.J. Crawley & P.J. Edwards. **Colonization, succession and stability**. Blackwell Scientific Publications. London. pp. 57-80.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, 10 (2): 58-62.
- Negreros-Castillo, P. & Hall, R.B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. **Forest Ecology and Management**, 126: 399-403.
- Nepstad, D.C.; Uhl, C.; Pereira, C.A. & Silva, J.M.C. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos**, 76: 25-39.
- Nepstad, D.; Veríssimo, A. & Moutinho, P. 2000. O empobrecimento oculto da floresta amazônica. **Ciência Hoje**, 157 (27): 70-73.
- Pacheco, L.F. & Simonetti, J.A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. **Conservation Biology**, 14 (6): 1766-1775.
- Pandey, S.K. & Shukla, R.P. 2001. Regeneration strategy and plant diversity status in degraded sal forests. **Current Science**, 81 (1): 95-102.
- Paukkonen, K. & Kaupi, A. 1992. Root and stump buds as structural faculties for reinvigoration in *Alnus incana* (L.) Moench. **Flora** 187:353-367.
- Penha, A.S. 1998. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Peterson, R.L. 1975. The organisation and structure of roots. In: J.G. Torrey; & D.T. Clarkson (eds.). **The development and function of roots**. Academic Press, London. p. 126-161.
- Pickett, S.T.A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. **The American Naturalist**, 110: 107-119.
- Pickett, S.T. & White, P.S. 1985. Patch dynamics: a synthesis. In: S.T. Pickett & P.S. White. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press Inc. New York. pp. 372-384.
- Pitelka, L.F. & Ashmun, J.W. 1985. Physiology and integration of ramets in clonal plants. In: J.B.C. Jackson; L.W. Buss & R.E. Cook (eds.). **Population Biology and Evolution of Clonal Organisms**. Yale University Press. New Haven. pp.399-435.
- Putz, F.E. & Brokaw, N.V.L. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, 70 (2): 508-512.
- Putz, F.E.; Blate, G.M.; Redford, K.H.; Fimbel, R. & Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, 15 (1): 7-20.
- Richards, A.J. 1986. **Plant breeding systems**. Allen & Unwin, London.

- Rijks, M.H.; Malta, E.J. & Zagt, R.J. 1998. Regeneration through sprout formation in *Chlorocardium rodiei* (Lauraceae) in Guyana. **Journal of Tropical Ecology**, 14: 463-475.
- Rocha, D.M.S. & Macdowell, S. 1997. Identificação de clones de *Pterodon pubescens* Benth. (Leguminosae, Papilionoidade) através da técnica de RAPD. In: L.L. Leite & C.H. Saito (orgs.). **Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado – Trabalhos selecionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil**. Universidade de Brasília. Brasília.
- Rodrigues, R.R.; Torres R.B.; Matthes, L.A.F. & Penha A.S. no prelo. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fire. **Brazilian Archives of Biology and Technology**.
- Rood, S.B.; Craig, H.; Sanche, T. & Mahoney, J.M. 1994. Clonal reproduction of riparian cottonwoods in Southern Alberta. **Canadian Journal of Botany**, 72: 1766-1774.
- Rossetto, M.; Weaver, P.K. & Dixon, K.W. 1995. Use of RAPD analysis in devising conservation strategies for the rare and endangered *Grevillea scapigera* (Proteaceae). **Molecular Ecology**, 4: 321-329.
- Rozza, A.F. 2003. **Manejo e regeneração de trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, São Paulo**. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Saiki, R.K.; Gelfand, D.H.; Stoffel, S.; Scharf, S.J.; Higuchi, G.; Horn, G.T.; Mullis, K.B. & Erlich, H.A. 1988. Primer-directed enzymatic amplification of DNA with a thermostable DNA polymerase. **Science**, 239: 487-491.
- Sanford, R.L.; Sadarriaga, J.G.; Clark, K.E; Uhl, C. & Herrera, R. 1985. Amazon rain forest fires. **Science**, 277: 53-55.
- Scheinert, P.; Behrens, B. & Kahle, D. 2001. **Optimizing DNA amplification protocols using the Eppendorf® Mastercycler®**. [http://www.brinkmann.com/PCR\\_appl\\_protocols\\_MC.asp](http://www.brinkmann.com/PCR_appl_protocols_MC.asp) (06/05/2001).
- Schier, G.A. 1973a. Origin and development of aspen root suckers. **Canadian Journal of Forestry Research**, 3: 45-53.
- Schier, G.A. 1973b. Seasonal variation in sucker production from excised roots of *Populus tremuloides* and the role of endogenous auxin. **Canadian Journal of Forestry Research**, 3: 459-461.
- Schlittler, F.H.M.; Marinis, G. & César, O. 1995. Estudos fitossociológicos na floresta do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema, SP). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, 38(1): 217-234.
- Schnitzer, S.A.; Dalling, J.W. & Carson, W.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology**, 88: 655-666.
- Sebens, K.P. & Thorne, B.L. 1985. Coexistence of clones, clonal diversity, and the effects of disturbance. In: J.B.C. Jackson; L.W. Buss & R.E. Cook (eds.). **Population Biology and Evolution of Clonal Organisms**. Yale University Press. New Haven. pp. 357-398.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 15: 353-391.
- Stewart, C.N. & Poter, D.M. 1995. RAPD profiling in biological conservation: an application to estimating clonal variation in rare and endangered *Iliama* in Virginia. **Biological Conservation**, 74: 135-142.

- Stocker, G.C. 1981. Regeneration of a north Queensland rain forest following felling and burning. **Biotropica**, 13: 86-92.
- Stuefer, J.F. 1996. Potential and limitations of current concepts regarding the response of clonal plants to environmental heterogeneity. **Vegetatio**, 127: 55-70.
- Tilman, D. 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. **The American Naturalist**, 125 (6): 827-852.
- Thompson, J.; Proctor, J.; Scott, D.A.; Fraser, P.J.; Mars, R.H.; Miller, R.P. & Viana, V. 1998. Rain forest on Manacá Island, Roraima, Brazil: artificial gaps and plant response to them. **Forest Ecology and Management**, 102: 305-321.
- Uhl, C.; Clark, K.; Clark, H. & Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, 69: 631-649.
- Uhl, C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the amazon rain forest of Venezuela. **Interciencia**, 7 (1): 19-24.
- Uhl, C. & Jordan, C.F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology**, 65 (5): 1476-1490.
- Uhl, C. & Buschbacher, R.A. 1985. Disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective harvesting in the Eastern Amazon. **Biotropica**, 17: 265-268.
- Uhl, C.; Kauffman, J.B. & Silva, E.D. 1990. Os caminhos do fogo na Amazônia. **Ciência Hoje**, 11 (65): 25-32.
- Vandermeer, J.; Zamora, N.; Yih, K. & Boucher, D. 1990. Regeneración inicial en una selva Tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. **Revista de Biología Tropical**, 38 (2B): 347-359.
- Vandermeer, J.; Boucher, D.; de la Cerda, I.G. & Perfecto, I. 2001. Growth and development of the thinning canopy in a post-hurricane tropical rain forest in Nicaragua. **Forest Ecology and Management**, 148 (1-3): 221-242.
- Veblen, T.T. 1989. Tree regeneration responses to gaps along a transandean gradient. **Ecology**, 70 (3): 541-543.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. **Journal of Ecology**, 35 (1-2): 1-22.
- Williams, J.G.K.; Kubelik, A.R.; Livak, K.J.; Rafalski, L.A. & Tingey, S.V. 1990. DNA polymorphism amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. **Nucleic Acids Research**, 18: 6531-6535.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, 70 (3): 536-538.
- Yeh, F.C.; Chong, D.K.X. & Yang, R.C. 1995. RAPD variation within and among natural populations of trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) from Alberta. **Journal of Heredity**, 86: 454-460.
- Zedler, P.H. 1995. Are some plants born to burn? **Trends in Ecology and Evolution**, 10 (10): 393-395.

## **CAPÍTULO 1**

**Identificação e análise da frequência de clones de *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. e de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., em fragmentos florestais com diferentes históricos de perturbação, utilizando marcadores RAPD.**

**IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE DA FREQUÊNCIA DE CLONES DE *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. E DE *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., EM FRAGMENTOS FLORESTAIS COM HISTÓRICOS DISTINTOS DE PERTURBAÇÃO, UTILIZANDO MARCADORES RAPD.**

**Resumo:** A rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas em ambientes florestais geralmente associa-se à ocorrência de perturbações intensivas, como a passagem do fogo. Em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do Estado de São Paulo, onde os processos de fragmentação são bastante antigos e evidentes, este tipo de propagação vegetativa ainda é pouco quantificado. Porém, supõe-se que a frequência de emissão de brotos através de raízes seja maior em fragmentos florestais com histórico intensivo de perturbação, comparada a de fragmentos florestais melhor preservados. Este trabalho identificou possíveis clones gerados a partir de raízes gemíferas, além de analisar a frequência de clones e os níveis de similaridade genética entre indivíduos das espécies arbóreas *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. e *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., utilizando o marcador molecular RAPD. Populações destas espécies foram amostradas em florestas com características distintas de perturbação: i) remanescentes que não foram atingidos por incêndios pelo menos há 50 anos; e ii) fragmentos que sofreram a ação intensiva de incêndios. A seleção de indivíduos para a análise baseou-se em sua disposição espacial, conforme os mapas de indivíduos. Folhas tenras dos indivíduos selecionados foram coletadas para proceder à extração de DNA e sua amplificação. As marcas polimórficas foram registradas em matrizes de presença e ausência, a partir das quais foram geradas matrizes de similaridade entre indivíduos (coeficiente de Jaccard). Os dendrogramas foram construídos através do método de agrupamento por médias aritméticas não ponderadas (UPGMA). Indivíduos com similaridade igual a 1,0 foram considerados possíveis clones. Para *C. tomentosum*, foram identificados prováveis clones no fragmento florestal alterado por perturbações (FLONA de Ipanema, Iperó, SP: 23° 24' S e 47° 38' W), todos eles jovens e possivelmente emitidos a partir de raízes, dadas as distâncias entre indivíduos. Não foram identificados clones na área melhor preservada (E. E. dos Caetetus, Gália, SP: 22° 22' S e 49° 43' W), confirmando a hipótese de trabalho. Para tal, foram utilizados sete "primers", que geraram um total de 26 marcas polimórficas. Considerando a possibilidade destes prováveis clones atingirem a maturidade reprodutiva, diversas mudanças nos componentes da biologia reprodutiva destas populações deveriam ser esperadas. No caso de *L. muehlbergianus*, a matriz binária foi construída a partir de nove "primers" e 40 fragmentos polimórficos. Porém, não foram identificados prováveis clones no fragmento florestal alterado (FLONA de Ipanema, Iperó, SP: 23° 44' S e 47° 37' W), nem na área melhor preservada (fragmento do Ribeirão Cachoeira, Campinas, SP: 22° 50' S e 46° 55' W). Discutiu-se que para *L. muehlbergianus*, a reprodução sexuada deve ser a estratégia mais importante de ocupação de áreas alteradas por incêndios frequentes. De qualquer modo, os resultados indicaram mudanças nos padrões de similaridade entre indivíduos, possivelmente condicionadas pelo histórico de perturbação.

**Chapter 1 – Clone frequency analysis of *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. and *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl. (Leguminosae – Papilionoidae), at Southeast Brazilian Semideciduous forests with distinctive disturbance characteristics, through RAPD markers.**

**Abstract:** Root suckering of tree species in tropical forests has generally been associated with frequent and intensive disturbances, such as fires. At São Paulo Seasonal Semideciduous forests (Southeast Brazil), forest fragmentation processes are very ancient and evident, but this kind of vegetative propagation has still been insufficiently quantified. In this sense, we hypothesized that root suckering frequency at disturbed forest fragments was higher, when compared to the frequency at preserved ones. We analysed root sucker frequencies and levels of similarity between individuals of two tree species, *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. and *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., in forest areas with distinctive levels of disturbance by fires, through RAPD molecular markers. In this study, populations of both species were sampled in two distinctive conditions: i) non fire-disturbed forest fragments for at least 50 years; and ii) fire-disturbed forest fragments. Individuals involved in RAPD analysis were selected in accordance with their spatial arrangement, from maps of individuals in each area. Fresh leaves were collected for DNA extraction and amplification. The polymorphic fragments were registered in binary matrixes (polymorphic fragment presence or absence), and similarity matrixes were built using Jaccard's coefficient. Dendrograms were built through UPGMA method: hence, individuals considered clones showed similarity values equal to 1,0. Young clones were detected for *C. tomentosum* at fire-disturbed forest fragment (FLONA de Ipanema, Iperó, São Paulo: 23° 24' S; 47° 38' W). No clone was found at the non fire-disturbed forest fragment (E. E. dos Caetetus, Gália, São Paulo: 22° 22' S; 49° 43' W), in agreement with the hypothesis. Seven primers and 26 polymorphic fragments were used. If these clones could reach the maturity, several changes related to reproductive biology components and population structural patterns could be expected. In relation to *L. muehlbergianus*, the binary matrix was constructed with nine primers and 40 polymorphic fragments; however, no clones were identified, either at the fire-disturbed forest fragment (FLONA de Ipanema, Iperó, São Paulo: 23° 44' S; 47° 37' W) or at the preserved one (Ribeirão Cachoeira forest fragment, Campinas, São Paulo: 22° 50' S; 46° 55' W). This result led to the argumentation that sexual reproduction in *L. muehlbergianus* should be the more important strategy of propagation in forest fragments that suffered intensive disturbances. Anyway, the results indicated changes in the patterns of genetic similarity between individuals, that probably have been conditioned by the history of disturbances.

## 1. INTRODUÇÃO

A rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas encontra-se diretamente vinculada à ação de distúrbios (Lacey & Johnston 1990; Bellingham & Sparrow 2000). É considerada o resultado da perda de dominância de crescimento apical (Stocker 1981; Polowick & Raju 1982), que altera o modelo original de conformação arquitetural da planta (Jeník 1994). Este tipo de propagação vegetativa sempre esteve associado à passagem do fogo devido à intervenção antrópica, tanto em florestas da Bacia Amazônica (Uhl 1982; Uhl *et al.* 1981; Saldarriaga *et al.* 1988; Uhl & Kauffman 1990; Kauffman 1991) quanto em outras formações florestais (Young *et al.* 1987; Kammesheidt 1998 e 1999; Dickinson *et al.* 2000; Fredericksen *et al.* 2000; Negreros-Castillo & Hall 2000). A intensidade dos distúrbios é considerada o principal fator envolvido na modulação dos padrões de rebrota - emissão, crescimento e mortalidade de clones (Kauffman 1991; Kennard *et al.* 2002).

Nas Florestas Estacionais Semidecíduais do interior de São Paulo, onde os processos de fragmentação florestal e o histórico de perturbação antrópica intensiva são muito mais antigos que os das formações florestais amazônicas, a rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes ainda é um mecanismo de regeneração natural pouco quantificado (Penha 1998; Rodrigues *et al.* no prelo), praticamente restrita à indicação de espécies em estudos de dinâmica secundária e quase sempre relacionada à ocorrência de incêndios (Aidar 1992; Matthes 1992; Castellani & Stubblebine 1993).

Considerando a possibilidade dos brotos emitidos a partir de raízes se desenvolverem e alcançarem a maturidade reprodutiva, várias conseqüências podem ser indicadas, principalmente em relação às mudanças estruturais na comunidade (Bellingham & Sparrow 2000) e aos padrões reprodutivos das populações clonais (Handel 1985; Bond & Midgley 2001). O histórico diferenciado de perturbação (relativo à natureza, freqüência e intensidade dos distúrbios) de um fragmento florestal pode influenciar a diversidade genética (Handel 1985) e a distribuição espacial de espécies com potencial de rebrota (Bellingham & Sparrow 2000). Pode afetar diretamente a freqüência de emissão de brotos (Penha 1998) e a relação entre o número de caules originados pela rebrota de raízes e de indivíduos advindos da germinação de sementes (Young *et al.* 1987; Kennard *et al.* 2002; Marod *et al.* 2002).

Muitas vezes, constata-se que em florestas muito alteradas pelo fogo existem maciços de indivíduos de uma única espécie arbórea (“reboleiras”), que podem ter sido em parte determinados pelo crescimento clonal. Questiona-se a origem destas populações agregadas, ou seja, a proporção entre a quantidade de indivíduos originados pela rebrota a

partir de raízes e daqueles gerados pelo desenvolvimento de sementes. Espera-se encontrar maior número de clones emitidos a partir de raízes em remanescentes florestais que experimentaram o impacto de fortes perturbações, como a passagem do fogo, em relação a áreas que se mantiveram protegidas da ocorrência freqüente de incêndios.

A metodologia de identificação de brotos gerados por raízes geralmente baseia-se na confirmação visual da origem da rebrota e da conexão entre os brotos e o tronco principal, através da escavação e exposição do sistema subterrâneo (Kammesheidt 1998; Penha 1998). No entanto, nem sempre este é o procedimento mais eficiente, pois além de trabalhoso, os brotos podem adquirir independência fisiológica com o tempo (Pitelka & Ashmun 1985; Penha 1998). Logo, apenas a confirmação visual não indicaria que indivíduos independentes não sejam clones, já que apresentam praticamente as mesmas características morfológicas de indivíduos originados por reprodução sexuada, salvo a ausência de raiz primária (Penha 1998).

A utilização de marcadores moleculares para identificação de clones torna-se, então, uma ferramenta eficiente (Rocha & Macdowell 1997), que associada às interpretações ecológicas poderia responder inúmeras perguntas sobre a dinâmica da comunidade e a regeneração de espécies arbóreas com potencial de rebrota. Seria capaz de esclarecer alguns aspectos da biologia reprodutiva e da estrutura genética de populações, relacionadas ao aumento na taxa de cruzamento entre aparentados e à diversidade genética (Cheliak & Pitel 1984; Huenneke 1985; Ellstrand & Roose 1987; Bucci & Menozzi 1995; Yeh *et al.* 1995; Montalvo *et al.* 1997). Alguns trabalhos realizaram a identificação de clones de espécies arbustivas e arbóreas através do marcador molecular RAPD (“DNA Polimórfico Amplificado Aleatoriamente”), sob diversas interpretações: para comprovar a origem clonal de indivíduos (Rocha & Macdowell 1997), justificar a conservação de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas (Sydes & Peakall 1998; Godt & Hamrick 1999; Rossetto *et al.* 1999; Warburton *et al.* 2000), ou discutir a diversidade genética de populações (Persson & Gustavsson 2001).

Esse trabalho teve como objetivo identificar possíveis clones gerados a partir de raízes gemíferas, além de analisar a freqüência de clones e de níveis de similaridade genética entre indivíduos de *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. (Leguminosae – Papilionoidae) e de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl. (Leguminosae – Papilionoidae), em fragmentos florestais com históricos distintos de perturbação, utilizando o marcador molecular RAPD.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. Caracterização dos fragmentos florestais.

Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual selecionados para amostragem das populações de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus* (Anexo 2) atenderam a uma das seguintes características (Tabela 1): **i)** ocorrência de populações em remanescentes não atingidos por fogo pelo menos nos últimos 50 anos – fragmentos “preservados”; ou **ii)** a presença de populações agregadas em locais que sofreram a ação intensa de incêndios – fragmentos “alterados”.

*Tabela 1:* Espécies arbóreas com potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas e os remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual selecionados para as amostragens: **i)** áreas que sofreram a ação intensa e freqüente de incêndios (“fragmentos alterados”) e **ii)** áreas onde não foi verificada a ação de incêndios recentes (“fragmentos preservados”).

<b>Espécie</b>	<b>“Fragmentos alterados”</b>	<b>“Fragmentos preservados”</b>
<i>C. tomentosum</i>	FLONA de Ipanema, Iperó	E. E. dos Caetetus, Gália
<i>L. muehlbergianus</i>	FLONA de Ipanema, Iperó	Ribeirão Cachoeira, Campinas

A Estação Ecológica dos Caetetus é uma Unidade de Conservação do Instituto Florestal de São Paulo, um dos maiores fragmentos de São Paulo (2178,84 ha) e um dos mais preservados (Franco 2002). Localiza-se nos municípios de Gália e Alvinlândia, São Paulo, entre as coordenadas aproximadas de 22° 22' S e 49° 43' W, em altitudes que variam de 500 a 680 m. O clima da região é do tipo Cwa (Koeppen 1948); a temperatura máxima é de 30°C (janeiro) e a mínima, 10°C (julho). A precipitação é 1480 mm/ano. Os solos da área onde foi realizada a amostragem de *C. tomentosum* são do tipo Podzólico Vermelho-Amarelo, Arenoso Eutrófico (Franco 2002). As perturbações ambientais estão geralmente associadas ao efeito de borda. A área nuclear da floresta, no entanto, aparentemente não sofreu qualquer tipo de exploração ou indução de incêndios, pela dificuldade de acesso e pela topografia bastante acidentada.

A Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema pertence ao IBAMA. Situa-se em Iperó, São Paulo, entre 550 e 971 m de altitude. O clima é do tipo Cfa (Koeppen 1948), com

temperatura média anual de 22,6°C e precipitação de 1244 mm/ano. Os tipos de solos predominantes são o Latossolo Vermelho-Escuro e o Podzólico Vermelho-Amarelo (Albuquerque 1999). Os dois fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual selecionados para as amostragens estão inseridos numa área de assentamento de agricultores. A utilização intensiva desta área para agricultura e pastagem expõe os fragmentos florestais à forte intervenção antrópica e a constantes queimadas, que se tornam mais freqüentes durante a estação seca. O fragmento onde foram identificados indivíduos de *C. tomentosum*, encontra-se entre as coordenadas aproximadas de 23° 24' S e 47° 38' W. Apresenta cerca de 5,0 ha, próximo a uma área de pastagem. O estrato arbóreo é dominado por *C. tomentosum*, com dossel com altura média de 10 m. O fragmento onde foi delimitada a população de *L. muehlbergianus* encontra-se próximo à sede do assentamento e à vila de agricultores, entre as coordenadas aproximadas de 23° 44' S e 47° 37' W. Apresenta área total de cerca de 1,0 ha. O dossel apresenta altura média de 17 m, praticamente dominado por indivíduos de *L. muehlbergianus*.

O remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) dos subdistritos de Sousas e Joaquim Egídio. Neste fragmento foi amostrada a população de *L. muehlbergianus*. Localiza-se no distrito de Sousas – Campinas, São Paulo, entre as coordenadas 22° 50' S e 46° 55' W. Apresenta extensão total de 233,7 ha e altitudes que variam de 630 a 763 m (Miranda 1996). O clima é do tipo Cwa (Koeppen 1948), com pluviosidade de 1409 mm/ano. As temperaturas médias anuais variam em torno de 20,3°C. Os solos são classificados como Podzólico Vermelho-Amarelo (Miranda 1996). Sua conservação provavelmente é devida à dificuldade de acesso: o fragmento localiza-se no interior de um condomínio residencial, com entrada restrita a moradores, funcionários e pesquisadores; a ausência de práticas agrícolas no entorno do fragmento diminui sua exposição a incêndios, a chegada de espécies invasoras e a outros tipos de perturbações.

## **2.2. Amostragem das populações.**

Os métodos de amostragem de indivíduos variaram de acordo com o tamanho das populações. A delimitação das populações e a amostragem de indivíduos foram realizadas através de dois métodos: i) parcelas – registro dos indivíduos a partir de coordenadas XY (no

casos das populações de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus* na FLONA de Ipanema); e **ii)** transectos, onde a amostragem foi realizada a partir de pontos, obtendo-se as distâncias entre estes e os indivíduos, além do azimute (nos casos das populações de *C. tomentosum* da E. E. dos Caetetus e de *L. muehlbergianus* de Ribeirão Cachoeira).

A amostragem de indivíduos foi realizada considerando-se três classes de tamanho, **1ª)** indivíduos entre 20 cm até 1,50 m de altura; **2ª)** indivíduos com altura maior que 1,51 m ou diâmetro à altura do peito (DAP) menor ou igual a 5,0 cm; e **3ª)** indivíduos com DAP > 5,0 cm. Estipulou-se o número mínimo de 10 indivíduos adultos (DAP maior ou igual a 5,0 cm) para delimitar as populações.

O cálculo do DAP foi realizado a partir das medidas de circunferência à altura do peito. Em casos de perfilhamento, efetuou-se a soma das circunferências e das áreas basais de cada um dos caules. As medidas de altura dos indivíduos jovens foram tomadas com fitas métricas e as dos adultos, a partir da estimativa visual. As populações foram mapeadas em áreas com formato retangular para proceder às análises de padrão espacial. No caso das amostragens feitas a partir de transectos, os valores de azimute e de distância foram convertidos para coordenadas XY através do cálculo:

$$y = d. \text{sen } \theta$$

$$x = d. \text{cos } \theta$$

Onde d é igual à distância entre o ponto e a planta;  $\theta$  é o valor em radianos do azimute em relação à sua posição em um dos quatro quadrantes formados pelos eixos Norte - Sul e Leste - Oeste, ou seja:

$$\text{Quadrante 1 (0° - 90°): } Q_1 = 90 - \text{azimute};$$

$$\text{Quadrante 2 (90° - 180°): } Q_2 = \text{azimute} - 90;$$

$$\text{Quadrante 3 (180° - 270°): } Q_3 = 180 - \text{azimute};$$

$$\text{Quadrante 4 (270° - 0°): } Q_4 = \text{azimute} - 180.$$

### **2.3. Seleção de indivíduos e coleta de folhas.**

A seleção dos indivíduos de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus* para a análise RAPD baseou-se nos mapeamentos obtidos das populações amostradas em cada fragmento florestal, de acordo com sua disposição espacial (Figuras 1 e 2). Indivíduos próximos entre si foram selecionados, considerando que a propagação vegetativa a partir de raízes gemíferas geraria agregação de caules próximos ao tronco principal (Penha 1998). Foi escolhido um indivíduo com DAP  $\geq 5,0$  cm que estivesse relativamente distante dos agrupamentos delimitados para coleta de folhas. Estes indivíduos foram considerados os “indivíduos externos”. Neste caso, esperava-se que o “indivíduo externo” apresentasse menor grau de similaridade genética em relação aos “núcleos” selecionados.

De acordo com os resultados dos mapeamentos das populações de *C. tomentosum* na E. E. dos Caetetus e na FLONA de Ipanema, um total de 63 indivíduos foi incluído nas análises de marcadores RAPD. Na E. E. dos Caetetus foram coletadas folhas de 31 indivíduos, 26 jovens e quatro adultos (DAP  $\geq 5.0$  cm). Dos quatro adultos, um foi considerado “indivíduo externo” (Figura 1). Na FLONA de Ipanema, folhas de 32 indivíduos, 29 jovens e três adultos, foram coletadas. Um dos adultos foi considerado “indivíduo externo”. Em relação às populações de *L. muehlbergianus*, foram coletadas folhas de 54 indivíduos. No fragmento do Ribeirão Cachoeira foram coletados 30 indivíduos, 26 jovens e quatro adultos, um deles considerado “indivíduo externo”. No fragmento da FLONA de Ipanema foram coletadas folhas de 24 indivíduos, dois jovens e 22 adultos, um deles “indivíduo” externo.

As folhas coletadas deviam estar o mais tenras possíveis para extrair DNA de boa qualidade, evitando que metabólitos secundários fossem formados devido à oxidação do tecido vegetal (Ferreira & Grattapaglia 1998). Por esta razão, o início da estação chuvosa foi a época de coleta escolhida, quando folhas novas já teriam sido produzidas. As folhas íntegras de cada indivíduo foram acondicionadas em sacos plásticos previamente identificados com o número do indivíduo. As embalagens foram depositadas em geladeira de isopor com gelo para retardar a oxidação das folhas e a degradação do DNA. O material foi transportado para o laboratório de Genética Molecular do Departamento de Entomologia, Fitopatologia e Zoologia Agrícola da ESALQ/USP e estocado a  $-80^{\circ}\text{C}$ .

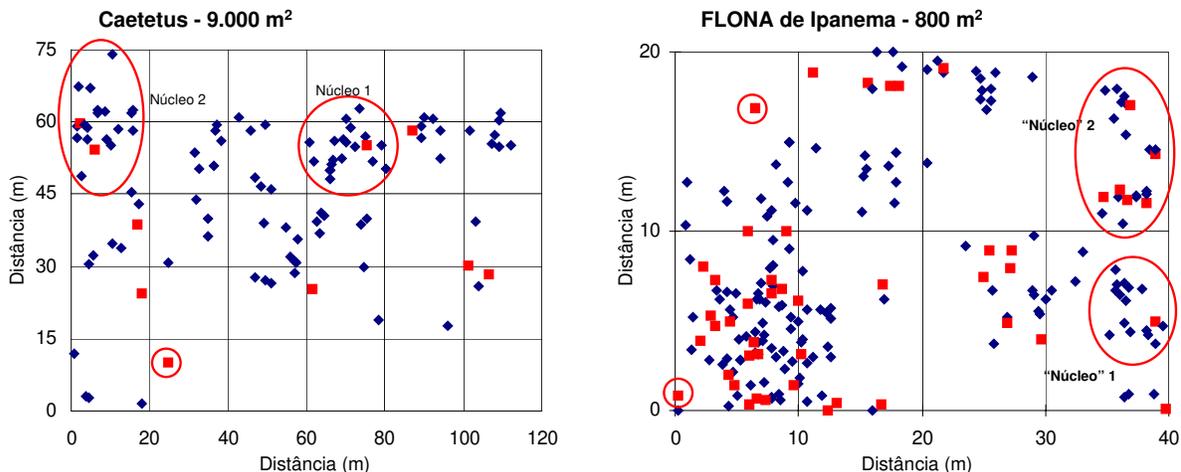


Figura 1. Mapa das populações de *C. tomentosum* na E. E. dos Caetetus e na FLONA de Ipanema. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos indicam a área total amostrada. Os círculos delimitam os indivíduos selecionados para coleta de folhas para a análise de RAPD. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os adultos. Os círculos isolados correspondem aos “indivíduos externos”.

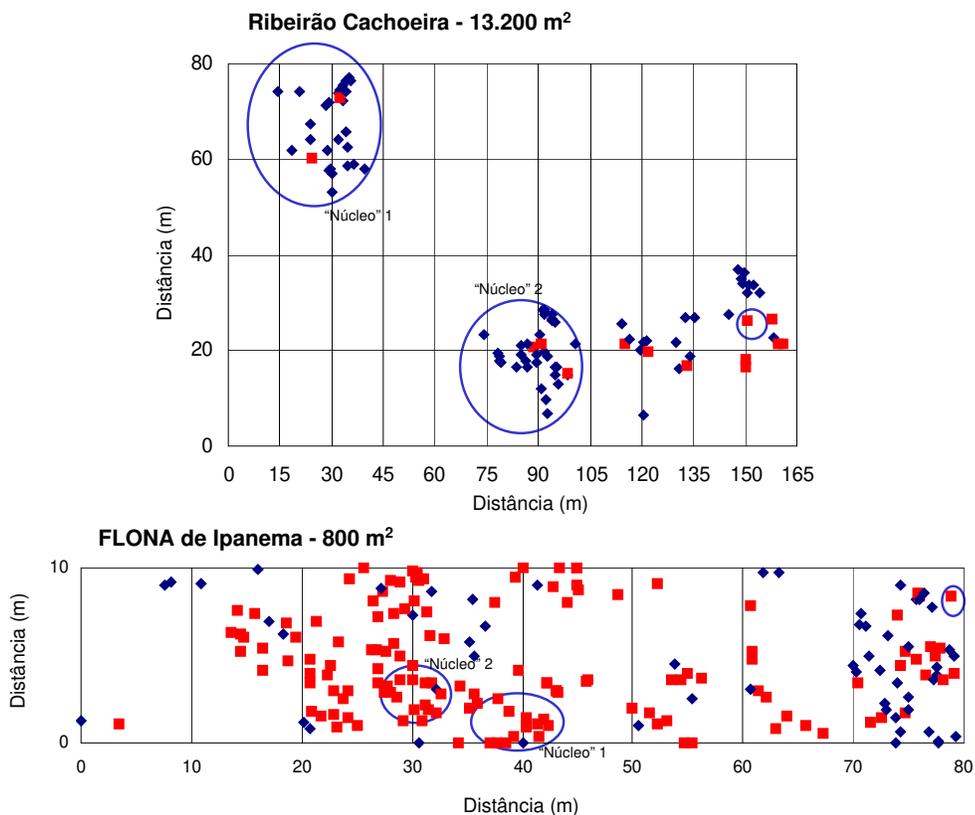


Figura 2. Mapa das populações de *L. muehlbergianus* no Ribeirão Cachoeira e na FLONA. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos indicam a área total amostrada. Os círculos delimitam os indivíduos selecionados para coleta de folhas para a análise de RAPD. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os adultos. Os círculos isolados correspondem aos “indivíduos externos”.

## **2.4. Extração de DNA.**

O DNA das folhas coletadas foi extraído de acordo com Doyle & Doyle (1987), com adaptações. Cada amostra foi depositada em cadinhos de porcelana, congelada em nitrogênio líquido e macerada. O material foi colocado em tubos plásticos de 1,5 ml, onde foram adicionados 700 µl de tampão de extração CTAB (2,0% CTAB; 1,4 M NaCl; 20 mM EDTA; 100 mM Tris-HCl pH 8,0; 1,0% PVP/40; 1,0% 2-mercaptoetanol), homogeneizados e incubados em banho-maria a 65°C durante 50 minutos, sofrendo inversões a cada 10 minutos. Logo após, os tubos foram esfriados e adicionados 600 µl de CIA 24:1 (clorofórmio-álcool-isoamílico), homogeneizados por cinco minutos e centrifugados (12000 rpm) durante 12 minutos. O sobrenadante foi transferido para tubos novos e adicionados mais 600 µl de CIA 24:1 e centrifugados por mais 12 minutos (12000 rpm). Novamente, o sobrenadante foi transferido para novos tubos e adicionados 2/3 do volume da solução aquosa de isopropanol frio para precipitar os ácidos nucleicos. Os tubos foram centrifugados por 12 minutos a 12000 rpm. O sobrenadante foi descartado e a lavagem do “pellet”, realizada em baterias de etanol: duas vezes em 1,0 ml de etanol 70% durante cinco minutos cada vez, uma vez em 1,0 ml de etanol 95% por dois minutos e em 1,0 ml de etanol 100% durante dois minutos. Posteriormente, ressuspendido em solução tamponante TE (Tris-EDTA), contendo 10 µg/ml de RNase em volume de 25 a 100 µl. Os tubos foram incubados a 37°C durante duas horas. As amostras de DNA foram estocadas a -20°C. O DNA de cada indivíduo foi quantificado (estimativa da concentração total de DNA de cada amostra) através da análise comparativa de amostras coradas com brometo de etídio em géis de agarose (1,0%) e submetidas a eletroforese. Para a eletroforese, as amostras foram preparadas aliquotando-se 1,0 µl do DNA estocado em tampão TE, 3,0 µl de tampão de carregamento e 6,0 µl de água autoclavada.

## **2.5. Análise RAPD.**

As reações RAPD foram realizadas segundo o protocolo proposto por Ferreira & Grattapaglia (1998), com adaptações baseadas em Scheinert *et al.* (2001). Cada reação RAPD foi realizada num volume total de 13 µl, contendo: 3,0 µl do DNA da amostra (2,5

ng/μl); 2,64 μl de água destilada autoclavada; 0,2 μl de *Taq* polimerase em tampão B - PROMEGA (5 unidades/μl); 3,0 μl de “primer” (33,0 ng/μl) - Operon (Operon Technologies, Inc., Alameda, EUA), 1,3 μl de tampão de reação 10X (10 mM Tris-HCl pH 8,3; 50mM KCl e 0,001% gelatina); 0,4 μl de nucleotídeos – dNTP's (2,5 mM); 0,78 μl de MgCl<sub>2</sub> (25 mM); 1,04 μl de albumina purificada de soro bovino – BSA (10 mg/ml). As ampliações foram realizadas em termocicladores (MJ Research Inc. minicycler, PTC – 100). Os ciclos de temperatura de amplificação foram adaptados: um minuto a 92°C, um minuto a 35° e dois minutos a 72°C, por 40 vezes, procedendo-se à extensão final, cinco minutos a 72°C. A separação dos fragmentos RAPD foi realizada através de eletroforese em géis de agarose 1,0%, contendo brometo de etídio (0,5 μg/ml de gel), com amostras contendo 3,0 μl de tampão de carregamento, imerso em tampão TBE 1X (Tris Base-Ácido Bórico-0,5 M EDTA, pH 8,0). Após a eletroforese das amostras, os fragmentos resultantes foram fotografados sob luz ultravioleta.

## **2.6. Análise de agrupamento para identificação de possíveis clones.**

Os fragmentos polimórficos produzidos pelos diferentes “primers” para *C. tomentosum* e para *L. muehlbergianus* foram registrados em matrizes de presença (1) e ausência (0). Fragmentos RAPD de alguns indivíduos que não puderam ser registrados por problemas na amplificação foram tratados como dados faltantes (identificados com o símbolo “?”). A partir da seleção e registro dos fragmentos polimórficos, era esperado que os prováveis clones apresentassem padrão de fragmentos amplificados idênticos entre si. As matrizes binárias foram utilizadas na geração de matrizes de similaridade entre indivíduos (Rohlf 1992), utilizando-se o coeficiente de Jaccard, com as quais foram construídos os dendrogramas, através do método de agrupamento por médias aritméticas não ponderadas (UPGMA). Foi utilizado o coeficiente de correlação cofenética de Mantel (r) para verificar a coerência entre as matrizes de similaridades e os dendrogramas produzidos (Rohlf 1992). A análise de agrupamento foi feita utilizando o programa NTSYS – PC (Rohlf 1992), versão 1.7 (Applied Biostatistics, Inc., 1992).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. *Centrolobium tomentosum* Guill. ex. Benth.

A coleta de folhas para extração de DNA de *C. tomentosum* ocorreu no mês de outubro de 2001. No total para as duas áreas amostradas, E. E. dos Caetetus e FLONA de Ipanema, foram coletadas folhas de 63 indivíduos (Tabela 2). Na E. E. dos Caetetus foram coletadas folhas de 26 indivíduos jovens e quatro adultos. A previsão, de acordo com os mapeamentos e a seleção prévia (Figura 1), era de que fossem coletados 43 plantas, mas 12 indivíduos jovens estavam mortos. No caso da FLONA de Ipanema (Tabela 2), as folhas de 32 indivíduos selecionados foram coletadas: 29 jovens e três adultos. Duas plantas que haviam sido selecionadas previamente foram encontradas mortas.

*Tabela 2.* Total de amostras coletadas de *C. tomentosum* nos dois fragmentos florestais. Foram considerados jovens os indivíduos com altura superior a 20 cm e DAP < 5,0 cm. Adultos eram plantas com DAP ≥ 5,0 cm.

<b>Espécie</b>	<b>Fragmentos florestais</b>	<b>Número de amostras</b>
<i>Centrolobium tomentosum</i>	E. E. dos Caetetus	26 jovens 4 adultos
	FLONA de Ipanema	29 jovens 3 adultos
<b>Total</b>		62 indivíduos

Ao contrário do esperado, a extração de DNA total de *C. tomentosum* a partir de folhas muito tenras e jovens não diferiu muito da extração de material vegetal mais maduro. Os “pellets” obtidos durante as baterias de extrações apresentaram coloração escura, provavelmente devido a processos acelerados de oxidação, verificados imediatamente após a maceração em nitrogênio líquido. A solução encontrada para minimizar os efeitos da oxidação foi proceder às etapas da extração sem intervalos, em baterias de extração com número reduzido de indivíduos. Como exemplo, Ferreira & Grattapaglia (1998) indicaram que após a precipitação com isopropanol, as amostras deveriam ser mantidas em -20°C por no mínimo 30 minutos para auxiliar na precipitação dos ácidos nucleicos, podendo até mesmo ser estocadas nesta temperatura por períodos maiores. Esta etapa foi eliminada, pois os

“pellets” ficaram ainda mais escuros. A adição de antioxidantes mais potentes que o PVP (adicionado ao tampão 2% CTAB), como o dietilditiocarbamato (0,1 M), ou a utilização de mais uma bateria de limpeza da suspensão com fenol, não surtiram efeitos na qualidade do “pellet”. Tanto a quantificação do DNA por estimativa em gel de agarose (1,0%) quanto a leitura em fluorímetro indicaram valores de concentração semelhantes, que variaram de 200 a 10 ng/μl (Figura 3).

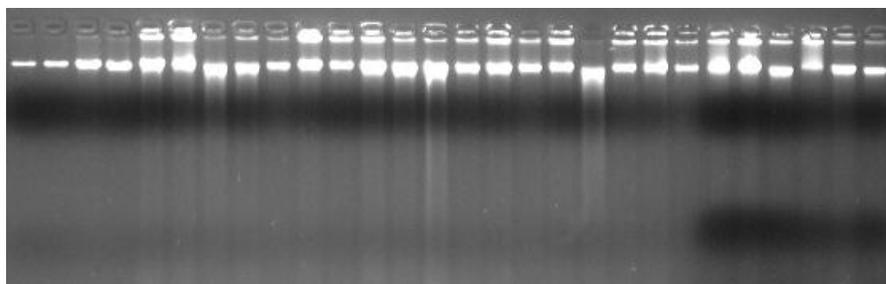


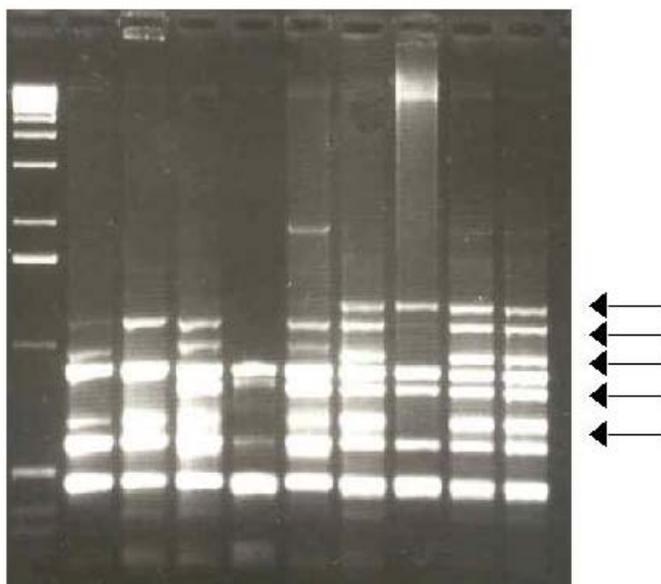
Figura 3. Exemplo de quantificação por estimativa em gel de agarose (1,0%) do DNA de amostras de *C. tomentosum* coletadas na E. E. dos Caetetus. As quatro primeiras colunas apresentam concentrações ascendentes de λ DNA: 25, 50, 100 e 200 ng/μl, respectivamente.

### 3.1.1. Análise RAPD.

A primeira fase da análise RAPD consistiu da triagem de “primers” de melhor qualidade e quantidade de fragmentos polimórficos produzidos (Tabela 3). Foram testados 32 “primers” da Operon (Operon Technologies, Alameda, EUA). Foram selecionados sete “primers”, que geraram um total de 26 fragmentos polimórficos (Figura 4) utilizados na construção da matriz de presença/ausência.

Tabela 3. Resumo dos resultados da análise RAPD com 62 indivíduos de *C. tomentosum*, utilizando sete “primers” (Operon Technologies, Alameda, EUA).

“Primer”	Seqüência (de 5’para 3’)	Nº de fragmentos	Fragmentos polimórficos
OPAB 3	TGGCGCACAC	8	3
OPAB 7	GTAAACCGCC	10	5
OPAB 9	GGGCGACTAC	8	6
OPAB 12	CCTGTACCGA	8	3
OPAB 13	CCTACCGTGG	8	3
OPAB 14	AAGTGCGACC	6	2
OPAB 16	CCCGGATGGT	8	4
<b>Total</b>		<b>56</b>	<b>26</b>



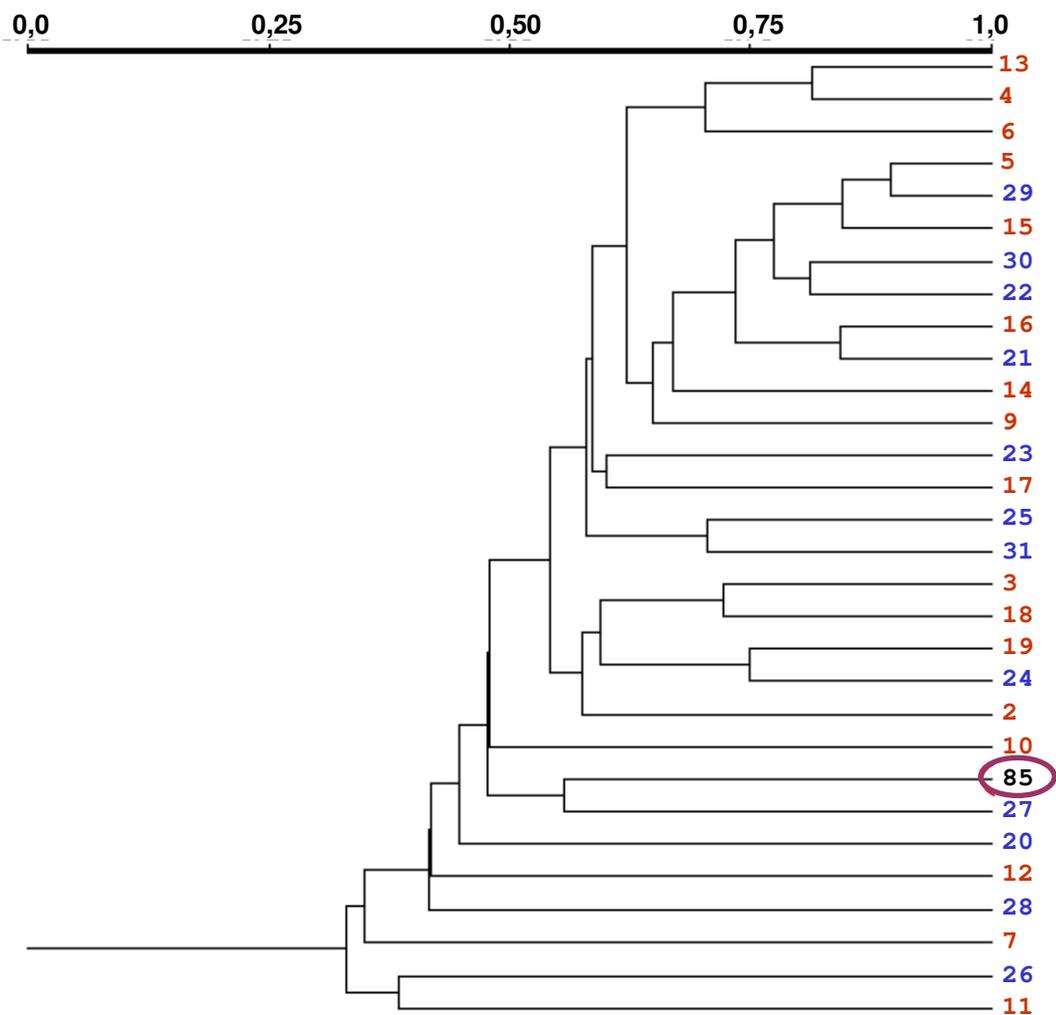
*Figura 4.* Exemplo de produtos de amplificação de RAPD para alguns indivíduos de *C. tomentosum*, usando o “primer” OPAB 9 (Operon Technologies Inc.). As setas indicam algumas das marcas polimórficas utilizadas na análise. A primeira coluna apresenta o marcador de tamanho conhecido (“ladder”, 1000 pares de base), utilizado para estimar o peso dos fragmentos RAPD amplificados. As marcas polimórficas selecionadas encontram-se entre 1500 e 500 bp.

### **3.1.2. Análise de agrupamento para identificação de possíveis clones.**

Não foram identificados clones em nenhum dos núcleos selecionados na E. E. dos Caetetus (Figura 5). O coeficiente de correlação cofenética de Mantel ( $r$ ) foi igual a 0,84. Na análise desta população, aparentemente não houve relação entre a origem dos núcleos onde os indivíduos foram coletados e a similaridade genética, sendo identificados alguns indivíduos com alta similaridade entre si, mas que pertenciam a núcleos diferentes. Por exemplo, os indivíduos 5 e 29, e os indivíduos 16 e 21 (Figura 5).

O indivíduo externo não se posicionou isoladamente no dendrograma e sim mais relacionado ao indivíduo 27 (Figura 6). Havia sido estipulado um outro indivíduo como grupo externo, que se encontrava mais afastado dos dois núcleos. As folhas deste indivíduo foram coletadas para a análise RAPD, mas devido à grande quantidade de impurezas agregadas

ao “pellet”, o seu DNA não foi amplificado com quase nenhum “primer”. Por esta razão, optou-se por excluí-lo das análises.



*Figura 5.* Dendrograma de *C. tomentosum* da E. E. dos Caetetus, originado pelo método de média aritmética (UPGMA), utilizando a matriz de similaridade (coeficiente de Jaccard), construída a partir de uma matriz binária de marcadores RAPD: sete “primers” e 26 fragmentos polimórficos. Os números em vermelho correspondem aos indivíduos do “núcleo” 1 e os números em azul, aos do “núcleo” 2 (mapas das populações). O indivíduo 85 (círculo) foi considerado externo. Coeficiente de correlação cofenética de Mantel:  $r = 0,84$ .

Foram identificados três grupos de prováveis clones gerados a partir de raízes gemíferas FLONA de Ipanema (Figura 6): os clones 59 e 60, 49 e 50, e 46, 47 e 48, todos eles jovens. O coeficiente de correlação cofenética de Mantel ( $r$ ) foi igual a 0,89.

A indicação de que estes indivíduos eram provavelmente clones emitidos a partir de raízes pôde ser feita ao serem comparados os dados do dendrograma com as amostragens de campo: estes indivíduos encontravam-se bastante próximos entre si (Figura 7). Também pôde ser assumido que estes clones foram gerados a partir de raízes gemíferas, pois nenhum deles estava diretamente ligado à base de algum tronco principal, isto é, não foram o resultado de perfilhamentos. Esta diferença na origem de clones só pôde ser confirmada em conjunto com a amostragem de campo, já que o marcador molecular indicou a grande probabilidade da presença de clones, através do padrão idêntico de fragmentos RAPD, independente de sua origem (Figura 8).

Além da identificação dos grupos de clones, a análise de agrupamento indicou variação nos valores de similaridade de 0,25 a 1,0. A maioria dos indivíduos amostrados apresentou valor de similaridade maior que 0,5. Alguns indivíduos apresentaram similaridade muito alta. Por exemplo, a planta 58, foi considerada quase idêntica aos clones 59 e 60. Os indivíduos 54 e 55 apresentaram-se muito relacionados entre si, com valores de similaridade muito próximos a 1,0. Verificou-se também grande similaridade entre indivíduos, diretamente relacionada aos núcleos previamente definidos para as coletas de folhas e também à disposição espacial desses indivíduos (Figura 7). Por exemplo, podem ser indicados os grupos formados pelos indivíduos 58, 59 e 60, e os grupo dos indivíduos 44, 46 47 e 48.

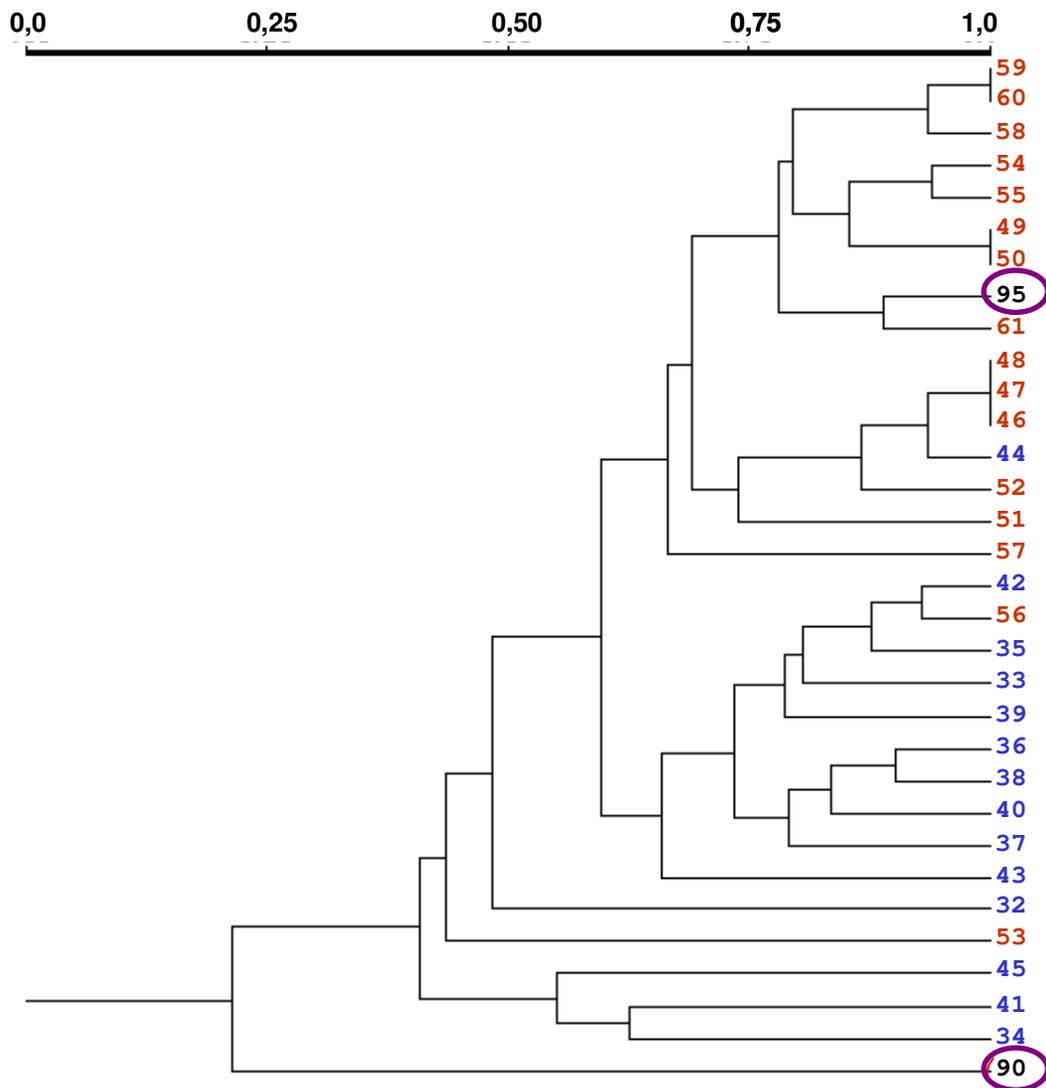


Figura 6. Dendrograma de *C. tomentosum* da FLONA de Ipanema, originado pelo método de média aritmética (UPGMA), utilizando a matriz de similaridade (coeficiente de Jaccard), construída a partir de uma matriz binária de marcadores RAPD: sete “primers” e 26 fragmentos polimórficos. Os números em azul correspondem aos indivíduos do “núcleo” 1 e os números em vermelho, aos do “núcleo” 2 (mapas das populações). Os círculos correspondem aos indivíduos considerados externos. Coeficiente de correlação cofenética de Mantel  $r = 0,89$ .

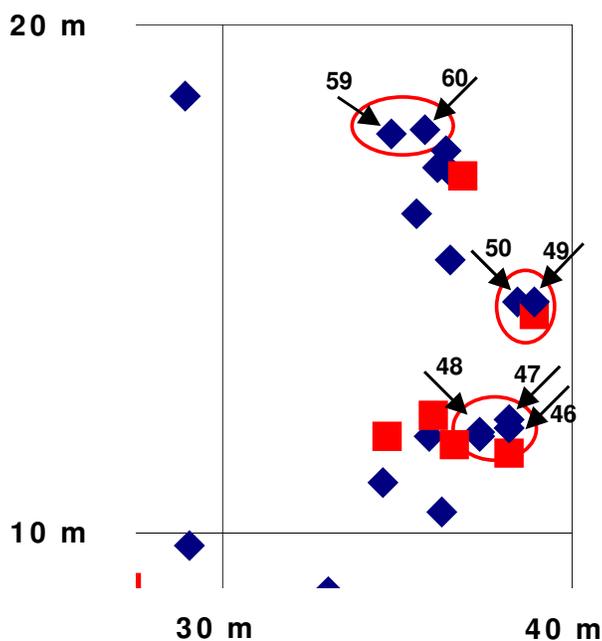


Figura 7. Detalhe da amostragem de *C. tomentosum* na FLONA de Ipanema. As setas e os números acima das setas indicam os possíveis clones gerados a partir de raízes gemíferas, identificados pela análise de agrupamento, pelas amostragens de campo e pelas distâncias entre os indivíduos. Os losangos indicam indivíduos jovens e os quadrados, os adultos.

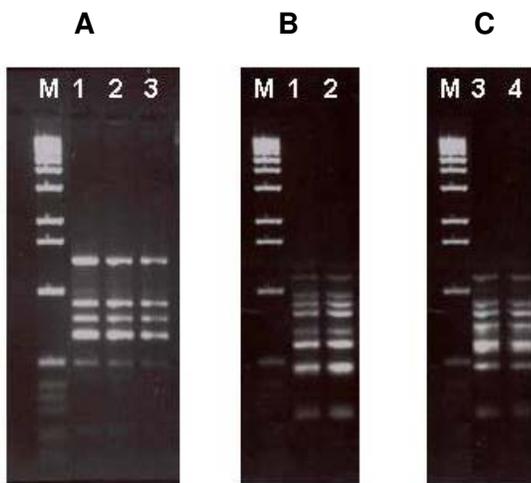


Figura 8. Exemplos de identificação de clones de *C. tomentosum* amostrados no fragmento da FLONA de Ipanema através do marcador molecular RAPD. A) clones 46, 47 e 48, amplificados com o “primer” OPAB 13 (Operon Technologies Inc.); B) clones 59 e 60, amplificados com o “primer” OPAB 9; e C) clones 49 e 50, amplificados com o “primer” OPAB 9. A letra M indica o marcador de tamanho conhecido (“ladder”, 1000 pares de base). Observar que cada grupo de clones apresenta padrão de marcadores amplificados idêntico entre si. No caso da análise de similaridade entre indivíduos, estes clones apresentaram padrão de amplificação idêntico para todos os “primers” utilizados nas reações RAPD, gerando valor de similaridade igual a 1,0.

### 3.2. *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl.

Foi coletado um total de folhas de 54 indivíduos de *L. muehlbergianus* (Tabela 4). No fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, folhas de 30 indivíduos foram coletadas, sendo 26 jovens e quatro adultos. A mortalidade de plantas jovens nessa área foi bastante acentuada, pois havia sido feita a previsão inicial de serem coletadas 63 plantas (Figura 2A). As possíveis causas da mortalidade desses indivíduos são desconhecidas. No fragmento da FLONA de Ipanema foram coletadas folhas de 24 indivíduos em fevereiro de 2003, sendo dois jovens e 22 adultos.

Tabela 4. Total de amostras coletadas de *L. muehlbergianus* nos fragmentos florestais. Foram considerados jovens os indivíduos com altura superior a 20 cm e DAP < 5,0 cm. Adultos são plantas com DAP  $\geq$  5,0 cm.

Espécie	Fragmentos florestais	Número de amostras
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Ribeirão Cachoeira	26 jovens 4 adultos
	FLONA de Ipanema	2 jovens 22 adultos
<b>Total</b>		54 indivíduos

Tanto a quantificação do DNA por estimativa em gel de agarose (1,0%) quanto a leitura em fluorímetro indicaram valores de concentração semelhantes. As concentrações de DNA foram bastante altas, variando de 400 a 100 ng/ $\mu$ l (Figura 9).



Figura 9. Quantificação em gel de agarose (1,0%) do DNA de amostras de *L. muehlbergianus* coletadas na FLONA de Iperó. As duas primeiras colunas apresentam concentrações ascendentes de  $\lambda$  DNA: 50 e 100 ng/ $\mu$ l.

### 3.2.1. Análise RAPD.

Foram selecionados nove “primers” da Operon (Operon Technologies, Inc., Alameda, EUA) para a análise RAPD (Tabela 5), os quais produziram 40 marcas polimórficas usadas na matriz binária (Figura 10).

Tabela 5. Resumo dos resultados da análise RAPD com 64 indivíduos de *L. muehlbergianus*, com nove “primers”.

“Primer”	Seqüência (5’para 3’)	Nº. de fragmentos	Fragmentos polimórficos
OPAB3	TGGCGCACAC	9	4
OPAB 6	GTGGCTTGGA	10	4
OPAB 8	GTTACGGACC	7	2
OPAB9	GGGCGACTAC	12	6
OPAB 12	CCTGTACCGA	16	5
OPAB13	CCTACCGTGG	12	7
OPAB14	AAGTGCGACC	9	4
OPAB 16	CCCGGATGGT	8	2
OPAB 19	ACACCGATGG	8	6
<b>Total</b>		91	40

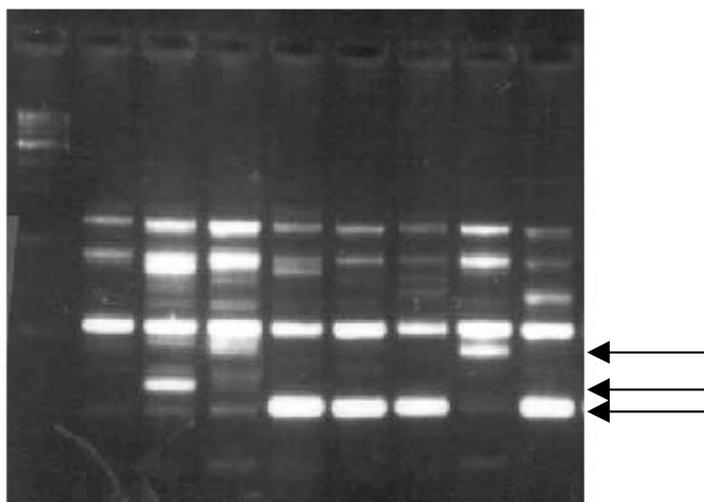


Figura 10. Exemplo de produtos de amplificação de RAPD para indivíduos de *L. muehlbergianus*, utilizando o “primer” OPAB 19 (Operon Technologies, Inc.). As setas indicam algumas das marcas polimórficas utilizadas na análise de presença/ausência de fragmentos. A primeira coluna apresenta o marcador de tamanho conhecido (“ladder”, 1000 pares de base). Os fragmentos polimórficos selecionados encontram-se entre 1500 e 500 bp.

### **3.2.2. Análise de agrupamento para identificação de possíveis clones.**

A partir da matriz de dados binários de 40 fragmentos polimórficos para *L. muehlbergianus* (Anexo 2), foi gerada uma matriz de similaridade que indicou distinção entre a população amostrada no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira e a população da FLONA de Ipanema (Figura 11). Esta condição foi devida especialmente à presença de vários fragmentos que eram polimórficos para uma população e monomórficos para a outra.

Através da amostragem e do marcador molecular utilizados, não foram identificados clones nas duas áreas consideradas, rejeitando, portanto, a hipótese de que a área alterada por perturbações apresentaria maior frequência de clones de *L. muehlbergianus* gerados a partir de raízes gemíferas. Por outro lado, observou-se que ambas as populações apresentaram alto grau de similaridade entre seus indivíduos.

Pelas amostragens realizadas nas duas áreas (Figura 2), pôde ser observado que os indivíduos encontravam-se agregados, mesmo no Ribeirão Cachoeira, onde a área amostrada foi muito maior. Esta condição explicaria, ao menos em parte, a separação quase completa dos dois núcleos de indivíduos selecionados neste fragmento, de acordo com os valores de similaridade (Figura 11). Esta separação praticamente distinta entre os núcleos de indivíduos selecionados também foi verificada no fragmento da FLONA, mesmo com a proximidade entre os núcleos considerados na amostragem para análise RAPD (Figura 2). Em nenhuma das áreas, os indivíduos externos apresentaram-se separados no dendrograma, o que pode ser reflexo da agregação espacial dos indivíduos. No fragmento do Ribeirão Cachoeira, observou-se que o indivíduo 7 apresentou um baixo valor de similaridade, ficando separado completamente do dois grupos considerados (Figura 11).

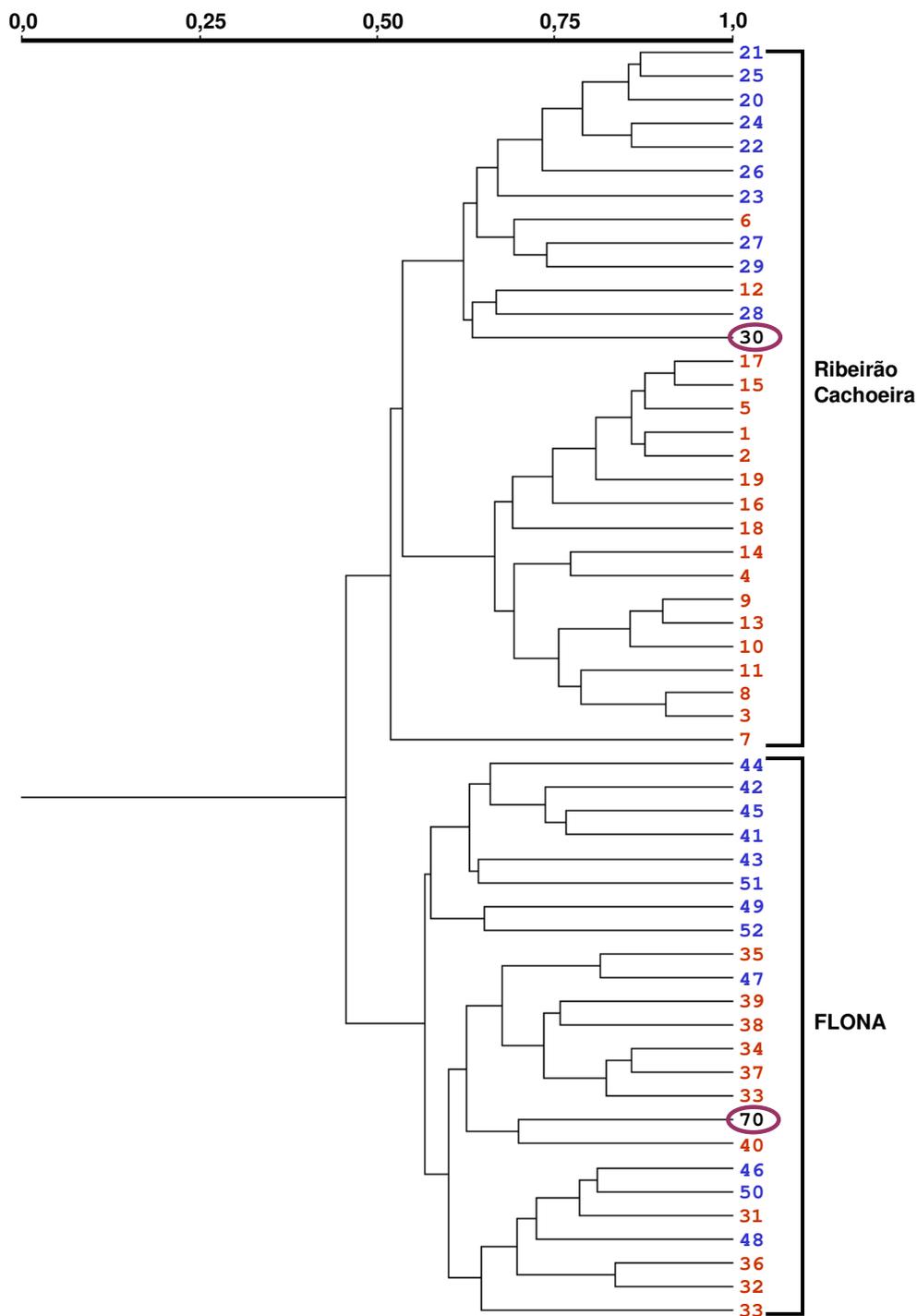


Figura 11. Dendrograma de *L. muehlbergianus* do fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira e da FLONA de Ipanema, originado pelo método de média aritmética (UPGMA), utilizando a matriz de similaridade (coeficiente de Jaccard), construído a partir de uma matriz binária de marcadores RAPD: nove “primers” e 40 fragmentos polimórficos. Os números em azul correspondem aos indivíduos do “núcleo” 1 e os números em vermelho, aos do “núcleo” 2, em seus respectivos fragmentos florestais (mapas das populações). Os círculos correspondem aos indivíduos considerados como externos. Coeficiente de correlação cofenética de Mantel  $r = 0,8$ .

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth.

A análise de agrupamento e os mapeamentos das populações de *C. tomentosum* trouxeram indicações da provável ocorrência de clones, apoiando a hipótese de maior frequência de clones de *C. tomentosum* gerados a partir de raízes gemíferas na FLONA de Ipanema, a área alterada por perturbações. Não foram identificados clones na E. E. dos Caetetus, a área melhor preservada. Este resultado leva à discussão de que a rebrota de *C. tomentosum* a partir de raízes esteja condicionada à ocorrência de distúrbios.

Respostas semelhantes foram encontradas por Kennard & Putz (dados não publicados), que observaram o padrão de regeneração de algumas espécies arbóreas sob diferentes regimes de perturbação pelo fogo: parcelas-controle, incêndios de “baixa intensidade” ( $225 \pm 33^{\circ}\text{C}$ ), incêndios de “alta intensidade” ( $704 \pm 42^{\circ}\text{C}$ ), além do tratamento de retirada da parte aérea da vegetação sem indução de fogo. No geral, indivíduos gerados a partir de raízes gemíferas foram mais abundantes nos tratamentos de retirada da parte aérea e de fogo de “baixa intensidade”. Verificaram ainda que após seis meses, no caso de *Centrolobium microchaete* Mart. ex Benth., a densidade de brotos gerados por raízes foi maior do que o recrutamento de sementes. Após 18 meses, a média da altura dos clones foi mais de sete vezes maior que a média dos jovens gerados por sementes.

A emissão de clones de *C. tomentosum* a partir de raízes foi constatada por Penha (1998) e Rodrigues *et al.* (no prelo), em uma floresta alterada por incêndios recentes (Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP). Nesta área, foram registrados 40 brotos emitidos a partir de raízes gemíferas em uma área de 5000 m<sup>2</sup> (Penha 1998).

*C. tomentosum* apresenta seu sistema subterrâneo (raízes secundárias) disposto quase que superficialmente ao solo. É possível que tal condição contribua para a geração de clones, pois a exposição direta à perturbação poderia intensificar o desenvolvimento de gemas ao longo das raízes e a emissão de brotos. Foi descrito que em *C. tomentosum*, os meristemas originam-se nas proximidades do câmbio vascular e com seu desenvolvimento, rompem-se os tecidos periféricos, expondo juntamente os primórdios foliares (Hayashi 1998). Apesar da confirmação da emissão de gemas e de clones através de observações em campo e análises em laboratório, os fatores envolvidos na formação de gemas radiculares

ainda não estão completamente esclarecidos. Em experimento que simulava a exposição direta de raízes de *C. tomentosum* ao fogo, além da simulação de injúria mecânica, não foi verificado o surgimento de gemas; entretanto, de modo contrário, em estacas radiculares, as gemas se desenvolveram rapidamente (Hayashi 1998).

Analisando os resultados obtidos na amostragem de *C. tomentosum* na FLONA de Ipanema e comparando-os à amostragem na E. E. dos Caetetus, esperava-se identificar um número maior de clones emitidos a partir de raízes gemíferas na FLONA de Ipanema, devido ao elevado grau de agregação entre indivíduos nessa população. Neste caso, outros clones poderiam estar presentes na área considerada. Este fato é ainda mais relevante no caso de *C. tomentosum*, para a qual já foram identificados clones emitidos a partir de suas raízes a distâncias de até 10 m do tronco principal (Penha 1998). Apesar do fogo estimular a rebrota, em alguns casos (Paysen *et al.* 1991), foi obtida uma alta taxa de mortalidade de brotos menores, o que pode limitar o domínio por clones emitidos por raízes. Em outras situações, porém, esta mortalidade de caules menores não foi tão intensa (Cirne & Scarano 2001). Isto talvez sugira que o desenvolvimento e a persistência de brotos originados por raízes necessite de muitos anos e múltiplos ciclos de perturbação (Montalvo *et al.* 1997).

A alta similaridade obtida entre indivíduos na FLONA de Ipanema deve ser resultado direto do fluxo gênico restrito, conseqüência da fragmentação e do histórico intensivo de perturbação desta área, ainda que a amostragem adotada não seja adequada para confirmar esta hipótese. Provavelmente, o fluxo de pólen deve estar comprometido devido ao isolamento desta floresta em relação a outros fragmentos e à elevada abundância de indivíduos de *C. tomentosum* numa área relativamente restrita. Esta condição pode privilegiar o cruzamento entre indivíduos aparentados, favorecendo o aumento da endogamia. Deve ser ainda considerado que *C. tomentosum* é capaz de realizar autofecundação, em conjunto com a polinização cruzada (Aidar 1992).

A separação praticamente distinta no dendrograma dos núcleos de indivíduos selecionados para a análise RAPD da FLONA de Ipanema deve ter sido o resultado desta restrição no fluxo de pólen, associada ao padrão de dispersão dos frutos produzidos pelos adultos, sâmaras com alas coriáceas, que são pesados o suficiente para desprenderem-se e ficarem depositados muito próximos à planta-mãe, caso não existam dispersores. Baseando-se em sua organografia, é bastante improvável que existam dispersores de seus frutos, pois o núcleo seminífero da sâmara apresenta acúleos tomentosos de 0,9 a 2,0 cm de comprimento (Lima 1985), que deve dificultar sua predação por vertebrados ou sua dispersão.

No caso dos resultados obtidos para a amostragem da E. E. de Caetetus, o fragmento florestal melhor preservado, a análise de agrupamento exclui claramente a existência de clones. Este resultado está de acordo com a hipótese de trabalho, que assume que a rebrota seria condicionada pelo histórico de perturbação. Além da E. E. dos Caetetus apresentar área mais extensa, o local amostrado não apresenta indícios de que tenha sido alvo de perturbações recentes e antrópicas, como incêndios. Pelo contrário: a dificuldade de acesso ao local deve ter limitado práticas extrativistas ou outras intervenções antrópicas intensivas, sendo observadas apenas clareiras com provável origem natural. Neste caso, seria possível inferir que os distúrbios de causas naturais não tenham sido intensos o suficiente para induzir a rebrota de *C. tomentosum* (Kauffman 1991; Penha 1998; Kammsheidt 1999).

Em comparação à amostragem da FLONA de Ipanema, os indivíduos da E. E. dos Caetetus apresentaram valores menores de similaridade (Figura 5), que oscilaram entre 0,3 a 0,9, com poucos indivíduos com similaridade acima de 0,75. A relação entre os indivíduos dos respectivos núcleos selecionados, no entanto, foi pouco esclarecedora, pois eles não formaram grupos distintos no dendrograma.

Deve ser considerado que a E. E. dos Caetetus apresenta maior extensão, fato que poderia privilegiar o fluxo de pólen e garantir a manutenção da diversidade genética da população. Deste modo, observando o tamanho da área amostrada em relação à extensão total do fragmento, pode-se constatar que a distância entre os núcleos de indivíduos selecionados é relativamente pequena. Isto também justificaria o fato do indivíduo externo não ter sido encontrado isolado no dendrograma e não ter apresentado menor valor de similaridade em relação aos demais indivíduos. Além disso, é possível que a quantidade de “primers” e de fragmentos polimórficos selecionados não tenham sido suficientes para confirmar tais suposições. Ainda resta responder se os clones da população na FLONA de Ipanema seriam capazes de atingir a maturidade reprodutiva, condição que iria interferir diretamente na biologia reprodutiva e, conseqüentemente, na diversidade genética desta população (Bond & Midgley 2001).

#### **4.2. *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl.**

Pelo dendrograma gerado na análise de agrupamento, constatou-se que ambas as populações de *L. muehlbergianus* estavam bem delimitadas (Figura 11). Este resultado foi o reflexo principalmente das características genéticas particulares de cada população, expressas pela presença de alguns marcadores polimórficos exclusivos (Tabela 7).

Em primeiro lugar, existe o argumento da metodologia de seleção de indivíduos não ter privilegiado a amostragem de possíveis clones, no caso de terem sido escolhidos núcleos apenas com indivíduos que não foram originados por propagação vegetativa. Ainda pode ser questionado que o número de núcleos selecionados para a análise de agrupamento tenha sido pequeno e não tenha privilegiado a inclusão de prováveis clones, de acordo com o mapeamento e densidade obtidos na amostragem total da área (Figura 2).

Outras duas alternativas para explicar a rejeição da hipótese de trabalho podem ser discutidas: **i)** *L. muehlbergianus* é capaz de produzir brotos através de seu sistema subterrâneo (Tozzi 1989). Mas sob condições ambientais adequadas para seu desenvolvimento, como espaço, luz e solos úmidos, a reprodução sexuada poderia ser privilegiada em detrimento da propagação vegetativa. Neste caso, a emissão e a frequência de brotos a partir de raízes gemíferas estaria diretamente vinculada à intensidade do distúrbio (Kennard *et al.* 2002); e, **ii)** os brotos de *L. muehlbergianus* emitidos a partir de raízes não crescem e não atingem a maturidade reprodutiva, considerando que a maior parte dos indivíduos amostrados apresentavam DAP  $\geq 5,0$  cm. No caso da análise RAPD de *L. muehlbergianus* na FLONA de Ipanema, foram coletadas folhas de 22 indivíduos adultos e de apenas dois indivíduos jovens (Tabela 5).

Algumas espécies arbustivas e arbóreas são capazes de se reproduzirem sexuadamente e de gerar brotos a partir de raízes que atingem a maturidade reprodutiva (Motalvo *et al.* 1997; Rossetto *et al.* 1999; Persson & Gustavsson 2001). Outras ainda, perpetuam-se quase que exclusivamente através da emissão de brotos emitidos por raízes (Sydes & Peakall 1998; Godt & Hamrick 1999; Warburton *et al.* 2000; Kimpton *et al.* 2002). No entanto, ainda não existem estudos com espécies arbóreas de florestas tropicais que atestem a capacidade destes brotos alcançarem o estágio reprodutivo (Bond & Midgley 2001).

*L. muehlbergianus* é uma espécie bastante freqüente em fragmentos florestais em regeneração e é considerada uma espécie secundária inicial (Rodrigues 1995). Coloniza florestas estacionais, preferencialmente matas pluviais e de galeria (Tozzi 1989). Tanto na

FLONA de Ipanema quanto no fragmento do Ribeirão Cachoeira, as populações de *L. muehlbergianus* ocupam justamente locais muito próximos a cursos d'água.

Ao serem comparadas às amostragens das populações das duas áreas consideradas, verificou-se uma característica comum: os indivíduos de ambas as populações dispunham-se de forma agregada no espaço. No caso da FLONA de Ipanema, esta constatação foi direta, pois em apenas 800 m<sup>2</sup> de área amostrada, foram identificados 199 indivíduos. No caso do fragmento do Ribeirão Cachoeira, mesmo sendo amostrada uma área total de aproximadamente 13200 m<sup>2</sup>, através dos mapas, foi possível identificar grupos agregados de indivíduos.

De acordo com o arranjo espacial de *L. muehlbergianus* nas duas áreas, outras considerações podem ser feitas. Por exemplo, no caso do fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, a análise de agrupamento confirmou a distinção dos dois grupos selecionados a partir dos mapas obtidos. Este resultado poderia significar que tanto a dispersão de frutos quanto o fluxo de pólen seriam bastante limitados, provavelmente devido a suas características morfológicas e fisiológicas. Nesta situação, a distância entre os dois núcleos especificados poderia ser grande o suficiente para dificultar o fluxo de pólen.

Aparentemente, as sementes de *L. muehlbergianus* germinam próximas à “planta-mãe”, da mesma forma que *Lonchocarpus pentaphyllus* (Poir.) DC., cujos frutos maduros, cerca de 40% do total, caem abaixo do raio formado pela copa da “planta-mãe”, e frutos com maior quantidade de sementes intactas são dispersas a distâncias mais curtas (Augspurger & Hogan 1983). Além disso, é possível que as sementes de *L. muehlbergianus* tenham um número bastante limitado de dispersores e/ou predadores, já que várias espécies deste gênero apresentam sementes com altas concentrações de vários tipos de alcalóides e de flavonóides, tóxicos para uma série de vertebrados predadores (Janzen *et al.* 1990).

Por outro lado, os resultados da análise de agrupamento para a população da FLONA de Ipanema indicaram que os núcleos de indivíduos selecionados estavam relativamente bem definidos, ainda que estes agregamentos estivessem muito próximos entre si. Entretanto, os indivíduos amostrados na FLONA de Ipanema apresentaram valores de similaridades menores que os da população do fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira.

### **4.3. Efeitos da rebrota a partir de raízes gemíferas na biologia reprodutiva.**

Os distúrbios antrópicos efetivamente alteram os componentes da biologia reprodutiva e a estrutura genética de populações (Couvét 2002), como no caso de *Shorea megistophylla* P.S. Ashton - Dipterocarpaceae (Murawski *et al.* 1994), de *Pithecellobium elegans* Ducke - Leguminosae (Hall *et al.* 1996), de *Samanea saman* (Jacq.) Merr. - Leguminosae (Cascante *et al.* 2002) e de *Pachira quinata* (Jacq.) Alverson - Bombacaceae (Fuchs *et al.* 2003).

A rebrota a partir de raízes deve apresentar relação estreita com o histórico de perturbação. Por isso, afetaria diretamente os padrões de polinização de espécies com este potencial. Discutiu-se que o aumento na densidade de indivíduos clonais torna o movimento de pólen bastante restrito. Sob estas condições, o sistema reprodutivo pode ser alterado, pelo menos no caso de algumas plantas herbáceas (Handel 1985). O aumento na abundância de árvores e alterações no comportamento de polinizadores levaria a mudanças na estrutura genética destas populações. O tamanho efetivo da população influencia o fluxo de pólen, que por sua vez, depende diretamente da disposição e densidade de indivíduos por área (Murawski 1995).

A partir do histórico de perturbação e de fragmentação da FLONA de Ipanema e dos dados de similaridade genética obtidos para *C. tomentosum*, associados ao fato desta espécie realizar autofecundação e polinização cruzada (Aidar 1992), poder-se-ia inferir sobre o aumento da endogamia e a perda de variabilidade genética desta população (Aldrich & Hamrick 1998; Aldrich *et al.* 1998).

Considerações semelhantes podem ser feitas em relação à amostragem de *L. muehlbergianus* na FLONA de Ipanema, ainda que baseados apenas nos resultados de similaridade genética, aparentemente maior que a da amostragem do Ribeirão Cachoeira. Em alguns casos, verificou-se a formação de grupos de brotos gerados a partir de raízes com alto grau de heterozigosidade, o que provavelmente relaciona-se com a preservação da diversidade genética (Montalvo *et al.* 1997; Godt & Hamrick 1999) e com a manutenção de genótipos vantajosos (Richards 1996).

## 5. CONSIDERAÇÕES

A análise RAPD identificou prováveis clones de *C. tomentosum*, confirmando a hipótese de trabalho. Para a população amostrada no fragmento da FLONA de Ipanema, o número de “primers” e de marcas polimórficas selecionadas foram adequados para explicar a alta similaridade genética entre os grupos de indivíduos selecionados. Em relação à população amostrada na E. E. dos Caetetus, a metodologia utilizada foi eficiente para constatar que não havia clones. O fato de terem sido verificados altos valores de similaridade genética entre alguns indivíduos não foi reflexo apenas da quantidade de fragmentos polimórficos selecionados, mas também do modo de seleção dos indivíduos envolvidos nas análises de agrupamento. *C. tomentosum* aparentemente apresenta maior homogeneidade genética, já que não foram verificados fragmentos polimórficos exclusivos de uma das populações, como obtido para as populações de *L. muehlbergianus*. Por esta característica, um número maior de “primers” deveria ser selecionado para que fosse gerado um único dendrograma que isolasse as duas populações de *C. tomentosum*, a partir de um certo valor de similaridade genética.

No caso de *L. muehlbergianus*, a análise genética não detectou a presença de clones na amostragem da FLONA de Ipanema, rejeitando a hipótese de trabalho. O número de “primers” e de fragmentos polimórficos selecionados, de qualquer forma, foram suficientes para indicar maior similaridade genética no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, sendo que era esperado resultado contrário, dada a maior extensão e o melhor estado de conservação deste fragmento.

Neste sentido, a análise RAPD forneceu indícios de que algumas características ecológicas de *L. muehlbergianus*, como modo de dispersão de pólen e frutos, sua preferência por luz e solos úmidos, entre outras, devem influenciar diretamente a sua distribuição espacial e o seu fluxo gênico, com a hipótese de que a reprodução sexuada seja a estratégia mais privilegiada. Foram identificados brotos jovens de *L. cultratus* (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima emitidos a partir de raízes gemíferas em área alterada por incêndios (Penha 1998). De modo contrário, a seleção de agregados de indivíduos de *L. cultratus* (= *L. guilleminianus*) em área perturbada e a análise através de marcadores moleculares não indicou a presença de clones (Panarari *et al.* 2001). Neste trabalho, discutiu-se que a reprodução sexuada deve ser a estratégia mais importante de ocupação de áreas alteradas.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Aidar, M.P.M. 1992. **Ecologia do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) e o ecótono mata ciliar da Bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Albuquerque, G.B. 1999. **Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do mosaico de Araçoiaba, Iperó, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Aldrich, P.R. & Hamrick, J.L. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. **Science**, 281: 103-105.
- Aldrich, P.R.; Hamrick, J.L.; Chavarriaga, P. & Kochert, G. 1998. Microsatellite analysis of demographic genetic structure in fragmented populations of the tropical tree *Symphonia globulifera*. **Molecular Ecology**, 7 (8): 933-944.
- Augspurger, C.K. & Hogan, K.P. 1983. Wind dispersal of fruits with variable seed number in a tropical tree (*Lonchocarpus pentaphyllus*: Leguminosae). **American Journal of Botany**, 70 (7): 1031-1037.
- Bellingham, P.J. & Sparrow, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos**, 89 (2): 409-416.
- Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution**, 16 (1): 45-50.
- Bucci, G. & Menozzi, P. 1995. Genetic variation of RAPD markers in *Picea abies* Karst. population. **Heredity**, 75: 188-197.
- Cascante, A.; Quesada, M.; Lobo, J.J. & Fuchs, E.A. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. **Conservation Biology**, 16 (1): 137-147.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16(2): 181-203.
- Cheliak, W.M. & Pitel, J.A. 1984. Electrophoretic identification of clones in trembling aspen. **Canadian Journal of Forest Research**, 14: 740-743.
- Cirne, P. & Scarano, F.R. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legalis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in south-eastern Brazil. **Journal of Ecology**, 89: 351-357.
- Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. **Conservation Biology**, 16 (2): 369-376.
- Dickinson, M.B.; Whigham, D.F. & Hermann, S.M. 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, 134: 137-151.
- Doyle, J.J. & Doyle, J.L. 1987. A rapid DNA isolation procedure for small amounts of fresh leaf tissue. **Phytochemistry Bulletin of Methods**, 19: 11-15.

- Ellstrand, N.C. & Roose, M.L. 1987. Patterns of genotypic diversity in clonal plant species. **American Journal of Botany**, 74: 123-131.
- Ferreira, M. & Grattapaglia, D. 1998. **Introdução ao uso de marcadores RAPD e RFLP em análise genética**. Embrapa, Cenargen. Brasília.
- Franco, G.A.D. 2002. **Florística e fitossociologia de duas unidades do mosaico sucessional da Estação Ecológica dos Caetetus – Floresta Estacional Semidecidual, Gália - SP**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Fredericksen, T.S.; Justiniano, J.M.; Mostacedo, B; Kennard, D.K. & MacDonald, L. 2000. Comparative regeneration ecology of three leguminous timber species in a Bolivian tropical dry forest. **New Forests**, 12: 15-34.
- Fuchs, E.J.; Lobo, J.A. & Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, 17 (1): 149-157.
- Godt, M.J.W. & Hamrick, J.L. 1999. Population genetic analysis of *Elliottia racemosa* (Ericaceae), a rare Georgia shrub. **Molecular Ecology**, 8: 75-82.
- Hall, P.; Walker, S. & Bawa, K. 1996. Effect of forest fragmentation on genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Pithecellobium elegans*. **Conservation Biology**, 10 (3): 757-768.
- Handel, S.N. 1985. The intrusion of clonal growth patterns on plant breeding systems. **The American Naturalist**, 125: 367-384.
- Hayashi, A.H. 1998. **Estudos anatômicos de raízes gemíferas de espécies arbóreas e arbustivas de um fragmento florestal em Campinas (SP), Brasil**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Universidade de São Paulo. Piracicaba.
- Huenneke, L. 1985. Spatial distribution of genetic individuals in thickets of *Alnus incana* ssp. *rugosa*, a clonal shrub. **American Journal of Botany**, 72: 152-158.
- Janzen, D.H.; Fellows, L.E. & Waterman, P.G. 1990. What protects *Lonchocarpus* (Leguminosae) seeds in a costa rican dry forest? **Biotropica**, 22 (3): 272-285.
- Jeník, J. 1994. Clonal growth in woody plants: a review. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica**, 29: 291-306.
- Kammesheidt, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in eastern Paraguay. **Plant Ecology**, 139: 155-165.
- Kammesheidt, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 143-157.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of de eastern Amazon. **Biotropica**, 23 (3): 219-224.
- Kennard, D.K. & Putz, F.E. dados não publicados. Differential responses of bolivian timber species to prescribed fire and other gap treatments.

- Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S. & Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, 162: 197-208.
- Kimpton, S.K.; James, E.A. & Drinnan, A.N. 2002. Reproductive biology and genetic marker diversity in *Grevillea infecunda* (Proteaceae), a rare plant with no known seed production. **Australian Systematic Botany**, 15 (4): 485-492.
- Koeppen, W. 1948. **Climatologia**. Fondo de Cultura Econômica. México.
- Lacey, C.J. & Johnston, R.D. 1990. Woody clumps and clumpwoods. **Australian Journal of Botany**, 38: 299-334.
- Lima, H.C. 1985. *Centrolobium* Mart. ex Benth. (Leguminosae – Papilionoidae): estudo taxonômico das espécies brasileiras extra-amazônicas. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, 27: 177-191.
- Malvas, C. C. 1998. **Análise de ligação de genes de resistência de *Brassica oleracea* a *Xanthomonas campestris* pv. *campestris* e *Fusarium oxysporum* f. sp. *conglutinans***. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba.
- Marod, D.; Kutintara, U.; Tanaka, H. & Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, 161: 41-57.
- Matthes, L.A.F. 1992. **Dinâmica da sucessão secundária em mata, após a ocorrência de fogo – Santa Genebra – Campinas, São Paulo**. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Miranda, Z.A.I. 1996. **Plano de gestão da Área de Proteção Ambiental da região de Sosas e Joaquim Egídio – APA Municipal**. Relatório da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente – SEPLAMA. Prefeitura Municipal de Campinas.
- Montalvo, A.M.; Conrad, S.G.; Conkle, M.T. & Hodgskiss, P.D. 1997. Population structure, genetic diversity, and clone formation in *Quercus chrysolepis* (Fagaceae). **American Journal of Botany**, 84 (11): 1553-1564.
- Murawski, D.A.; Gunatilleke, I.A.U.N & Bawa, K.S. 1994. The effects of selective logging on inbreeding in *Shorea megistophylla* (Dipterocarpaceae) from Sri Lanka. **Conservation Biology**, 8: 997-1002.
- Murawski, D.A. 1995. Reproductive biology and genetics of tropical trees from a canopy perspective. In: M.D. Lowman & G. Nadkarni (eds.). **Forest Canopies**. Academic Press. New York. pp: 457-493.
- Nason, J.D. & Hamrick, J.L. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. **Journal of Heredity**, 88 (4): 264-276.
- Negreros-Castillo, P. & Hall, R.B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. **Forest Ecology and Management**, 126: 399-403.
- Panarari, R.S.; Prioli, A.J.; Prioli, S.M.A.P.; Oliveira, A.V. & Souza, M.C. 2001. Estratégia reprodutiva de *Lonchocarpus guilleminianus* (Tul.) Malme em floresta ripária em regeneração evidenciada por marcadores moleculares. **Resumos. 46º Congresso Nacional de Genética**.
- Paysen, T.E.; Narog, M.G.; Tissel, R.G. & Lardner, M.A. 1991. Trunk and root sprouting on residual trees after thinning a *Quercus chrysolepis* stand. **Forest Science**, 37: 17-27.

- Penha, A.S. 1998. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Persson, H.A. & Gustavsson, B.A. 2001. The extent of clonality and genetic diversity in lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) revealed by RAPDs and leaf-shape analysis. **Molecular Ecology**, 10: 1385-1397.
- Pitelka, L.F. & Ashmun, J.W. 1985. Physiology and integration of ramets in clonal plants. In: J.B.C. Jackson; L.W. Buss & R.E. Cook (eds.). **Population Biology and Evolution of Clonal Organisms.** Yale University Press. New Haven. pp.399-435.
- Polowick, P.L. & Raju, M.V.S. 1982. The origin and development of root buds in *Asclepias syriaca*. **Canadian Journal of Botany**, 60: 2119-2125.
- Richards, A.J. 1996. **Plant breeding systems.** Allen & Unwin. London.
- Rocha, D.M.S. & Macdowell, S. 1997. Identificação de clones de *Pterodon pubescens* Benth. (Leguminosae, Papilionoidae) através da técnica de RAPD. In: L.L. Leite & C.H. Saito (orgs.). **Contribuição ao Conhecimento Ecológico do Cerrado – Trabalhos selecionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil.** Universidade de Brasília. Brasília.
- Rodrigues, R.R. 1995. A sucessão florestal. In: P.C. Morellato. & H.F. Leitão-Filho (eds.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana – Reserva Municipal de Santa Genebra.** Editora da UNICAMP. Campinas.
- Rodrigues, R.R.; Torres R.B.; Matthes, L.A.F. & Penha A.S. no prelo. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology.**
- Rohlf, F.J. 1992. **NTSYS: numerical taxonomy and multivariate analysis system.** Exeter Publishers, New York.
- Rossetto, M; Jezieski, G.; Hopper, S.D. & Dixon, K. W. 1999. Conservation genetics and clonality in two critically endangered eucalypts from the highly endemic south-western Australian flora. **Biological Conservation**, 88: 321-331.
- Saldarriaga, J.G.; West, D.C.; Sharp, M.L & Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, 76: 938-958.
- Scheinert, P.; Behrens, B. & Kahle, D. 2001. **Optimizing DNA amplification protocols using the Eppendorf® Mastercycler®.** [http://www.brinkmann.com/PCR\\_appl\\_protocolsMC.asp](http://www.brinkmann.com/PCR_appl_protocolsMC.asp) (06/05/2001).
- Stocker, G.C. 1981. Regeneration of a north Queensland rain forest following felling and burning. **Biotropica**, 13: 86-92.
- Sydes, M.A. & Peakall, R. 1998. Extensive clonality in the endangered shrub *Haloragodendron lucasii* (Holagraceae) revealed by allozymes and RAPDs. **Molecular Ecology**, 7: 87-93.
- Tozzi, A.M.G.A. 1989. **Estudos taxonômicos dos gêneros *Lonchocarpus* Kuntze e *Deguelia* Aubl. no Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Uhl, C.; Clark, K.; Clark, H. & Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, 69: 631-649.

- Uhl, C. 1982. Recovery following disturbances of different intensities in the amazon rain forest of Venezuela. **Interciencia**, 7 (1): 19-24.
- Uhl, C. & Kauffman, J.B. 1990. Deforestation, susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology**, 71 (2): 437-449.
- Warburton, C.L.; James, E.A.; Fripp, Y.J.; Trueman, S.J. & Wallace, H.M. 2000. Clonality and sexual reproductive failure in remnant populations of *Santalum lanceolatum* (Santalaceae). **Biological Conservation**, 96: 45-54.
- Yeh, F.C; Chong, D.K.X. & Yang, R.C. 1995. RAPD variation within and among natural populations of trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) from Alberta. **Journal of Heredity**, 86: 454-460.
- Young, K.R.; Ewel, J.J. & Brown, B.J. 1987. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, 71: 157-173.
- Young, A.G.; Merriam, H.G & Warwick, S.L. 1993. The effects of forest fragmentation on genetic-variation in *Acer saccharum* Marsh (sugar maple) populations. **Heredity**, 71: 277-289.

## **CAPÍTULO 2**

**Influência da rebrota a partir de raízes nos padrões espaciais, fenológicos e reprodutivos de quatro espécies arbóreas de Florestas Estacionais Semidecíduais.**

## INFLUÊNCIA DA REBROTA A PARTIR DE RAÍZES NOS PADRÕES ESPACIAIS, FENOLÓGICOS E REPRODUTIVOS DE QUATRO ESPÉCIES ARBÓREAS DE FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS.

**Resumo:** A rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas tem sido considerada um dos principais mecanismos de regeneração natural após a ação de distúrbios. Nas florestas estacionais semidecíduais de São Paulo, onde os processos de fragmentação são bastante antigos, são reconhecidas inúmeras espécies arbóreas com potencial de rebrota através de raízes. Tal condição provavelmente deve causar mudanças estruturais na comunidade e nas características populacionais de espécies com este potencial. Deste modo, este trabalho teve como objetivos: discutir a influência da rebrota através de raízes gemíferas em populações de quatro espécies arbóreas, amostradas em fragmentos de floresta estacional semidecidual com históricos distintos de perturbação pelo fogo - *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth., *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., *Machaerium stipitatum* Vogel e *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze; comparar a distribuição espacial das populações amostradas nos fragmentos florestais através da função-K de Ripley; realizar observações fenológicas nas populações amostradas; e verificar a viabilidade de sementes produzidas por estas populações. Populações destas espécies foram delimitadas em fragmentos florestais com características sucessionais distintas: i) remanescentes que não foram atingidos por incêndios pelo menos há 50 anos; e ii) fragmentos que sofreram a ação intensiva de incêndios. No geral, as populações dos fragmentos florestais alterados apresentaram maiores abundâncias em áreas proporcionalmente menores às áreas dos fragmentos florestais melhor preservados, pelo fato dessas espécies geralmente formarem “reboleiras” nos locais atingidos por incêndios freqüentes. A análise do padrão espacial apontou, na maior parte dos casos, diferenças nos padrões de agregação das populações das quatro espécies. Em geral, nas amostragens nos fragmentos florestais melhor preservados, verificou-se o padrão agregado em todas as escalas de observação, enquanto que nas populações dos fragmentos alterados, a função-K indicou picos de agregação, podendo ser verificados grupos distintos de indivíduos agregados. Exceções a este padrão foram verificadas para *C. tomentosum* no fragmento florestal do Haras Santa Elisa (Brotas, SP), onde foi sugerido um padrão aleatório, e para as populações de *L. muehlbergianus*. A partir destes resultados, discutiu-se que a rebrota a partir de raízes gemíferas poderia influenciar diretamente o padrão espacial das populações de *C. tomentosum* na FLONA de Ipanema (Iperó, SP) e de *M. stipitatum* no fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa (Campinas, SP), pois foram observados clones nestas populações. De outubro de 2000 a março de 2003, as populações amostradas das quatro espécies apresentaram padrões fenológicos semelhantes entre si, com períodos de brotação de folhas, queda de folhas, floração e frutificação similares. Não foram verificadas floração e frutificação de *M. stipitatum* durante o período de observações. Foram coletados frutos de *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*, em seus respectivos fragmentos florestais, os quais foram processados e depositados em casa de vegetação. Verificou-se 100% de germinação de sementes das três espécies, sob duas condições de

luminosidade estipuladas: à luz plena e em ambiente sombreado. A análise de variância revelou para as três espécies que não existiam diferenças significativas entre os tratamentos. Não foram registradas diferenças significativas entre as medidas de comprimento dos folíolos terminais de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, e nem das folhas de *C. estrellensis*.

**Chapter 2 – Influence of root suckering on spatial, phenological, and reproductive patterns of four tree species in Seasonal Semideciduous forest fragments. Abstract:**

Tree species root suckering has been considered one of the major natural regeneration mechanisms after disturbances. At São Paulo Seasonal Semideciduous forests (Southeast Brazil), forest fragmentation processes are very ancient and evident. In these areas several tree species with root suckering potential are recognized. This kind of vegetative propagation probably produces changes in community structure, and also in populational characteristics. Thus, in this study influence of root suckering of four tree species - *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth., *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., *Machaerium stipitatum* Vogel and *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze – was discussed through Ripley's K-function, phenological observations, seed viability, and seedling growth, concerning to different forest antropic disturbances levels. Populations of the four species were sampled under two distinctive conditions: i) non fire-disturbed forest fragments (for at least 50 years); and ii) fire-disturbed forest fragments. Generally, populations at preserved forest fragments showed lower individuals abundances, compared to populations at fire-disturbed forests; in the latter areas clustered arrangement of individuals was observed. Spatial pattern analysis using Ripley's K-function, and Monte Carlo simulations (null hypothesis: complete spatial randomness) pointed out differences among spatial patterns of the four species. Results indicated variations in the clumped patterns, probably associated with root suckering and disturbance levels. The majority of the four tree species populations at non-fire disturbed forest fragments presented a clumped spatial pattern at all scales of distances. In populations at fire-disturbed fragments Ripley's K-function indicated clumped pattern at small scales, which tended to regular pattern at larger scales; in these areas distinctive groups of clumped individuals were observed. Exceptions of these general spatial patterns were observed for *C. tomentosum* (Brotas, SP), from which a random pattern was suggested, and for *L. muehlbergianus* populations, in which groups of clumped individuals were observed at preserved forest fragment (Ribeirão Cachoeira forest fragment, Campinas, SP), whereas at the fire-disturbed area clumped spatial pattern could be verified in all scales of distances. This study showed that tree species root suckering could directly influence spatial patterns of *C. tomentosum* population at FLONA de Ipanema, and *M. stipitatum* population at Santa Elisa Farm forest fragment, since clones were observed in these fire-disturbed forest fragments. From October 2000 to March 2003, populations of the four species showed similar phenological patterns, with analogous periods of new leaves production and maturing, leaf shedding, flowering, and fruiting among populations. In relation to *M. stipitatum*, flowering and fruiting periods were not observed, neither at fire-disturbed forest fragment nor at the preserved one. Fruits of *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus*, and *C. estrellensis* were collected. All seeds of three species germinated, under two light conditions: full-light and shaded environments. ANOVA indicated no significant differences in height growth, and also in leaflet length measures of *C. tomentosum* and *L. muehlbergianus*, and leaf length of *C. estrellensis*.

## 1. INTRODUÇÃO

As intervenções antrópicas intensivas têm acelerado os processos de fragmentação de diversas formações florestais tropicais e subtropicais e estão diretamente relacionadas à perda rápida de diversidade, à diminuição na disponibilidade de recursos, às mudanças estruturais e efeitos de borda, entre outras conseqüências (Murcia 1995; Putz *et al.* 2001; Laurance 2003). No entanto, as diversas respostas de regeneração natural da floresta frente aos distúrbios, além de seus efeitos nas características estruturais e genéticas nas populações a curto, médio e longo prazos, ainda necessitam de avaliações meticulosas, com o intuito de garantir e promover práticas conservacionistas (Putz *et al.* 2001).

A rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas em habitats florestais tem sido considerada um dos mecanismos de regeneração natural após a ocorrência de distúrbios, sejam estes de causas naturais (Bellingham *et al.* 1994; Ickes *et al.* 2003; Peterson 2000) ou antrópicas (Kauffman 1991; Kammesheidt 1998, 1999; Negreros-Castillo & Hall 2000). A modulação dos padrões de rebrota a partir de raízes geralmente encontra-se vinculada à intensidade e freqüência dos distúrbios (Kammesheidt 1999; Bellingham & Sparrow 2000; Kennard *et al.* 2002). Porém, poucos experimentos quantificaram as respostas de recrutamento, crescimento e persistência de clones a longo prazo (Saldarriaga *et al.* 1988). A curto prazo, pelo menos, a rebrota a partir de raízes seria capaz de influenciar o padrão de agregação de populações com este potencial, determinando a formação de “reboleiras” em fragmentos florestais alterados por perturbações (Penha 1998; Lookingbill & Zavala 2000; Rodrigues *et al.* no prelo).

Neste contexto, o padrão de emissão de brotos apresenta relação direta com o histórico de perturbação (Penha 1998; Kammesheidt 1999). Durante um ano de avaliação do desenvolvimento de brotos emitidos através de raízes em um fragmento florestal atingido por freqüentes incêndios (Campinas, SP), verificou-se um crescimento significativo da área basal média total dos brotos de algumas espécies, mesmo com a morte de alguns clones. Registrou-se o desligamento da porção subterrânea entre brotos e também entre brotos e os troncos principais, seguida da formação de raízes secundárias (Penha 1998). Além disso, a relação entre o número de clones emitidos por *Centrolobium tomentosum* Guill. ex. Benth. e por *Machaerium stipitatum* Vogel, e as distâncias destes até os troncos principais gerou uma maior agregação de caules, expressos em altos valores do “Índice de Dispersão” (Penha 1998).

As mudanças nos padrões de agregação como efeito da fragmentação florestal podem exercer influência direta no sucesso reprodutivo das populações (Couvét 2002), através de alterações nas taxas de cruzamento e na fenologia. Estas características dizem respeito à quantidade de flores e frutos produzidos e ao comprometimento da diversidade genética (Murawski *et al.* 1994; Wright & Van Schaik 1994; Ghazoul *et al.* 1998; Cascante *et al.* 2002; Laurance *et al.* 2003; Fuchs *et al.* 2003). De modo semelhante, a emissão de brotos a partir de raízes pode influenciar a fenologia de populações em ambientes alterados, que se relacionam com o balanço entre as estratégias de propagação vegetativa e de reprodução sexuada. A rebrota também pode gerar alterações na produção de flores, frutos e na quantidade e viabilidade de sementes (Lamont 1988; Canadell *et al.* 1991), pressupondo-se que os brotos são capazes de alcançar a maturidade reprodutiva.

A maioria dos fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais do Estado de São Paulo experimentaram o impacto de diversas perturbações antrópicas, incluindo a passagem do fogo, em maior ou menor grau de intensidade (Cavassan *et al.* 1984; Castellani & Stubblebine 1993; Schlittler *et al.* 1995; Rozza 2003; Farah 2003). Nestas áreas, poderiam ser reconhecidas inúmeras espécies arbóreas com extensiva ocorrência, com elevados valores de densidade e frequência, as quais apresentam potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas (Castellani & Stubblebine 1993; Penha 1998; Aidar & Joly 2003; Rodrigues *et al.* no prelo).

Considerando todos estes aspectos, este estudo questionou a relação da rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas com o histórico de perturbação dos ambientes de florestas estacionais. Além disso, foi questionado até que ponto a rebrota através de raízes e a interferência de perturbações intensivas poderia alterar a abundância de indivíduos, além dos padrões espaciais, fenológicos e reprodutivos de populações de espécies com este potencial. Deste modo, algumas hipóteses foram elaboradas:

**i)** a rebrota de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas gera padrões espaciais distintos em populações em fragmentos florestais com histórico intensivo de perturbações pelo fogo;

**ii)** a emissão de brotos a partir de raízes gemíferas e a ocorrência de perturbações intensivas não alteram o padrão fenológico (fenofases) das populações em áreas atingidas por incêndios recentes, nem interfere na viabilidade de sementes produzidas por populações em locais alterados.

Este trabalho apresentou os seguintes objetivos:

- I) Discutir a influência da propagação vegetativa a partir de raízes gemíferas nas características populacionais de quatro espécies arbóreas em remanescentes de Florestas Estacionais Semidecíduais do interior do Estado de São Paulo: *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth., *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., *Machaerium stipitatum* Vogel e *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, através da amostragem de populações em fragmentos com históricos distintos de perturbação pelo fogo;
- II) Realizar observações fenológicas das populações amostradas para verificar se existem diferenças nas diversas fenofases em função do histórico de perturbação e da emissão de brotos a partir de raízes gemíferas; e
- III) Verificar a viabilidade de sementes produzidas pelas populações amostradas, além de acompanhar o crescimento das mudas em diferentes condições de luminosidade, para testar se plântulas das populações de áreas alteradas mantêm o mesmo potencial germinativo e de crescimento.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Áreas de estudo.

Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual onde foram realizadas as amostragens das populações das quatro espécies arbóreas selecionadas (Tabela 1) – *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus*, *M. stipitatum* e *C. estrellensis* - atenderam a uma das seguintes características: **i)** ocorrência de populações em remanescentes não atingidos por fogo pelo menos nos últimos 50 anos – “fragmentos preservados” - ou **ii)** populações em locais que sofreram a ação intensa de incêndios – “fragmentos alterados” (Anexo 2).

*Tabela 1:* Resumo de algumas características físicas dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual selecionados (histórico de perturbação pelo fogo - História: P = “fragmento preservado”; A = “fragmento alterado”). Fontes: Aidar & Joly (2003); Miranda (1996); Penha (1998); Santos & Kinoshita (2003); Albuquerque (1999); Franco (2002).

Fragmentos	História	Espécies amostradas	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Precipitação/ Temp. médias anuais
E.E. dos Caetetus, Gália	P	<i>C. estrellensis</i> <i>C. tomentosum</i> <i>M. stipitatum</i>	22°22'S; 49°43'W	2178,84	1480 mm/ano; 20°C
Ribeirão Cachoeira, Campinas	P	<i>L. muehlbergianus</i>	22°50'S; 46°55'W	233,7	1409 mm/ano; 20,3°C
FLONA de Ipanema, Iperó	A A	<i>C. tomentosum</i> <i>L. muehlbergianus</i>	23°24'S; 47°38'W 23°44'S; 47°37'W	5,0 1,0	1244 mm/ano; 22,6°C
Fazenda Sta. Elisa, Campinas	A	<i>M. stipitatum</i>	22°54'S; 47°05'W	15,87	1400 mm/ano; 24,4°C
Fazenda Sta. Rosa, Piracicaba	A	<i>C. estrellensis</i>	22°42'S; 47°35'W	6,7	1440 mm/ano; 25,2°C
Haras Sta. Elisa, Brotas	A	<i>C. tomentosum</i>	48°08'S; 22°17'W	42	1345 mm/ano; 20,9°C

No total, foram selecionados sete fragmentos florestais (Tabela 1), dois deles pertencentes à Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema (IBAMA), Iperó, SP. Além da passagem recente e freqüente do fogo, os fragmentos florestais “alterados” apresentam menor extensão, comparados às florestas melhor preservadas. O histórico de utilização e perturbação de cada remanescente florestal (“preservado” ou “alterado”) foi determinado através de consulta bibliográfica e pesquisas com habitantes, proprietários ou entidades

responsáveis por estas áreas. O histórico de perturbação pelo fogo dos locais muito alterados geralmente associa-se à proximidade com centros urbanos, como no caso do fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa do Instituto Agronômico (Campinas, SP), ou a áreas de práticas agrícolas, como na FLONA de Ipanema, no fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa (Distrito de Monte Alegre, Piracicaba, SP) e no fragmento florestal do Haras Santa Elisa (Brotas, SP).

Os fragmentos florestais melhor preservados encontram-se em locais de acesso restrito, protegidas na forma de Unidades de Conservação, como a Estação Ecológica dos Caetetus, Instituto Florestal (Gália, SP), ou incluídas em Áreas de Proteção Ambiental (APA) e em condomínios residenciais, como o fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira (Distrito de Sousas, Campinas, SP).

## ***2.2. Amostragem das populações.***

Os métodos de amostragem de indivíduos variaram de acordo com as características dos trechos florestais selecionados. A delimitação das populações e a amostragem de indivíduos foram realizadas através de dois métodos:

- i) parcelas – registro dos indivíduos a partir de coordenadas XY; e
- ii) transectos, onde a amostragem foi realizada a partir de pontos, obtendo-se as distâncias entre estes e os indivíduos, além do azimute (ângulo em relação ao Norte, formado a partir da posição do ponto e do indivíduo a ser amostrado).

A amostragem de indivíduos foi realizada considerando-se três classes de tamanho: **1<sup>a</sup>**) indivíduos entre 20 cm até 1,50 m de altura; **2<sup>a</sup>**) indivíduos com altura maior que 1,51 m ou diâmetro à altura do peito (DAP) menor ou igual a 5,0 cm; e **3<sup>a</sup>**) indivíduos com DAP > 5,0 cm. Estipulou-se o número mínimo de 10 indivíduos adultos (DAP > 5,0 cm) para delimitar as populações.

O cálculo do DAP foi realizado a partir das medidas de circunferência à altura do peito. Em casos de perfilhamento, efetuou-se a soma das circunferências e das áreas basais de cada um dos caules. As medidas de altura dos indivíduos jovens foram tomadas com fitas métricas e as dos adultos, a partir da estimativa visual. As populações foram mapeadas em áreas com formato retangular para proceder às análises de padrão espacial. No caso das

amostragens feitas a partir de transectos, os valores de azimute e de distância foram convertidos para coordenadas XY através do cálculo:

$$y = d. \text{sen } \theta$$

$$x = d. \text{cos } \theta$$

Onde  $d$  é igual à distância entre o ponto e a planta;  $\theta$  é o valor em radianos do azimute em relação à sua posição em um dos quatro quadrantes formados pelos eixos Norte - Sul e Leste - Oeste, ou seja:

$$\text{Quadrante 1 (0° - 90°): } Q_1 = 90 - \text{azimute};$$

$$\text{Quadrante 2 (90° - 180°): } Q_2 = \text{azimute} - 90;$$

$$\text{Quadrante 3 (180° - 270°): } Q_3 = 180 - \text{azimute};$$

$$\text{Quadrante 4 (270° - 0°): } Q_4 = \text{azimute} - 180.$$

### **2.3. Análise do padrão espacial: função-K de Ripley.**

O método de análise do padrão espacial foi utilizado para examinar os efeitos dos distúrbios intensivos no nível de agregação das populações das espécies arbóreas selecionadas em florestas alteradas, comparado ao padrão espacial de populações em áreas melhor preservadas. A função-K de Ripley (Ripley 1978) é um método de análise do padrão espacial que utiliza o mapa dos indivíduos. Trata-se de uma estatística de segunda ordem que descreve padrões espaciais utilizando todas as distâncias de evento a evento (árvore a árvore).

A função-K pode ser visualizada como círculos de raios  $r$  crescentes, centrados em cada evento (planta), dentro dos quais o número de vizinhos é contado. O padrão espacial é observado em uma região finita de formato retangular ("janela amostral"). Pode, portanto, ser analisado sob várias escalas, dependendo do tamanho da área amostrada. Como a janela de observação é finita, torna-se necessário utilizar estimadores da função-K que corrijam o efeito de bordadura. Nesse estudo, foi utilizado o estimador de Ripley (Ripley 1976 *apud* Batista 1994), em que a distância máxima de análise deve ser menor ou igual à metade do menor lado do retângulo formado pela "janela amostral", pois valores maiores podem gerar resultados viciados (Ripley 1976 *apud* Batista 1994).

A hipótese nula da completa aleatoriedade espacial é contraposta pela agregação ou pela regularidade, que implicam na dependência espacial entre eventos. Para testar

graficamente a hipótese nula, isto é, a completa aleatoriedade espacial, a seguinte transformação da função-K é plotada contra a distância r:

$$L(r) = \sqrt{K(r/\pi r^2)} - r$$

Neste caso, a completa aleatoriedade espacial é representada por uma linha horizontal e os desvios são vistos como disposições verticais a partir desta linha. Valores positivos de  $L(r)$  indicam agregação, enquanto os valores negativos de  $L(r)$  indicam regularidade.

Simulações de Monte Carlo foram realizadas para gerar os envelopes de confiança, ou seja, a região de hipótese nula. No caso desse estudo, foram utilizadas 99 simulações (99% de intervalo de confiança). Logo, a hipótese nula de completa aleatoriedade espacial não pode ser rejeitada se a amostragem estiver dentro do envelope de confiança. Um padrão agregado significativo seria confirmado caso a linha superior do intervalo de confiança fosse ultrapassada. No caso do padrão regular significativo, a linha inferior do intervalo de confiança deveria ser ultrapassada.

Para realizar a análise da função-K de Ripley, foi utilizado o pacote “SPLANCS” (“Spatial Point Pattern Analysis Code in S-Plus”), no programa estatístico R (Venables & Smith 2002).

#### **2.4. Fenologia das populações amostradas.**

O objetivo desta etapa foi verificar se existiam diferenças entre os padrões fenológicos das quatro espécies arbóreas selecionadas nos diferentes fragmentos florestais em função do histórico de perturbação e da emissão de brotos a partir de raízes. As observações fenológicas das populações amostradas foram mensais, durante o período de outubro de 2000 a março de 2003 (2,5 anos). Foram consideradas as seguintes fenofases (Morellato *et al.* 1989): **i)** brotamento - o aparecimento de folhas novas; **ii)** queda de folhas - representada pela mudança de cor das folhas, murchamento, queda de folhas e falhas nas copas dos indivíduos adultos; **iii)** floração, quando os indivíduos estivessem com flores abertas; e **iv)** frutificação, quando os frutos estivessem maduros e prontos para serem dispersos.

## **2.5. Germinação de sementes.**

Foram coletados, assistematicamente, frutos das populações das quatro espécies arbóreas selecionadas em seus referidos fragmentos florestais, para testar a viabilidade das sementes e o crescimento das mudas. Com este procedimento, pretendia-se verificar se as populações de espécies arbóreas com potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas, em áreas alteradas por incêndios, produziam sementes viáveis.

Os frutos coletados foram levados para a sede do projeto e processados: quando necessário, as sementes foram retiradas dos frutos, ou algumas estruturas dos frutos, como alas e acúleos, foram cortadas. As sementeiras foram realizadas diretamente em areia, dentro de bandejas plásticas, e depositadas nas dependências do Horto Experimental do Departamento de Ciências Biológicas da ESALQ/USP.

Foram preparadas duas bandejas plásticas para cada espécie, provenientes de cada um dos fragmentos florestais amostrados. Cada bandeja continha 30 sementes (ou 30 frutos, dependendo da espécie). Uma bandeja foi depositada em casa de vegetação, local cujo teto é coberto com sombrite, proporcionando um ambiente sombreado (70% de sombreamento). A outra bandeja foi depositada na estufa do Horto Experimental, sob luz plena. Portanto, para cada espécie, havia um total de 60 sementes por tratamento (luz plena e ambiente sombreado), considerando a coleta em todos os fragmentos. No caso de *C. tomentosum* havia um total de 90 sementes por tratamento, já que as coletas foram realizadas em três fragmentos florestais (E. E. dos Caetetus, FLONA de Ipanema e Haras Santa Elisa). Para *C. estrellensis*, foram preparadas duas bandejas contendo um número menor de sementes, 15 em cada bandeja (30 sementes por tratamento, considerando as coletas nos dois fragmentos florestais, E. E. dos Caetetus e Fazenda Santa Rosa). A coleta de sementes de *C. estrellensis* foi limitada por causa de seu modo de dispersão: assim que os pixídios abriram, suas sementes eram dispersas pelo vento.

As amostras foram irrigadas uma vez ao dia. O número de sementes germinadas de cada espécie foi contado. A queda das folhas cotiledonares e o surgimento de folhas definitivas distinguiram as plântulas dos indivíduos jovens (Brown 1992; Heerd *et al.* 1996).

Do total de sementes germinadas de cada espécie e em cada tratamento, foram sorteados 30 mudas (repetições) por espécie e por tratamento, exceto no caso de *C. estrellensis*, em que todos os indivíduos jovens foram selecionados (15 mudas por tratamento). Assim, estes jovens sorteados foram transferidos para sacos plásticos

individuais e os padrões de crescimento após nove meses foram determinados em duas condições: **i)** crescimento a pleno sol; e **ii)** crescimento em casa de vegetação.

Análises de variância foram realizadas para comparar os efeitos da quantidade de luz sob o desenvolvimento (crescimento em altura e comprimento de folhas ou folíolos terminais) dos indivíduos. Os tratamentos representaram os efeitos fixos e os indivíduos, os efeitos aleatórios (Fowler *et.al.* 1998). Com isso, pretendia-se verificar se existiam diferenças no desenvolvimento dos indivíduos jovens entre as duas condições de iluminação e se o crescimento seria favorecido em condições extremas de luminosidade, como em áreas perturbadas por incêndios.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Tamanho das populações.

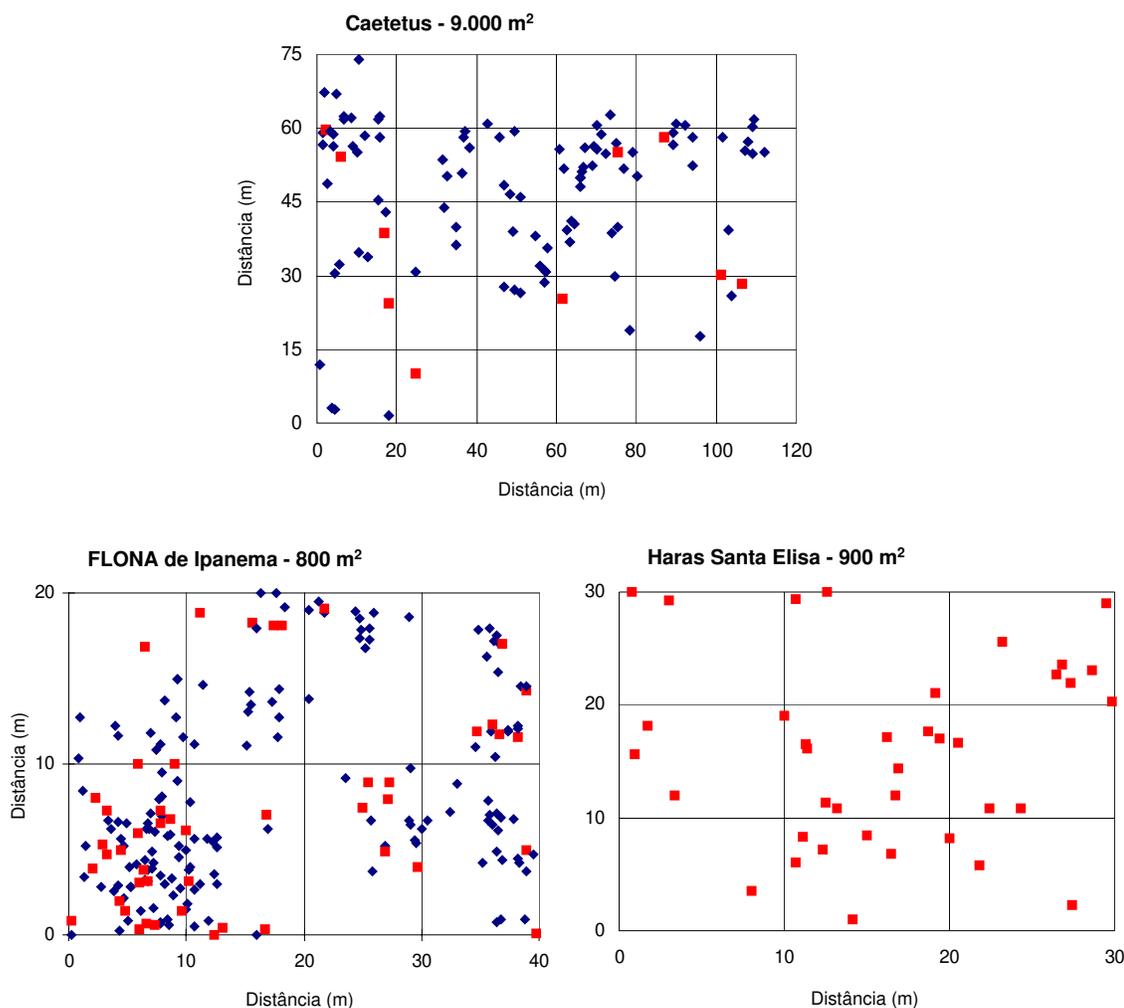
##### 3.1.1. *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth.

Foram observadas diferenças entre as populações estudadas, tanto em relação à abundância de indivíduos (total de indivíduos.ha<sup>-1</sup>) e às proporções entre as classes de tamanho consideradas (Tabela 2). Na E. E. dos Caetetus, foram amostrados, a partir de transectos (em uma área de 9.000 m<sup>2</sup>, aproximadamente), um total de 108 indivíduos, a maioria jovens (Figura 1). No caso da FLONA de Ipanema (Figura 1), em uma área total de 800 m<sup>2</sup>, foram amostrados 202 indivíduos de *C. tomentosum*: 48 adultos e 154 jovens. Apesar de ter sido registrada uma grande quantidade de adultos na FLONA de Ipanema, estes indivíduos eram bem menores que os adultos amostrados na E. E. dos Caetetus (Tabela 2). A área amostrada no remanescente florestal do Haras Santa Elisa foi de 900 m<sup>2</sup>. No Haras Santa Elisa, foram registrados um total de 38 indivíduos de *C. tomentosum* (422,2 indivíduos.ha<sup>-1</sup>), todos com DAP > 5,0 cm. Neste fragmento, a proporção entre indivíduos nas diferentes classes de tamanho foi oposta à da E. E. dos Caetetus (Tabela 2).

As proporções entre jovens e adultos registradas nos fragmentos da FLONA e do Haras Santa Elisa, em especial a quantidade de adultos em áreas relativamente restritas, possivelmente indicam que a ação intensiva de distúrbios poderia afetar a estrutura destas populações. No fragmento florestal do Haras Santa Elisa não foram identificados jovens. Além disso, os adultos registrados eram robustos (Tabela 2). Na FLONA de Ipanema, além do número de adultos ter sido proporcionalmente maior que a amostragem na E. E. dos Caetetus, a quantidade amostrada de jovens na Classe de tamanho 2 cm foi maior. Analisando a amostragem da FLONA de Ipanema nas três classes de tamanho, observou-se que as proporções entre as classes neste fragmento foram bastante aproximadas. Porém, distintas das proporções registradas na E. E. dos Caetetus.

**Tabela 2:** Descrição dos indivíduos de *C. tomentosum* amostrados em três remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual com históricos distintos de perturbação: E. E. dos Caetetus, FLONA de Ipanema e fragmento florestal do Haras Santa Elisa. Classes de tamanho: C1: 20 cm - 1,5 m; C2: 1,51 m - DAP = 5,0 cm; e C3: DAP > 5,0 cm.

Fragmento florestal	Área (ha)	Densidade (indiv/ha)	Indiv. totais	Nº indiv.			altura (m) – média ± d.p.			DAP (cm) média ± d.p.
				C1	C2	C3	C1	C2	C3	
Caetetus	0,9	120	108	66	32	10	0,7 ± 0,25	2,5 ± 1,3	15 ± 4,5	17 ± 8,9
FLONA	0,08	2.525	202	90	64	48	0,2 ± 1,5	2,5 ± 0,8	5,1 ± 1,8	6,7 ± 4,2
Haras	0,09	422,2	38	0	0	38	–	–	14,4 ± 2,3	22,2 ± 10,3



**Figura 1:** Mapa dos indivíduos de *C. tomentosum* amostrados na E. E. dos Caetetus, na FLONA de Ipanema e no remanescente florestal do Haras Santa Elisa. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos florestais indicam a área total amostrada. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os indivíduos adultos (DAP ≥ 5,0 cm).

### 3.1.2. *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl.

No fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, a área que não sofreu a ação de perturbações intensivas, foram amostrados 94 indivíduos de *L. muehlbergianus* (Tabela 3) em uma área de aproximadamente 13.200 m<sup>2</sup> (Figura 2), 81 jovens e 13 com DAP > 5,0 cm. No geral, os indivíduos de *L. muehlbergianus* foram amostrados bem próximos ao Ribeirão Cachoeira, confirmando sua preferência por solos úmidos (Tozzi 1989). Alguns indivíduos estavam em locais bem fechados, com cobertura bastante densa, enquanto outros foram registrados no interior de uma clareira provavelmente originada por distúrbios naturais, uma vez que não foram verificados indícios da passagem do fogo nem de outras intervenções antrópicas intensivas no local da amostragem.

Por outro lado, em um dos fragmentos florestais alterados da FLONA de Ipanema, foram identificados 199 indivíduos de *L. muehlbergianus* (Tabela 3) em uma área de 800 m<sup>2</sup> (Figura 2): 73 jovens e 126 com DAP > 5.0 cm. Alguns indivíduos de *L. muehlbergianus* da FLONA de Ipanema pareciam ter sido originados pela rebrota a partir de raízes, pois certos grupos de caules encontravam-se alinhados em relação a um tronco principal mais robusto, como se estivessem ligados entre si através do sistema subterrâneo. Também foram verificados perfilhamentos. Foi interessante observar que praticamente não havia plântulas de *L. muehlbergianus* nesta área, mesmo que não tenham sido consideradas na amostragem. Além disso, a quantidade de jovens foi muito inferior à de adultos.

Comparando as amostragens das populações de *L. muehlbergianus* nos dois fragmentos selecionados, constatou-se que as proporções verificadas entre jovens e adultos no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira foram opostas às da FLONA de Ipanema. Na FLONA, o número de adultos foi muito maior; mas tanto a altura média quanto o diâmetro médio destes indivíduos foram bem menores que os registrados no fragmento do Ribeirão Cachoeira (Tabela 3).

*Tabela 3:* Descrição dos indivíduos de *L. muehlbergianus* amostrados em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual com históricos distintos de perturbação: fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira e FLONA de Ipanema. Classes de tamanho estipuladas: C1: 20 cm - 1,5 m; C2: 1,51 m - DAP = 5,0 cm; e C3: DAP > 5,0 cm.

Fragmento florestal	Área (ha)	Densidade (indiv/ha)	Indiv. totais	Nº indiv.			altura (m) - média ± d.p.			DAP (cm) média ± d.p.
				C1	C2	C3	C1	C2	C3	
Cachoeira	1,32	71,21	94	78	3	13	0,38 ± 0,3	2,0 ± 0,2	25,5 ± 4,87	34,33 ± 9,1
FLONA	0,08	2487,5	199	29	44	126	0,8 ± 0,3	2,0 ± 0,8	9,8 ± 4,82	13,2 ± 15,9

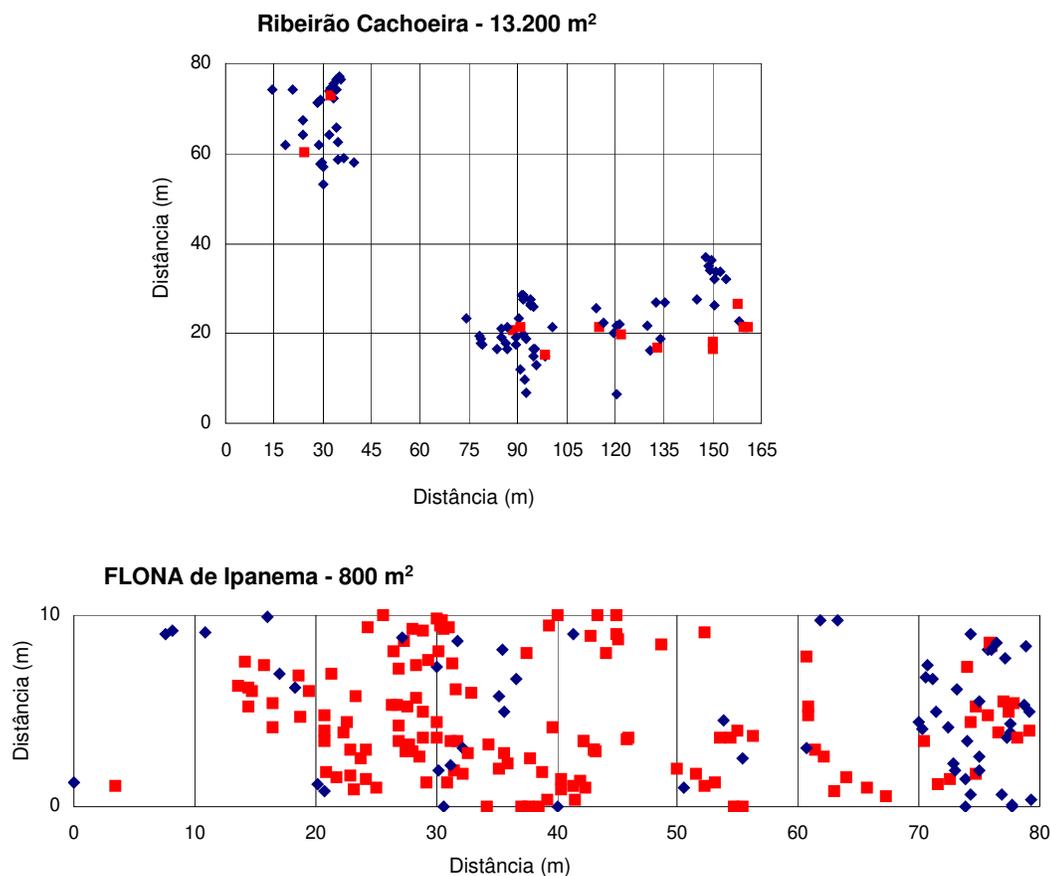


Figura 2: Mapa dos indivíduos de *L. muehlbergianus* amostrados no remanescente florestal do Ribeirão Cachoeira e na FLONA de Ipanema. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos florestais indicam a área total amostrada. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os indivíduos adultos (DAP  $\geq$  5,0 cm).

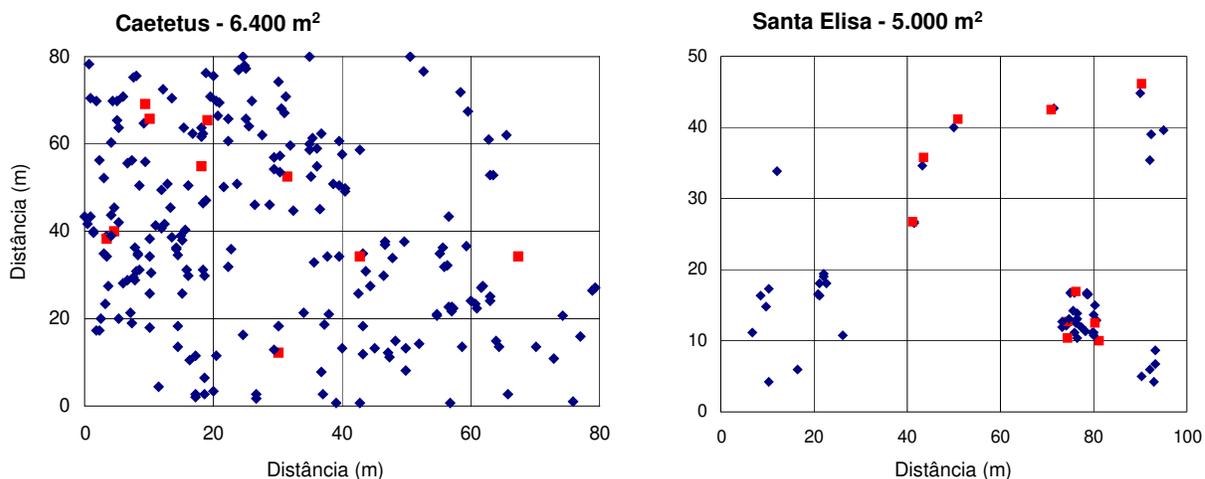
### 3.1.3. *Machaerium stipitatum* Vogel

Os indivíduos de *M. stipitatum* foram amostrados em uma área de 6400 m<sup>2</sup> na E. E. dos Caetetus (Figura 3), o fragmento florestal protegido de perturbações intensivas. Foram registrados 235 indivíduos (Tabela 4). No fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, área atingida por incêndios recentes, foram amostrados 70 indivíduos de *M. stipitatum* (Figura 3) em uma área total de aproximadamente 5000 m<sup>2</sup> (Tabela 4). Estas proporções foram bem diferentes das proporções de *M. stipitatum* registradas na E. E. dos Caetetus, onde quase todos os jovens pertenciam à classe de tamanho 1. No fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, os adultos apresentaram altura média relativamente menor, assim como o DAP médio

(Tabela 4). Pelas observações em campo, neste fragmento não foram identificados indivíduos menores de 20 cm de altura ou plântulas de *M. stipitatum* na área considerada, ainda que não tenham sido incluídos nas amostragens.

*Tabela 4:* Descrição dos indivíduos de *M. stipitatum* amostrados em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual com históricos distintos de perturbação: E. E. dos Caetetus e fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa. Classes de tamanho estipuladas: C1: 20 cm - 1,5 m; C2: 1,51 m - DAP = 5,0 cm; e C3: DAP > 5,0 cm.

Fragmento florestal	Área (ha)	Densidade (indiv/ha)	Indiv. totais	N° indiv.			Altura (m) – média ± d.p.			DAP (cm) média ± d.p.
				C1	C2	C3	C1	C2	C3	
Caetetus	0,64	367,2	235	224	1	10	0,35 ± 0,2	2,0 ± 0,2	10 ± 3,4	12,73 ± 7,9
Santa Elisa	0,5	140	70	17	43	10	0,9 ± 0,45	2,5 ± 1,0	6,3 ± 0,8	6,8 ± 1,7



*Figura 3:* Mapa dos indivíduos de *M. stipitatum* amostrados na E. E. dos Caetetus e no remanescente florestal da Fazenda Santa Elisa. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos florestais indicam a área total amostrada. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os indivíduos adultos (DAP ≥ 5,0 cm).

### 3.1.4. *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze

Na amostragem realizada na E. E. dos Caetetus, fragmento florestal sem alterações antrópicas intensivas, foram identificados em uma área total de 12.000 m<sup>2</sup> (Figura 4), 40 indivíduos de *C. estrellensis*, 10 adultos e 32 jovens. No fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa, área com histórico de perturbação pelo fogo, foram identificados 24 indivíduos de *C. estrellensis* em uma área amostral de 6.400 m<sup>2</sup>. Os indivíduos adultos amostrados neste local apresentavam grande porte, bem maiores que os indivíduos adultos da E. E. dos Caetetus (Tabela 5). Foram observados 23 adultos em toda a extensão deste fragmento florestal, que apresenta área total de 6,7 ha. Apenas um jovem da classe de tamanho 2 foi identificado, com altura de 3,2 m. Nesta área foi encontrada uma proporção maior de adultos de *C. estrellensis* do que de jovens, comparado ao número de adultos amostrados na E.E. dos Caetetus. A proporção de jovens amostrados também foi menor neste fragmento alterado.

*Tabela 5:* Descrição dos indivíduos de *C. estrellensis* amostrados em dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual com históricos distintos de perturbação: E. E. dos Caetetus e fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa. Classes de tamanho - C1: 20 cm - 1,5 m; C2: 1,51 m - DAP = 5,0 cm; e C3: DAP > 5,0 cm.

Fragmento florestal	Área (ha)	Densidade (indiv/ha)	Indiv. totais	N° indiv.			altura (m) – média ± d.p.			DAP (cm) média ± d.p.
				C1	C2	C3	C1	C2	C3	
Caetetus	1,2	33,3	40	28	2	10	0,47 ± 0,2	2,3 ± 0,4	8,7 ± 3,2	9,9 ± 7,2
Santa Rosa	0,64	37,5	24	9	1	14	0,73 ± 0,4	3,2	20,8 ± 0,8	50,0 ± 13,2

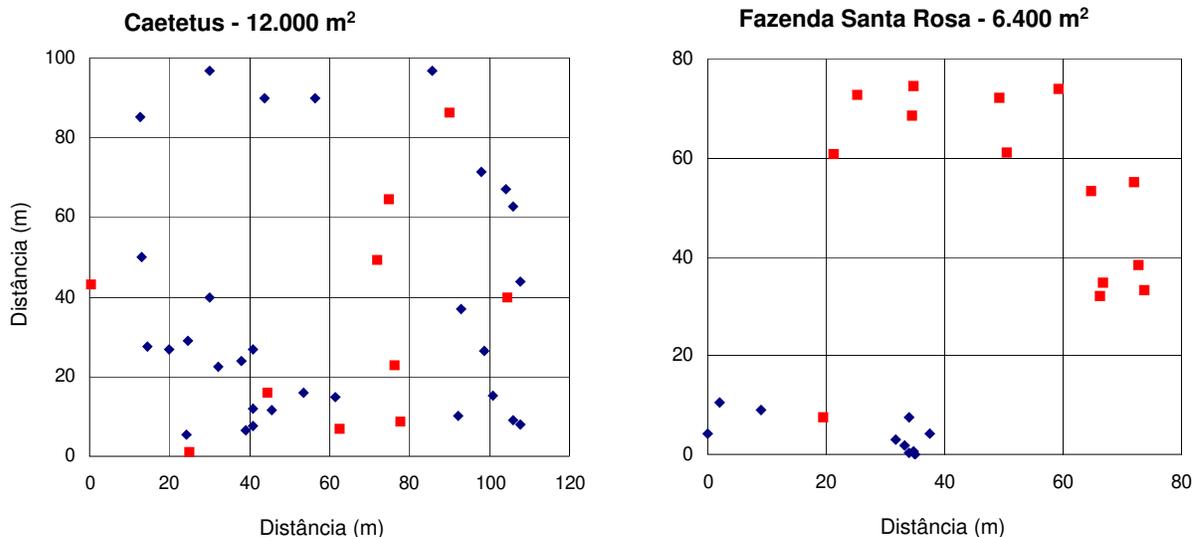


Figura 4: Mapa dos indivíduos de *C. estrellensis* amostrados na E. E. dos Caetetus e no fragmento florestal da fazenda Santa Rosa. Os valores ao lado dos nomes dos fragmentos florestais indicam a área total amostrada. Os losangos representam os indivíduos jovens e os quadrados, os indivíduos adultos (DAP  $\geq$  5,0 cm).

### 3.2. Análise do padrão espacial: função-K de Ripley.

No geral, foram observadas variações nos padrões espaciais das quatro espécies arbóreas selecionadas, de acordo com a escala de avaliação adotada (Figuras 9 e 10). Os resultados indicaram, na maior parte dos casos, diferenças nos padrões de agregação entre as populações amostradas, possivelmente associadas ao histórico de perturbação.

Em alguns casos, os testes de hipóteses realizados a partir de simulações de Monte Carlo não rejeitaram a hipótese nula, sob quase todas as escalas de observação. Esta situação foi verificada para as populações de *C. tomentosum* do fragmento florestal do Haras Santa Elisa (Figura 9C), em todas as escalas avaliadas, para a população de *C. estrellensis* da E. E. dos Caetetus, em todas as escalas de avaliação (Figura 10E), e para a população de *C. estrellensis* do fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa, a partir de 20 m de distância (Figura 10F). Nestas três amostragens, a confirmação da hipótese nula estaria diretamente relacionada à pequena quantidade de indivíduos registrados.

Os resultados da análise da função-K de Ripley para as populações de *C. tomentosum* nos três fragmentos florestais selecionados revelaram diferenças no padrão espacial nestas amostragens. Na população da E. E. dos Caetetus (Figura 9A), foi verificado

um padrão espacial agregado até 40 m de distância, com duas regiões de alta agregação: entre 10 e 20 m e em cerca de 35 m de distância. Este resultado indicou que o padrão agregado estender-se-ia a toda população, em todas as escalas, onde grupos isolados de indivíduos não seriam definidos.

Em relação à amostragem da FLONA de Ipanema, assim como observado na E. E. dos Caetetus, o padrão agregado foi verificado em todas as escalas de análise. Porém, a escala máxima de observação na população da FLONA foi de 10 m. Nesta área, constatou-se maior pico de agregação em 6 m de distância. Nesta população, foram definidos grupos de indivíduos agregados, indicados pela queda no grau de agregação após 6 m, até 10 m de distância. Enquanto que na E. E. dos Caetetus, os indivíduos mantiveram-se altamente agregados até 15 m de distância, aproximadamente.

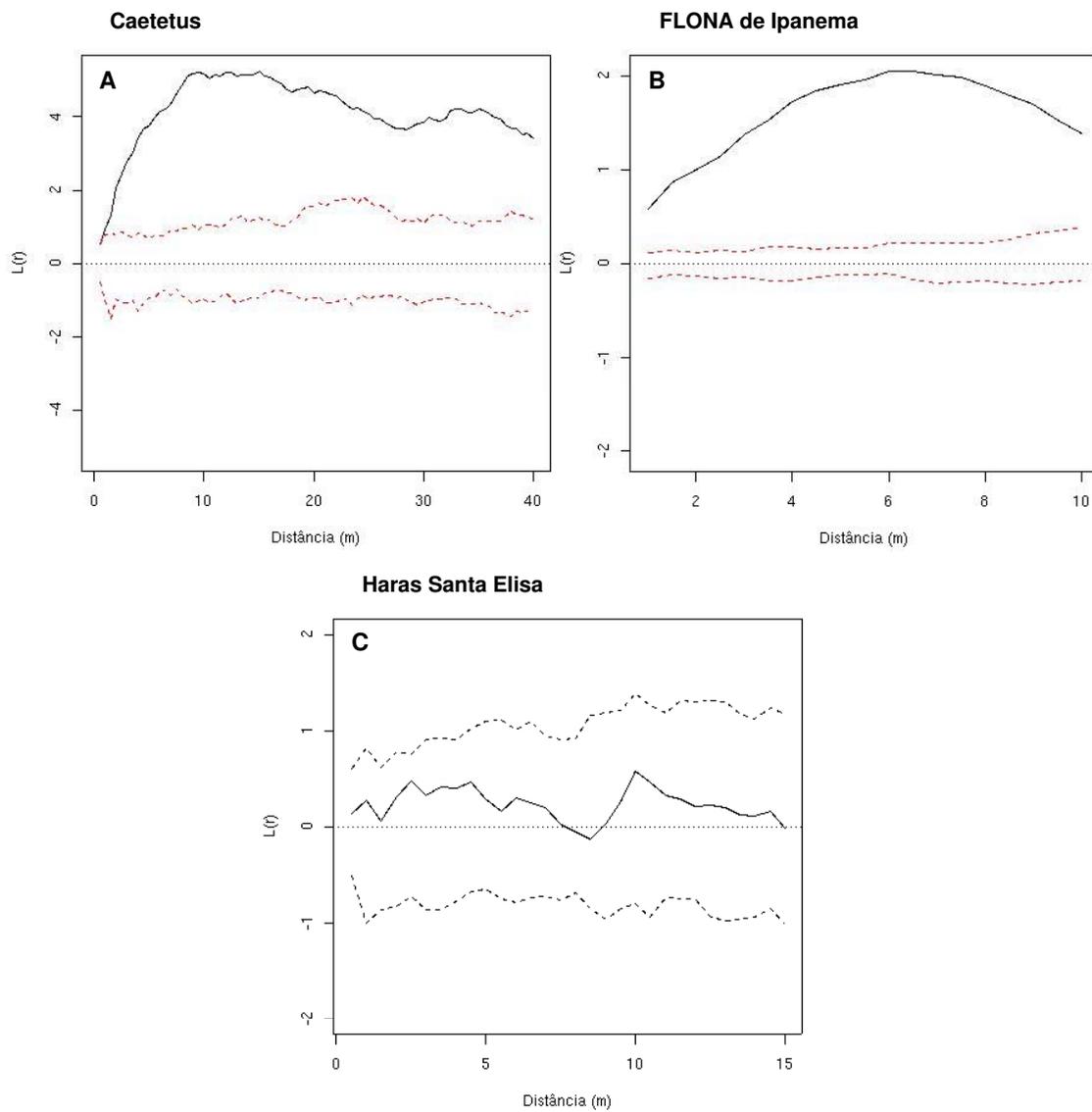


Figura 9: Análise da função-K de Ripley para populações de *C. tomentosum* - (A) área “preservada” (E. E. dos Caetetus); (B) área “alterada” (FLONA de Ipanema); e (C) área “alterada” (fragmento florestal do Haras Santa Elisa). As linhas pontilhadas representam os envelopes de confiança de 99%.

A análise da função-K para *L. muehlbergianus* indicou algumas diferenças nos padrões de agregação nos dois fragmentos florestais selecionados (Figuras 10A e B), principalmente relacionadas à área total amostrada. Na amostragem de *L. muehlbergianus* no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira (Figura 10A), foi verificado o padrão agregado em todas as escalas de análise (até 40 m de distância), com pico de agregação em 18 m, aproximadamente. Após esta distância, registrou-se diminuição no grau de agregação.

No caso da população da FLONA de Ipanema (Figura 10B), foi verificado um padrão agregado em todas as escalas, evidente até 5 m de distância, semelhante ao observado para a população do fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira. A escala de análise do padrão espacial nesta área foi bastante limitada (distância máxima de 5 m) devido ao arranjo das parcelas, condicionado pelo formato do fragmento florestal. Nesta janela amostral, o padrão agregado estender-se-ia a toda população com o aumento da escala de distância.

Em relação às populações de *M. stipitatum*, foram verificadas diferenças nos padrões de agregação nos dois fragmentos florestais selecionados (Figuras 10C e 10D). Na amostragem de *M. stipitatum* na E. E. dos Caetetus (Figura 10C), verificou-se o padrão agregado em todas as escalas de observação, até 40 m de distância. Situação distinta foi encontrada na amostragem no fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa (Figura 10D), onde a análise da função-K indicou padrão agregado em todas as escalas, até 25 m de distância, com duas regiões evidentes de alta agregação: uma em 5 m de distância, aproximadamente, e outra menor, a cerca de 20 m de distância. Neste caso, poderiam ser verificados grupos de indivíduos agregados.

Os resultados da função-K da amostragem de *C. estrellensis* na E. E. dos Caetetus (Figura 10E) não ultrapassaram o envelope de confiança. Na população do fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa (Figura 10F), foi registrado o padrão claramente agregado até cerca de 20 m de distância, com pico de agregação a 10 m.

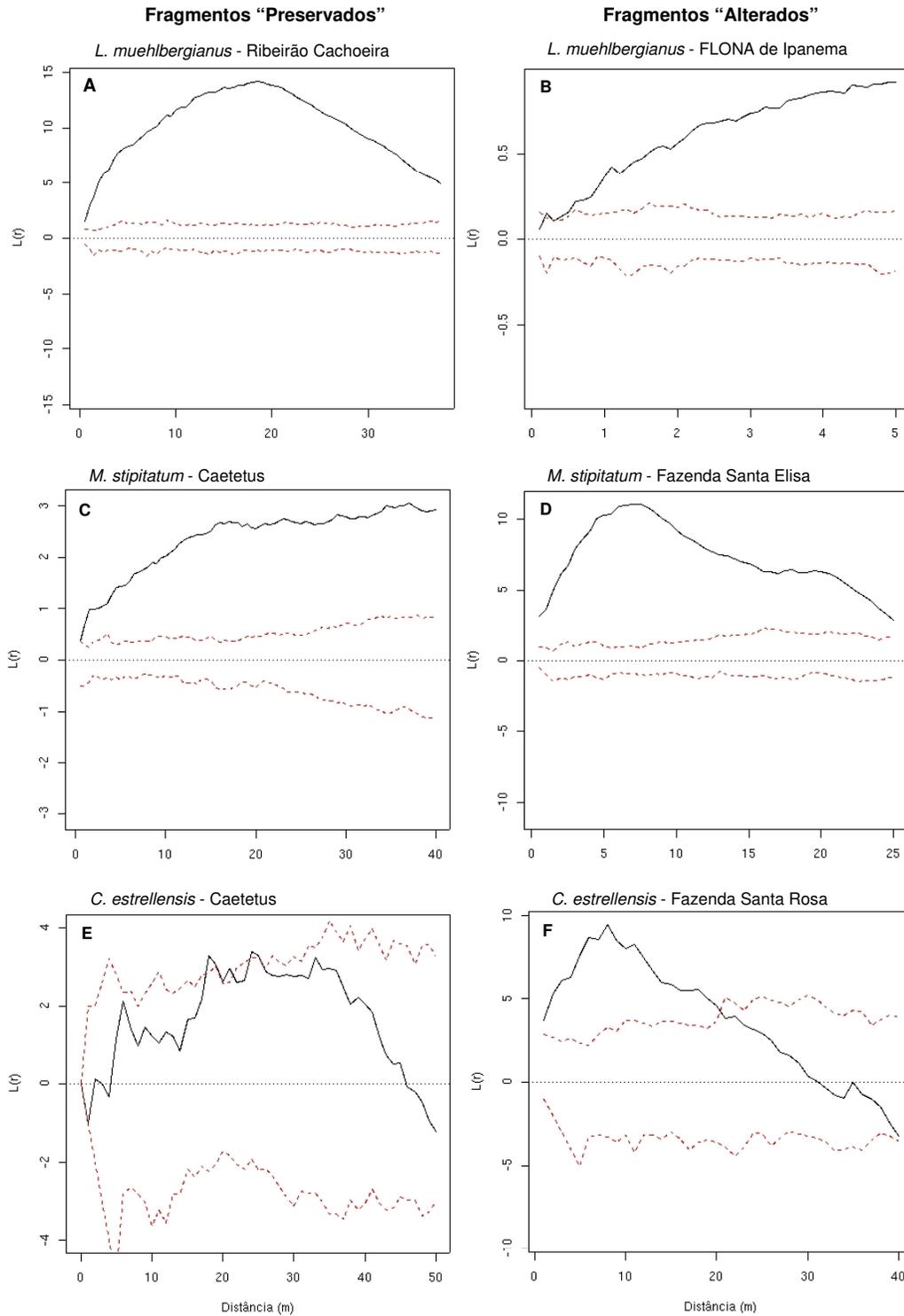


Figura 10: Análise da função-K de Ripley entre fragmentos florestais com históricos distintos de perturbação— *L. muehlbergianus* (A; B), *M. stipitatum* (C; D) e *C. estrellensis*: (E; F). As linhas pontilhadas representam os envelopes de confiança de 99%.

### **3.4. Fenologia das populações amostradas**

De outubro de 2000 a março de 2003, os padrões fenológicos das populações de cada espécie em seus respectivos fragmentos florestais foram semelhantes entre si, com períodos de brotação de folhas, queda de folhas, floração e frutificação similares (Tabela 6). Portanto, não foram observadas diferenças significativas nos padrões fenológicos em função do histórico de perturbação. Não foi possível avaliar a interferência direta da rebrota a partir de raízes nos padrões fenológicos das populações amostradas, pois em nenhum caso foram identificados indivíduos em estágio reprodutivo que apresentassem origem clonal. Os períodos de queda de folhas das quatro espécies coincidiram com o início da estação seca (de abril a setembro de 2001 e de 2002). Nos fragmentos melhor preservados (E. E. dos Caetetus e fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira), a fase de queda de folhas de todas as espécies amostradas estendeu-se ao longo da estação seca, durante seis meses. Por outro lado, nos fragmentos florestais alterados por perturbações – fragmentos florestais da Fazenda Santa Elisa, da Fazenda Santa Rosa, da FLONA de Ipanema e do Haras Santa Elisa – o período de queda de folhas foi menor, levando de três meses, como verificado para *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e *L. muehlbergianus*, até cinco meses, como para *M. stipitatum*.

No caso das populações das quatro espécies que foram amostradas nos fragmentos florestais melhor preservados, seria possível que a maior extensão total destes locais, a cobertura vegetal densa e o dossel mais alto e contínuo garantissem a manutenção da umidade por um período mais extenso, ainda que nestes locais tenham sido observadas algumas clareiras. Em relação à população de *L. muehlbergianus* no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, seria provável que a manutenção da umidade tenha sido garantida pelo curso d'água que atravessa a área da amostragem. Neste fragmento, mesmo os indivíduos amostrados no interior de uma clareira apresentaram padrões fenológicos idênticos aos indivíduos do interior da floresta. Nas amostragens das populações nos fragmentos alterados por perturbações, a queda mais rápida e pronunciada de folhas provavelmente deve ter sido consequência da quantidade e do tamanho das clareiras no interior da floresta, além do dossel irregular e de menor altura. Nestes locais alterados, as espécies *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e *L. muehlbergianus* apresentaram queda total de folhas, enquanto *M. stipitatum* apresentou padrão de queda parcial de folhas.

De outubro a dezembro de 2000, 2001 e de 2002, a fenofase de brotação de folhas foram bastante semelhantes para as quatro espécies em suas respectivas populações, tanto

nos fragmentos alterados quanto nos melhor preservados. O surgimento de novas folhas durou aproximadamente dois meses. Em alguns casos, a brotação ocorreu durante os meses de outubro e novembro, como para *C. tomentosum* (FLONA de Ipanema e Haras Santa Elisa) e para *L. muehlbergianus* (Ribeirão Cachoeira). Para a maior parte das populações, porém, o período de brotação foi observado durante novembro e dezembro.

As fenofases de floração e de frutificação de *C. estrellensis* foram constatadas nos dois fragmentos florestais amostrados, E. E. dos Caetetus e Fazenda Santa Rosa, em períodos coincidentes (floração: de novembro a dezembro de 2001 e de 2002; frutificação: abril a maio de 2002). No início das observações fenológicas, em outubro de 2000, foram verificados alguns pixídios ainda aderidos às copas, mas as sementes já haviam sido dispersas. Não foi observada a fenofase de floração de *C. estrellensis* nos dois fragmentos florestais no final do ano de 2000. Foi descartada a possibilidade desta fenofase não ter sido acompanhada, pois não foram produzidos frutos no período em 2001.

Os períodos de floração de *C. tomentosum* foram registrados em dezembro de 2000 e janeiro de 2001 na E. E. dos Caetetus; em novembro e dezembro de 2000 na FLONA de Ipanema e no Haras Santa Elisa; em janeiro e fevereiro de 2002 nas amostragens da FLONA de Ipanema e do Haras Santa Elisa. A fenofase de floração da população na E. E. dos Caetetus iniciou um mês depois em relação às amostragens nos fragmentos alterados, em fevereiro e março de 2002. No período de dezembro de 2002 a janeiro de 2003, foi verificada a fenofase de floração nos três fragmentos amostrados. O período de formação das sâmaras foi registrado de junho a agosto de 2001 e de 2002 nos fragmentos alterados. Na E. E. dos Caetetus, o período de frutificação foi observado de agosto a outubro de 2001 e de julho a agosto de 2002.

Não foram observadas diferenças em relação à floração e frutificação de *L. muehlbergianus* nos fragmentos do Ribeirão Cachoeira e na FLONA de Ipanema (Tabela 6). No caso de *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, geralmente a época de maturação e dispersão de frutos coincidiu com a fase em que as árvores estavam sem folhas ou no início do período de brotação de folhas novas. Em relação a *M. stipitatum*, a floração e a frutificação não foram verificadas durante o período de observação, em nenhum dos fragmentos amostrados. Seria possível supor que o intervalo de um mês entre as visitas tenha sido grande e por isso estas fenofases não teriam sido acompanhadas. Porém, não foram encontrados frutos maduros depositados próximos aos adultos, apesar deste fato não excluir completamente a possibilidade da floração e frutificação terem ocorrido nestes locais.



### 3.5. Germinação de sementes e crescimento de mudas.

Foram coletados frutos de *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*. Não foram coletados frutos de *M. stipitatum*, pois a fenofase de frutificação não foi observada no intervalo do experimento (2,5 anos). Verificou-se 100% de germinação de sementes das três espécies, coletadas em seus respectivos fragmentos florestais, sob as duas condições estipuladas: à luz plena e em ambiente sombreado. A análise de variância revelou para todas as espécies que não existiam diferenças significativas entre os valores médios de crescimento em altura após nove meses sob as duas condições de luminosidade, com os valores de F com nível de significância de 5% (*C. estrellensis*: F = 2,33, G.L. = 29; *C. tomentosum*: F = 3,02, G.L. = 29; e *L. muehlbergianus*: F = 2,16, G.L. = 29). Também não foram registradas diferenças significativas entre as medidas de comprimento das folhas de *C. estrellensis* e dos folíolos terminais de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, nove meses após a germinação das sementes, nas duas condições de luminosidade (Tabela 7), em um nível de significância de 5% (*C. estrellensis*: F = 0,72, G.L. = 29; *C. tomentosum*: F = 0,51, G.L. = 29; e *L. muehlbergianus*: F = 6,11, G.L. = 29).

Tabela 7: Valores médios do crescimento (após 9 meses) em altura e do comprimento das folhas/folíolos terminais das mudas de *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, em duas condições de crescimento: luz plena e ambiente sombreado. N: número de repetições (mudas) por espécies e por tratamento.

Espécie	Altura (cm) média ± dp		Tamanho folha/folíolo (cm) média ± dp		
	Luz plena	Sombra	Luz plena	Sombra	N
<i>C. estrellensis</i>	15,5 ± 3,17	17,0 ± 4,01	5,0 ± 0,82	4,85 ± 0,67	15
<i>C. tomentosum</i>	47,0 ± 12,9	41,0 ± 10,1	12,1 ± 2,56	11,25 ± 3,05	30
<i>L. muehlbergianus</i>	26,0 ± 6,97	23,0 ± 6,19	5,4 ± 0,43	5,15 ± 0,77	30

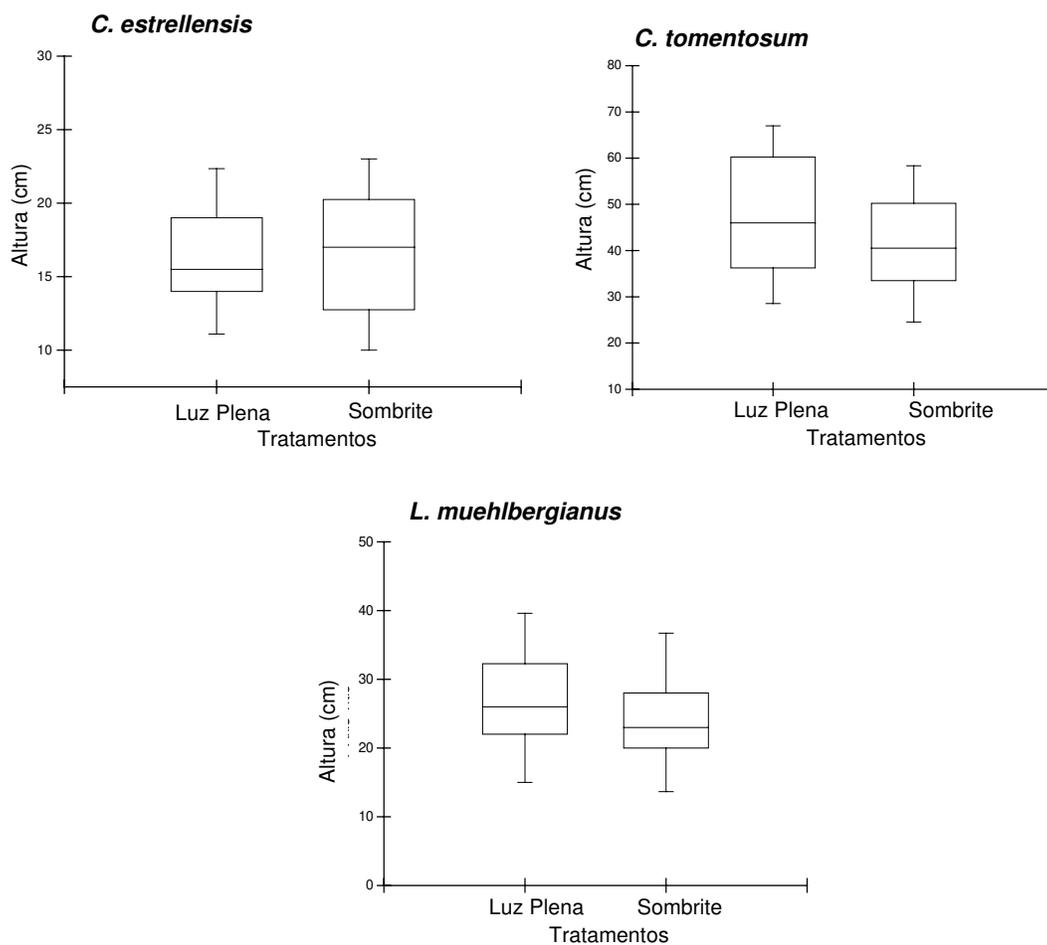


Figura 12: “Box-plot” dos valores de altura após nove meses da germinação de sementes de *C. estrellensis*, *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, sob duas condições de luminosidade (“tratamentos”): crescimento à luz plena (30 indivíduos) e em ambiente sombreado (30 indivíduos). No caso de *C. estrellensis*, foram considerados 15 indivíduos por tratamento. Os retângulos delimitam 50% das observações, a linha central representa a mediana dos dados. As barras apontam a amplitude total da distribuição dos dados.

## 4. DISCUSSÃO

### **4.1. Influência da rebrota a partir de raízes na estrutura e padrão espacial das populações amostradas.**

Foram constatadas algumas diferenças na abundância e na estrutura das populações nos fragmentos florestais perturbados em comparação aos fragmentos melhor conservados, além de mudanças nos padrões de agregação. Foi observada a existência de grupos de indivíduos agregados nas populações de *C. tomentosum*, *M. stipitatum* e de *C. estrellensis*, amostradas nos fragmentos florestais alterados. Exceções foram descritas para *C. tomentosum* no fragmento florestal do Haras Santa Elisa e para *L. muehlbergianus* na FLONA de Ipanema.

O padrão agregado é comumente verificado entre espécies de florestas tropicais e subtropicais (He *et al.* 1997; Okuda *et al.* 1997; Forget *et al.* 1999; Condit *et al.* 2000; Debski *et al.* 2000; Silva & Tabarelli 2001; Plotkin *et al.* 2002). As razões da predominância deste tipo de padrão espacial geralmente encontram-se vinculadas a diversas características auto-ecológicas, como interações com agentes polinizadores (Dutech *et al.* 2002), dispersores (Forget *et al.* 1999; Silva & Tabarelli 2001; Silvius & Fragoso 2003) e padrões demográficos, taxas de recrutamento e mortalidade, muitas vezes dependentes da densidade (Okuda *et al.* 1997; John *et al.* 2002). A ocorrência de distúrbios intensivos e freqüentes poderia determinar mudanças no padrão espacial de espécies remanescentes (John *et al.* 2002; Bunyavejchewin *et al.* 2003). Neste sentido, a rebrota a partir de raízes gemíferas muitas vezes seria considerada agente regulador da abundância e do padrão espacial de espécies arbóreas com este potencial, em locais alvos de perturbações (Lookingbill & Zavala 2000; Schwarz *et al.* 2003).

Associando os resultados dos mapas de indivíduos e da análise do padrão espacial ao potencial de rebrota a partir de raízes entre as espécies amostradas, torna-se possível discutir que este tipo de propagação vegetativa estaria diretamente vinculado à ocorrência de distúrbios. Isso porque foram identificados prováveis clones emitidos a partir de raízes de *C. tomentosum* na FLONA de Ipanema, através do marcador RAPD (Capítulo 1). No caso da população de *M. stipitatum* do fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, estudos anteriores identificaram brotos emitidos a partir de raízes gemíferas através da escavação e exposição do sistema subterrâneo (Penha 1998).

Por outro lado, no caso de *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*, as diferenças entre populações em relação à abundância e estrutura de tamanho de indivíduos e à análise do padrão espacial seriam, provavelmente, o resultado do histórico diferenciado de perturbação de cada fragmento florestal, além da predominância da estratégia de reprodução sexuada em detrimento da rebrota a partir de raízes gemíferas.

Para as populações de *C. tomentosum* e *M. stipitatum*, seria possível argumentar que as diferenças observadas em relação à abundância e estrutura de indivíduos e aos padrões de agregação, ao menos em parte, seriam o resultado do balanço entre a germinação de sementes e a emissão de clones, determinados pelo histórico de perturbação dos fragmentos florestais (*sensu* Abrahamson 1979; Kauffman 1991). Logo, em primeira instância, a modulação destas duas estratégias de manutenção estaria condicionada às características ambientais da floresta após distúrbios, as quais, por sua vez, estariam relacionadas à intensidade e frequência da perturbação e à abertura de nichos adequados. Estes fatores associados poderiam privilegiar a dominância de uma espécie ou de uma estratégia de ocupação (Abrahamson 1979; Bellingham & Sparrow 2000; Bond & Midgley 2001).

No caso das amostragens de *C. tomentosum*, a provável existência de brotos emitidos a partir de raízes na população da FLONA de Ipanema (Capítulo 1), certamente foi o resultado do histórico diferenciado de perturbação que o remanescente florestal experimentou. A E. E. dos Caetetus, local onde não foram identificados clones de *C. tomentosum*, apresenta trechos de floresta bem preservados, onde nem incêndios recentes ou intervenções antrópicas intensivas foram registrados. A estrutura fitossociológica deste local é considerada típica de florestas maduras, caracterizada pelo grande número de espécies de estádios sucessionais mais avançados e com maior porte, além do elevado valor de diversidade (Franco 2002; Gorenstein 2002).

Na FLONA de Ipanema, a ação relativamente recente da passagem do fogo refletiu-se na estrutura fitossociológica da comunidade. As observações de campo permitem afirmar que o domínio de indivíduos jovens de *C. tomentosum* é praticamente absoluto. Neste local, os indivíduos considerados adultos ( $DAP \geq 5,0$  cm) apresentavam porte muito menor que os indivíduos da amostragem do remanescente melhor preservado da E. E. dos Caetetus, indicando o estágio sucessional inicial desta população e deste trecho da floresta da FLONA.

Pela forma como alguns indivíduos estavam dispostos no espaço, isto é, visivelmente alinhados e próximos entre si, seria provável que existam outros brotos emitidos a partir de raízes gemíferas, além daqueles identificados pelo marcador RAPD (Capítulo 1). Deste

modo, a rebrota a partir de raízes, em parte pode ter influenciado o padrão espacial de *C. tomentosum* da FLONA de Ipanema, em que foram definidos grupos de indivíduos agregados a partir da diminuição do grau de agregação após 6 m de distância. Tais grupos poderiam ter sido formados ou não por brotos emitidos através de raízes. Este resultado foi diferente das demais amostragens de *C. tomentosum*, tanto na E. E. dos Caetetus quanto no fragmento do Haras Santa Elisa, local considerado alterado.

Em relação à amostragem de *C. tomentosum* no fragmento florestal do Haras Santa Elisa, o fato da análise do padrão espacial ter sugerido aleatoriedade poderia ser explicado pelo registro exclusivo de indivíduos adultos, associado ao histórico de perturbação desta área. Entre as décadas de 70 e 80, a caracterização deste fragmento florestal através de fotos aéreas indicou a influência da extração seletiva de madeira (Aidar 1992). Observações em campo apontaram que o trecho de floresta amostrado apresentava declividade acentuada, onde foram verificados sinais de deslizamento de terra e da passagem do fogo. Como consequência, a pequena quantidade de plântulas e de jovens neste fragmento poderia ser o reflexo da escassez de nichos adequados para seu desenvolvimento (Marod *et al.* 2002) ou do ataque de patógenos e/ou de predadores (Augspurger 1983; Augspurger 1984; Augspurger & Kelly 1984; Schupp 1988; Condit *et al.* 1992; Dalling *et al.* 1999).

Em locais onde o recrutamento de jovens encontra-se estagnado, existiria uma tendência à ação de algum mecanismo de “repulsão” entre indivíduos, regularidade ou aleatoriedade, ditado pela mortalidade destes indivíduos remanescentes (Kenkel 1988). Esta condição talvez justifique o aparente domínio de adultos de *C. tomentosum* na amostrada no fragmento do Haras Santa Elisa. Existiria a hipótese de brotos gerados a partir de raízes terem sido emitidos logo após a perturbação e mortos ainda jovens, uma vez que a emissão de brotos já foi identificada neste fragmento, a várias distâncias dos troncos principais (Aidar 1992).

A influência da rebrota a partir de raízes na determinação do padrão espacial da população de *M. stipitatum* no fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa talvez tenha sido mais perceptível. Neste local, já havia sido confirmada a emissão de brotos a partir de raízes gemíferas através da exposição do sistema subterrâneo de vários troncos principais, eliminados ou não, em uma área total de 5.000 m<sup>2</sup>. Neste estudo, foram identificados 79 clones jovens de *M. stipitatum*. Um ano após a amostragem, 40 deles ainda permaneciam vivos (Penha 1998).

Destaca-se o histórico de perturbação pelo fogo que este fragmento sofreu nas décadas de 80 e 90, quando foram registrados incêndios de grandes proporções em 1983,

1985, 1988 e 1994 (L.A.F. Matthes, com. pess.). Também, o fato de nesta área terem sido registradas várias espécies que rebrotaram a partir de raízes gemíferas, além de vários adultos eliminados por causa dos freqüentes incêndios, que continuaram representados na comunidade pela persistência de clones jovens (Penha 1998; Rodrigues *et al.* no prelo). Esta condição foi verificada para *M. stipitatum* nesse experimento: a maior parte dos indivíduos amostrados foram incluídos na classe de tamanho de 1,5 m e DAP = 5,0 cm, ao passo que foi registrado um número menor de jovens entre 20 cm e 1,5 m.

A partir do mapa de indivíduos da população de *M. stipitatum* da Fazenda Santa Elisa, constata-se que o padrão agregado foi gerado pelos brotos emitidos através de raízes. Estes indivíduos encontravam-se relativamente próximos entre si, a uma distância máxima de 6,1 m, com mediana de 0,83 m (Penha 1998). A análise da função-K de Ripley indicou um padrão espacial agregado, com região de maior agregação em 5 m de distância, além da formação de grupos de indivíduos agregados, definidos pela queda no grau de agregação após 5 m.

Esta análise foi diferente da amostragem na E. E. dos Caetetus, onde o padrão espacial manteve-se fortemente agregado após 5 m de distância, persistindo até 40 m. Observações sobre o arranjo e a distância entre indivíduos no espaço diminuiriam a probabilidade da presença de clones jovens e interligados por raízes nesta área. A mesma situação foi verificada em um trecho melhor preservado da Reserva Municipal de Santa Genebra (Campinas, SP), onde não foram identificados clones de *M. stipitatum* a partir da exposição do sistema subterrâneo de indivíduos adultos (Penha 1998). Ainda resta responder sobre o padrão de crescimento e mortalidade destes clones, além das chances de alcançarem a maturidade reprodutiva, as quais poderiam interferir diretamente em suas questões reprodutivas e de diversidade genética. Após um ano, os brotos de *M. stipitatum* que se mantiveram vivos apresentaram crescimento médio de  $0,53 \pm 0,34$  m (Penha 1998).

Em relação às populações de *L. muehlbergianus*, destacam-se duas importantes características. Em primeiro lugar, não foram identificados clones na amostragem da FLONA de Ipanema, a área alterada por distúrbios (Capítulo 1). E em segundo, o resultado da análise do padrão espacial obtido para as populações foi diferente daqueles obtidos para as demais espécies. De acordo com os resultados da análise da função-K de Ripley no fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, considerado melhor preservado, foi observada a formação de grupos agregados de indivíduos, determinados pela queda no valor de agregação após 18 m. Na FLONA de Ipanema, por outro lado, o padrão espacial manteve-se altamente agregado nas escalas de avaliação, até pelo menos 5 m de distância.

Na amostragem do fragmento do Ribeirão Cachoeira e na FLONA de Ipanema, a explicação do padrão espacial verificado nesta população envolveria questões morfológicas e fisiológicas de *L. muehlbergianus*. Tais características podem estar relacionadas à dispersão de suas sementes, que estaria limitada a curtas distâncias, como verificado para *Lonchocarpus pentaphyllus* (Poir.) DC. (Augspurger & Hogan 1983). Ou ainda, ao número restrito de dispersores, já que frutos de várias espécies de *Lonchocarpus* apresentam sementes com altas concentrações de alguns compostos tóxicos, como alcalóides e flavonóides (Janzen *et al.* 1990).

No caso da amostragem de *L. muehlbergianus* na FLONA de Ipanema, o resultado obtido através da análise da função-K de Ripley foi, em parte, consequência do formato do fragmento florestal, que determinou a delimitação desta população. Também foi produto de uma escala de avaliação bastante restrita do padrão espacial, que apresentou uma distância máxima de 5,0 m. Independente destas duas condições, as proporções entre as classes de tamanho foram inversas às proporções observadas no fragmento do Ribeirão Cachoeira, destacando-se a imensa quantidade de indivíduos adultos e de grande porte em relação aos jovens.

O histórico de perturbação certamente determinou as proporções entre as classes de tamanho de *L. muehlbergianus* e a baixa diversidade de espécies na FLONA de Ipanema (Albuquerque 1999). O fato da maioria dos adultos de *L. muehlbergianus* apresentar grande porte indicaria que este fragmento, apesar de pequeno, não tem sofrido atualmente a ação de perturbações intensivas. Por outro lado, tais proporções seriam o resultado de diversas intervenções antrópicas no passado, ligadas à passagem do fogo. A ocupação da Fazenda Ipanema data do início do século XIX, com a criação da “Real Fábrica de Ferro Ipanema”, intensificando-se de modo progressivo com a pressão de expansão urbana e com a transformação de parte da área em um assentamento de agricultores, antes da criação do decreto que transformou a fazenda em uma unidade de conservação em 1992 (Albuquerque 1999).

A aparente ausência de clones neste fragmento florestal, apesar de rejeitar a hipótese de trabalho para *L. muehlbergianus* (Capítulo 1), indicaria que a presença de condições ambientais adequadas, como maior umidade, formação de clareiras e maior luminosidade, deve ter condicionado a germinação massiva de sementes em detrimento da propagação a partir de raízes. Provavelmente, o balanço entre as duas estratégias de ocupação, germinação de sementes e rebrota a partir de raízes, esteja relacionado às características da perturbação, sua natureza e intensidade (Kauffman 1991; Kennard *et al.* 2002; Kennard &

Putz dados não publicados) e à abertura de espaços adequados na floresta, que poderiam privilegiar uma ou outra estratégia. Como exemplo, no caso de *Lonchocarpus cultratus* (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima no fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, não foram identificados indivíduos adultos ( $DAP \geq 5,0$  cm) no levantamento florístico, mas apenas brotos emitidos por raízes (Penha 1998).

No caso de *C. estrellensis*, a análise da função-K de Ripley mostrou-se pouco adequada devido à pequena quantidade de indivíduos amostrados, que gerou a incerteza dos padrões de agregação, em especial na população da E. E. dos Caetetus. *C. estrellensis* normalmente é reconhecida como uma espécie de abundância reduzida em vários fragmentos de florestas estacionais do interior de São Paulo (Rodrigues 1995; Penha 1998; Franco 2002). Esta condição deve estar parcialmente associada à predação de suas sementes (Peres 1991; Oliveira & Galetti 1996). Porém, outras características devem estar envolvidas na baixa densidade desta espécie na floresta madura, provavelmente relacionadas à qualidade e quantidade de luz adequadas para a germinação de suas sementes (Rodrigues 1995; Gandolfi 2000).

Não foi confirmada se a rebrota a partir de raízes influenciou o padrão espacial de *C. estrellensis* no fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa. O número reduzido de indivíduos jovens amostrados e seu arranjo no espaço não trouxeram indicações de que tenham sido o resultado de eventos de propagação vegetativa. Uma possibilidade seria a dos brotos terem morrido ainda jovens, logo após terem sido emitidos, como verificado para *C. estrellensis* no fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa (Penha 1998). Neste caso, a persistência e o desenvolvimento de brotos emitidos a partir de raízes gemíferas devem estar relacionados à intensidade (Kauffman 1991; Kammesheidt 1999 Kennard *et al.* 2002; Kennard & Putz dados não publicados) e à frequência das perturbações (Montalvo *et al.* 1997; Cirne & Scarano 2001), além da formação de nichos adequados para sua manutenção.

Além disso, a confirmação de que adultos tenham sido originados pela rebrota a partir de raízes talvez possa ser feita somente através de marcadores genéticos (Rocha & Macdowell 1997), considerando a aquisição rápida de independência fisiológica entre clones (Penha 1998). Porém, a análise de identificação de clones através de marcadores e da análise de agrupamento dependeria da amostragem de indivíduos geneticamente idênticos para proceder à análise de similaridade genética entre indivíduos.

Apesar destas considerações, o histórico de perturbação do fragmento da Fazenda Santa Rosa influenciou as características populacionais de *C. estrellensis*. Neste local, foi

verificada maior abundância de adultos em uma área amostral um pouco menor que na E. E. dos Caetetus (14 adultos em 0,64 ha na Fazenda Santa Rosa *versus* oito adultos em 1,0 ha na E. E. dos Caetetus). Também foi confirmado o padrão agregado até 20 m de distância, aproximadamente (com pico de agregação em 10 m) no fragmento da Fazenda Santa Rosa. Enquanto isso, na E. E. dos Caetetus, o padrão agregado não foi confirmado através da análise da função-K de Ripley.

Os distúrbios no fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa podem não ter explicitamente privilegiado a rebrota de *C. estrellensis* a partir de raízes. Porém, é possível que tenham favorecido a ocorrência de outros processos ecológicos, que justificariam a abundância atípica de *C. estrellensis* em uma área tão alterada e relativamente pequena. Além da predação de sementes, plântulas e de jovens, fator que explicaria a pequena quantidade de indivíduos dessas classes de tamanho. Ainda seria possível argumentar que o dossel deste fragmento não é contínuo, e como conseqüência, a maior quantidade de luz que chega ao chão da floresta poderia interferir no recrutamento de sementes e plântulas e no desenvolvimento de jovens. Neste caso, os adultos de grande porte de *C. estrellensis* seriam remanescentes a perturbações muito antigas.

#### **4.2. Fenologia das populações e germinação de sementes**

Não houve diferenças entre as fenofases das populações de cada espécie estudada, em seus respectivos fragmentos florestais com históricos distintos de perturbação. As mesmas constatações foram feitas em relação à viabilidade de sementes de *C. tomentosum*, *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*. No caso de algumas populações amostradas em fragmentos florestais alterados por perturbações, como *L. muehlbergianus* (FLONA de Ipanema), *C. estrellensis* (Fazenda Santa Rosa) e *C. tomentosum* (Haras Santa Elisa e FLONA de Ipanema), os prováveis efeitos da elevada abundância de adultos e de seu arranjo espacial agregado estariam relacionados a possíveis alterações no comportamento de polinizadores e dispersores e às características de seu sistema reprodutivo.

A natureza exata de possíveis respostas à fragmentação, como o isolamento e o aumento da abundância de adultos, pode variar entre espécies. Em alguns casos, a transferência de grãos pólen e a produção de tubos polínicos diminuíram com o efeito da fragmentação, refletindo na menor produção de frutos e de sementes viáveis (Cascante *et al.*

2002; Aizen & Feinsinger 1994; Nason & Hamrick 1997; Gribel *et al.* 1999; Rocha & Aguilar 2001). Em outros, o isolamento espacial não interferiu no fluxo de pólen (Nason & Hamrick 1997). Além disso, os efeitos da ocorrência intensiva de distúrbios podem afetar a biologia reprodutiva destas espécies, através de mudanças na comunidade de inimigos naturais, na disponibilidade de recursos e no comportamento de agentes polinizadores (Dick *et al.* 2003; Ghazoul *et al.* 1998; Cunningham 2000) e de dispersores (Silvius & Fragoso 2003). Deste modo, a manutenção de níveis relativamente elevados de diversidade genética em populações isoladas e com elevada abundância, como no caso das espécies estudadas, poderia ser devida ao número limitado de gerações desde o início dos pulsos de intervenções antrópicas intensivas (Young *et al.* 1993).

De qualquer modo, esta variedade de respostas vincula-se ao sistema reprodutivo das espécies estudadas e ao aumento em suas taxas de endogamia, que em conjunto, poderiam gerar um “gargalo genético” (Hall *et al.* 1996; Aldrick & Hamrick 1998; Aldrick *et al.* 1998; Cascante *et al.* 2002). Ou ainda, a formação de uma forte estrutura genética devido ao isolamento e agregação de indivíduos (Hamrick *et al.* 1993; Dutech *et al.* 2002).

A exceção de *C. tomentosum*, que apresenta sistema misto de reprodução (Aidar 1992), não existem informações sobre os sistemas reprodutivos de *L. muehlbergianus*, *C. estrellensis* e de *M. stipitatum*. No caso de *C. tomentosum*, a autogamia poderia minimizar os efeitos do isolamento espacial e da perda de fluxo gênico entre populações, com o custo de uma possível queda na diversidade genética (Hall *et al.* 1996; Ghazoul *et al.* 1998). Porém, generalizações sobre a suscetibilidade à fragmentação ainda não podem ser feitas, baseando-se nos dados disponíveis sobre os sistemas de polinização, autocompatibilidade (Aizen *et al.* 200) e sobre a perda de variabilidade genética em decorrência da rebrota a partir de raízes em populações agregadas (Montalvo *et al.* 1997).

A hipótese de trabalho assumiu que tanto as fenofases quanto a viabilidade de sementes não seriam alteradas em função da rebrota de raízes nos fragmentos florestais com histórico intensivo de perturbação. Logo, de acordo com essa afirmação, as populações amostradas nos fragmentos alterados apresentariam indivíduos adultos de origem clonal florescendo, frutificando e produzindo sementes viáveis. No entanto, em nenhuma das populações das quatro espécies nos fragmentos alterados foi possível detectar que os indivíduos adultos amostrados eram clones.

No caso da população de *C. tomentosum* da FLONA de Ipanema, todos os prováveis clones identificados eram jovens. Do total de 32 indivíduos coletados, três adultos foram incluídos na análise de frequência de clones (Capítulo 1). Neste caso, a metodologia de

identificação de clones adotada excluiu a possibilidade de mais adultos serem selecionados para a análise. Existiria a chance de clones adultos serem identificados no fragmento da FLONA de Ipanema, dada a disposição espacial dos indivíduos na área amostrada, a elevada densidade da população ( $2525 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ ), além da capacidade de *C. tomentosum* emitir brotos de raízes a diversas distâncias do tronco principal (Penha 1998), até pelo menos a 10 m de distância (Rodrigues *et al.* no prelo).

Na população de *M. stipitatum* no fragmento florestal alterado da Fazenda Santa Elisa também foram identificados apenas clones jovens emitidos a partir de raízes (40 brotos). Estes, em 1997, apresentavam altura média de  $1,16 \pm 0,67 \text{ m}$  (Penha 1998). Por outro lado, nas populações de *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*, em seus respectivos fragmentos florestais alterados, além da população de *C. tomentosum* do Haras Santa Elisa, não foram identificados clones. No caso de *L. muehlbergianus* da FLONA de Ipanema, foram selecionados 22 adultos e dois jovens para a análise de frequência de clones (Capítulo 1).

Os resultados obtidos neste estudo para as populações de *C. tomentosum* (Capítulo 1) e *C. estrellensis* indicaram uma pequena probabilidade de serem emitidos brotos a partir de raízes gemíferas. Principalmente no caso de *C. estrellensis*, onde a mortalidade maciça de brotos jovens já havia sido verificada (Penha 1998). Estas constatações talvez limitem as chances de brotos jovens atingirem o estágio reprodutivo, dada a mortalidade diferencial de brotos jovens devido a competição por recursos do sistema subterrâneo do tronco principal (Penha 1998; Cirne & Scarano 2001) ou por outros recursos ambientais (Kennard *et al.* 2002). Por outro lado, no caso de *M. stipitatum*, onde foi amostrado um número relativamente elevado de brotos emitidos por raízes, observações sobre suas taxas de crescimento e mortalidade indicariam, pelo menos parcialmente, as chances destes brotos se tornarem adultos.

Em casos de espécies arbustivo-arbóreas que se multiplicam extensivamente a partir de raízes gemíferas (Paysen *et al.* 1991; Montalvo *et al.* 1997; Sydes & Peakall 1998), metodologias de identificação de clones e de quantificação das diversas conseqüências na diversidade genética seriam capazes de responder a tais questionamentos de maneira adequada. Porém, no caso de espécies arbóreas como as selecionadas para este estudo, onde a rebrota a partir de raízes aparentemente não é a estratégia de regeneração e manutenção predominante em ambientes alterados, ressalta-se uma série de dificuldades em se estabelecer métodos de identificação de clones adultos.

Estas dificuldades relacionam-se com a aquisição de independência fisiológica de brotos (Penha 1998) e com a mortalidade diferencial de brotos mais jovens (Paysen *et al.*

1991; Kenkel 1998; Montalvo *et al.* 1998), a ponto de apenas um ou poucos persistirem e supostamente atingirem o estágio reprodutivo. Além de dificultar a comprovação visual de clones adultos, estas características poderiam limitar a utilização de marcadores genéticos para identificação de clones adultos.

Existem, portanto, três possibilidades associadas à dinâmica de emissão de clones das populações amostradas nos fragmentos florestais alterados: **i)** os clones originados de raízes gemíferas não atingem a maturidade reprodutiva, morrendo ainda jovens; **ii)** os clones não têm capacidade de florescer e frutificar; e **iii)** alguns dos adultos amostrados são clones que atingiram a maturidade reprodutiva, mas não foram incluídos na análise de identificação de clones; ou ainda, existiriam limitações em sua identificação. No terceiro caso, de acordo com os resultados obtidos com as observações fenológicas e com a germinação de sementes, estes supostos indivíduos clonais apresentariam a mesma capacidade reprodutiva de indivíduos adultos advindos de reprodução sexuada, isto é, produziram flores e frutos com sementes viáveis.

Ainda em relação à terceira alternativa, apesar de não terem sido registradas diferenças entre as fenofases das populações de cada espécie, seria possível admitir que a rebrota e o regime de perturbações dos fragmentos alterados poderiam gerar alterações mais sutis nos padrões fenológicos destas populações, uma vez que a modulação desta estratégia seria produto da intensidade da perturbação (Lamont 1988; Marod *et al.* 2002; Fensham *et al.* 2003). Por exemplo, poderia ser verificado um aumento na produção de folhas em indivíduos próximos à borda, devido à incidência luminosa (Wright & Van Schaik 1994; Laurance *et al.* 2003), ou mudanças na quantidade de flores e frutos produzidos (Hall *et al.* 1996; Aldrick & Hamrick 1998).

O fato de algumas populações dos fragmentos alterados terem apresentado padrão espacial com a formação de grupos de indivíduos agregados, influenciados ou não pela rebrota de raízes, poderia promover o aumento na taxa de endogamia em cada conjunto de agregados, caso o isolamento entre eles limitasse o fluxo gênico (Montalvo *et al.* 1997; Godt & Hamrick 1999). Por outro lado, o fluxo de pólen entre grupos geneticamente distintos levaria à produção de uma prole com maior heterozigosidade (Montalvo *et al.* 1997).

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De posse dos resultados descritos anteriormente, é possível realizar algumas considerações em relação a diferenças nas características populacionais das espécies selecionadas em fragmentos alterados, em função da rebrota a partir de raízes gemíferas e do histórico de perturbação. Esperava-se encontrar um número maior de clones emitidos a partir de raízes nas populações amostradas nos fragmentos florestais alterados. Esta suposição baseou-se na elevada densidade absoluta de algumas populações, associada às suas disposições espaciais nas áreas amostrais consideradas.

Neste caso, as populações de *C. tomentosum* e de *L. muehlbergianus*, ambas amostradas em fragmentos florestais da FLONA de Ipanema, além da população de *M. stipitatum* do fragmento da Fazenda Santa Elisa, ofereceram estes indícios intuitivos da existência de clones. Em relação à *C. estrellensis* do fragmento da Fazenda Santa Rosa, tanto a abundância de indivíduos quanto a sua disposição espacial, não trouxeram indicações explícitas da presença de brotos emitidos a partir de raízes. *M. stipitatum* da Fazenda Santa Elisa pode ser considerada a população que sofreu maior influência da rebrota a partir de raízes gemíferas, dentre as quatro espécies selecionadas. Do total de 60 indivíduos jovens registrados (considerando as duas classes de tamanho de jovens estipuladas), 40 deles eram brotos de raízes, segundo os resultados obtidos por Penha (1998).

*C. tomentosum* da FLONA de Ipanema apresentou uma quantidade diminuta de indivíduos com possível origem clonal (dois grupos com um par de clones cada, e um grupo com três clones), em relação ao total de indivíduos amostrados (30 indivíduos em 800 m<sup>2</sup>). O método de seleção de indivíduos para análise RAPD pode ter subestimado o número de clones. Porém, ainda assim esperava-se encontrar um número maior de brotos emitidos por raízes, principalmente devido à disposição espacial dos indivíduos selecionados para a análise genética (Capítulo 1).

A população de *L. muehlbergianus* da FLONA de Ipanema, intuitivamente, apresentava características estruturais e espaciais bastante semelhantes às da população de *C. tomentosum* da FLONA. Mas a análise RAPD revelou não existirem clones nesta área (Capítulo 1). De acordo com os resultados obtidos para esta população, os argumentos oferecidos para interpretar a ausência de clones provavelmente devem ser os mesmos para explicar os resultados das demais espécies: *C. tomentosum* do fragmento do Haras Santa Elisa e de *C. estrellensis* na Fazenda Santa Rosa. Tais argumentos estão relacionados ao

período de persistência dos clones emitidos por estas espécies e das chances de supostos clones alcançarem a maturidade reprodutiva.

Aparentemente, os clones de *L. muehlbergianus* devem morrer ainda jovens, visto que 22 adultos foram incluídos na análise RAPD (Capítulo 1). No caso de *C. tomentosum* (Haras Santa Elisa) e de *C. estrellensis* (Santa Rosa), existe alguma probabilidade de indivíduos adultos amostrados apresentarem origem clonal e serem remanescentes a perturbações antigas, baseando-se na quantidade proporcionalmente maior de adultos em relação aos jovens. Entretanto, esta proporção de indivíduos poderia estar associada a outros fatores ecológicos, como a formação de nichos adequados para a dispersão de sementes e o recrutamento de plântulas, além da competição e mortalidade de brotos emitidos por raízes. Neste sentido, à exceção da população de *M. stipitatum* na Fazenda Santa Elisa, o regime intensivo de perturbações poderia ter promovido a dominância da reprodução sexuada em detrimento da rebrota a partir de raízes gemíferas, que se refletiram em diferenças na abundância e no padrão espacial das populações dos fragmentos alterados.

Deste modo, ainda é questionado se a rebrota a partir de raízes gemíferas seria um eficiente mecanismo de regeneração das quatro espécies estudadas, após perturbações intensivas. No caso de *L. muehlbergianus* e de *C. estrellensis*, é possível que a rebrota não seja um mecanismo de regeneração exatamente eficiente, dadas as informações obtidas nesse estudo para *L. muehlbergianus* (Capítulo 1), além dos resultados das amostragens de *C. estrellensis*. Adiciona-se o fato de já terem sido identificados brotos de *C. estrellensis* que morreram jovens, quando ainda estavam conectados ao tronco principal, eliminado em virtude da passagem do fogo (Penha 1998).

Por outro lado, no caso de *C. tomentosum* (Capítulo 1) e de *M. stipitatum* (Penha 1998), os resultados permitem assumir que a rebrota de raízes seria um mecanismo relativamente eficiente de regeneração destas espécies após perturbações específicas, pelo menos em curto prazo, já que apenas clones jovens foram identificados nas populações das duas espécies. Mas a avaliação da rebrota a médio e longo prazos, tanto da eficiência desta estratégia de regeneração quanto das prováveis conseqüências da rebrota de raízes na biologia reprodutiva e na diversidade genética destas populações, dependem da adaptação de métodos que permitam a identificação de clones adultos ou do acompanhamento da dinâmica de crescimento destes clones.

Certamente que outras considerações poderiam ser feitas, principalmente em relação à intensidade da perturbação, à capacidade de emissão de clones e de seu tempo de

persistência. Mas informações mais precisas dependem da formulação de modelos de regeneração e de dinâmica sucessional que incluam estas variáveis.

Neste aspecto, os resultados obtidos levantam discussões sobre a possibilidade da rebrota de árvores ser dependente da recorrência de perturbações, de “pulsos” de distúrbios, os quais estimulariam a emissão contínua, a persistência e a manutenção de brotos originados a partir de diversas estruturas vegetativas remanescentes (Lacey & Johnston 1990; Montalvo *et al.* 1997).

Existe uma ampla evidência de que a frequência e a intensidade dos distúrbios seriam os principais determinantes da frequência e da resposta de rebrota (James 1984; Kammesheidt 1999; Bellingham 2000; Bond & Midgley 2001; Kennard *et al.* 2002), variando desde a recomposição da parte aérea, até a rebrota basal do caule e de raízes gemíferas, conforme o aumento da intensidade da perturbação (Jeník 1994; Bellingham 2000; Bond & Midgley 2001). Também há evidências de que o balanço entre a rebrota e a germinação de sementes varia de acordo com o regime de perturbações e com a composição da comunidade (Boucher *et al.* 1994; Bellingham *et al.* 1996; Hodgkinson 1998).

Em habitats onde “pulsos” de perturbação fazem parte da dinâmica natural da comunidade, são reconhecidas espécies que se regeneram preferencialmente através da rebrota, como em ambientes temperados (Bellingham *et al.* 1996; Montalvo *et al.* 1997; Peltzer 2002) e savânicos (Hoffmann 1998, 1999; Hodgkinson 1998; Grant & Loneragan 1999). No caso das formações florestais tropicais, a avaliação da rebrota de árvores como estratégia de regeneração e de sobrevivência vem sendo quantificada em resposta à ocorrência de distúrbios naturais, como furacões (Vandermeer *et al.* 1990; Bellingham *et al.* 1994; Boucher *et al.* 1994). Recentemente, a rebrota tem sido estudada como resposta à fragmentação florestal (Kauffman 1991; Kammesheidt 1999; Dickinson *et al.* 2000; Ghazoul & McLeish 2001; Kennard *et al.* 2002).

Por estas razões, ainda são necessários diversos experimentos para compreender o impacto dos distúrbios sobre a dinâmica de emissão e desenvolvimento de clones em florestas estacionais alteradas por perturbações. Aparentemente, a rebrota de raízes seria um importante mecanismo de regeneração natural logo após a perturbação, contribuindo com o recobrimento relativamente rápido de áreas afetadas por distúrbios (Kammesheidt 1998, 1999; Kennard 2002), garantindo a persistência de espécies e indivíduos na comunidade. Como consequência, portanto, poderia garantir que outras espécies mais sensíveis à perturbação ou mais exigentes em relação a recursos ambientais, fossem recrutadas posteriormente.

Finalmente, ressalta-se a importância dos métodos de identificação de clones gerados a partir de raízes em florestas estacionais afetadas por perturbações, suas vantagens e limitações. A exposição do sistema subterrâneo e a confirmação visual da emissão de brotos, além de trabalhoso, dependeria do tempo que estes brotos permanecem ligados ao tronco principal ou conectados entre si através das raízes. Neste caso, o acompanhamento da dinâmica de regeneração imediatamente após a ocorrência de qualquer perturbação intensiva, pelo menos em parte, elucidaria algumas questões sobre diferenças específicas nos padrões de emissão de brotos.

Técnicas de identificação de clones que utilizam marcadores genéticos através da análise de similaridade entre indivíduos, mostra ser eficiente para excluir indivíduos que não apresentam origem clonal, ou seja, indivíduos originados pela reprodução sexuada, como observado para *L. muehlbergianus* (Capítulo 1). No caso da identificação de indivíduos com provável origem clonal, este método seria limitado em responder sobre sua origem exata. Isso significa responder se os clones foram produtos de propagação vegetativa e quais estruturas vegetativas estariam envolvidas na rebrota. Ou ainda, se os indivíduos clonais seriam fruto de apomixia ou autogamia. Em relação à autogamia, seriam necessárias várias gerações para a homogeneidade genética ser verificada. Por estes motivos, a etapa de identificação de clones deveria ser complementada com observações de campo. Logo, dados sobre ecologia e sistema reprodutivo de espécies arbóreas com potencial de rebrota tornam-se necessários para assegurar os resultados.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Abrahamson, W.G. 1979. Demography and vegetative reproduction. In: O.T. Solbrig (ed.). **Demography and evolution of plant populations**. Blackwell. Oxford. pp. 89-106.
- Aidar, M.P.M. 1992. **Ecologia do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) e o ecótono mata ciliar da Bacia do Rio Jacaré-Pepira, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Aidar, M.P.M. & Joly, C.A. 2003. Dinâmica da produção e decomposição da serrapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 26 (2): 193-202.
- Aizen, M.A. & Feinsinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, 75 (2): 330-351.
- Aizen, M.A.; Ashworth, L. & Galetto, L. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter? **Journal of Vegetation Science**, 13: 885-892.
- Albuquerque, G.B. 1999. **Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do mosaico de Araçoiaba, Iperó, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Aldrich, P.R. & Hamrick, J.L. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. **Science**, 281: 103-105.
- Aldrich, P.R.; Hamrick, J.L.; Chavarriaga, P. & Kochert, G. 1998. Microsatellite analysis of demographic genetic structure in fragmented populations of the neotropical tree *Symphonia globulifera*. **Molecular Ecology**, 7 (8): 933-944.
- Augspurger, C.K. 1983. Seed dispersal of the tropical tree, *Platypodium elegans*, and the scape of its seedlings from fungal pathogens. **Journal of Ecology**, 71: 759-771.
- Augspurger, C.K. & Hogan, K.P. 1983. Wind dispersal of fruits with variable seed number in a tropical tree (*Lonchocarpus pentaphyllus*: Leguminosae). **American Journal of Botany**, 70 (7): 1031-1037.
- Augspurger, C.K. 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light gaps, and pathogens. **Ecology**, 65 (6): 1705-1712.
- Augspurger, C.K. & Kelly, K.K. 1984. Pathogen mortality of tropical tree seedlings: experimental studies of the effects of dispersal distance, and light conditions. **Oecologia**, 61: 211-217.
- Batista, J.L.F. 1994. **Spatial dynamics of trees in a brazilian atlantic tropical forest under natural and managed conditions**. Ph D. Dissertation. University of Washington. Washington.
- Bellingham, P.J.; Tanner, E.V.J. & Healey, J.R. 1994. Sprouting of trees in Jamaican montane forests, after a hurricane. **Journal of Ecology**, 82: 747-758.
- Bellingham, P.J.; Kohyama, T. & Aiba, S.L. 1996. The effects of a typhoon on japanese warm temperate rain-forests. **Ecological Research**, 11: 229-247.
- Bellingham, P.J. & Sparrow, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos**, 89 (2): 409-416.

- Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution**, 16 (1): 45-50.
- Boucher, D.H.; Vandermeer, J.H. & Mallona, M.A. 1994. Resistance and resilience in a directly regenerating rainforest: Nicaragua trees of Vochysiaceae after Hurricane Joan. **Forest Ecology and Management**, 68: 127 – 136.
- Brown, D. 1992. Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. **Canadian Journal of Botany**, 70: 1603-1612.
- Bunyavejchewin, S.; LaFrankie, J.V.; Baker, P.J.; Kanzaki, M.; Ashton, P.S. & Yakamura, T. 2003. Spatial distribution patterns of the dominant canopy dipterocarp species in a seasonal dry evergreen forest in weastern Thailand. **Forest Ecology and Management**, 175 (1-3): 87-101.
- Canadell, J.; Lloret, F. & López-Soria, L. 1991. Resprouting vigour of two mediterranean shrub species after experimental fire treatments. **Vegetatio**, 95: 119-126.
- Cascante, A.; Quesada, M.; Lobo, J.J. & Fuchs, E.A. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree *Samanea saman*. **Conservation Biology**, 16 (1): 137-147.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, 16(2): 181-203.
- Cavassan, O.; Cesar, O. & Martins, F.R. 1984. Fitossociologia de vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 7: 91-106.
- Cirne, P. & Scarano, F.R. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legalis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in south-eastern Brazil. **Journal of Ecology**, 89: 351-357.
- Condit, R.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1992. Recruitment near conspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a Neotropical forest. **The American Naturalist**, 140: 261-286.
- Condit, R.; Ashton, P.S; Baker, P.; Bunyavejchewin, S.; Gunatilleke, N.; Hubbel, S.P.; Foster, R.B.; Itoh, A.; LaFrankie, J.V.; Lee, H.S.; Losos, E.; Manokaran, N.; Sukumar, R. & Yakamura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. **Science**, 288 (5470): 1414-1418.
- Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. **Conservation Biology**, 16 (2): 369-376.
- Cunningham, S.A. 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in mallee woodland. **Conservation Biology**, 14 (3): 758-768.
- Dalling, J.W.; Lovelock, C.E. & Hubbell, S.P. 1999. Growth responses of seedlings of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 827-839.
- Debski, I.; Burslem, D.F.R.P. & Lamb, D. 2000. Ecological processes maintaining differential tree species distributions in a Australian subtropical rain forest: implications for models of species coexistence. **Journal of Tropical Ecology**, 16: 387-415.
- Dick, C.W.; Etchelecu, G. & Austerlitz, F. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and african honeybees in pristine and fragmented amazonian rainforest. **Molecular Ecology**, 12 (3): 753-764.

- Dickinson, M.B.; Whigham, D.F & Hermann, S.M. 2000. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, 134 (1–3): 137–151.
- Dutech, C.; Seiter, J.; Petronelli, P.; Joly, H.I. & Jarne, P. 2002. Evidence of low gene flow in a neotropical clustered tree species in two rainforest stands of French Guiana. **Molecular Ecology**, 11 (4): 725-738.
- Farah, F.T. 2003. **Favorecimento da regeneração de um trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Campinas. Campinas.
- Fensham, R.J.; Fairfax, R.J.; Butler, D.W. & Bowman, D.M.J.S. 2003. Effects of fire and drought in a tropical eucalypt savanna colonized by rain forest. **Journal of Biogeography**, 30 (9): 1405-1414.
- Forget, P.M.; Mercier, F. & Collinet, F. 1999. Spatial patterns of two rodent-dispersed rain forest trees *Carapa procera* (Meliaceae) and *Vouacapoua americana* (Caesalpinaceae) at Paracou, Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 301-313.
- Fowler, J.; Cohen, L. & Jarvis, P. 1998. **Practical Statistics for Field Biology**. John Wiley & Sons. Chichester.
- Franco, G.A.D. 2002. **Florística e fitossociologia de duas unidades do mosaico sucessional da Estação Ecológica dos Caetetus – Floresta Estacional Semidecidual, Gália - SP**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Fuchs, E.J.; Lobo, J.A. & Quesada, M. 2003. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, 17 (1): 149-157.
- Gandolfi, S. 2000. **Alguns aspectos da história natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Ghazoul, J.; Liston, K.A. & Boyle, T.J.B. 1998. Disturbance-induced density-dependent seed set in *Shorea siamensis* (Dipterocarpaceae), a tropical forest tree. **Journal of Ecology**, 86: 462-473.
- Ghazoul, J. & McLeish, M. 2001. Reproductive ecology of tropical forest trees in logged and fragmented habitats in Thailand and Costa Rica. **Plant Ecology**, 153 (1-2): 225-245.
- Godt, M.J.W. & Hamrick, J.L. 1999. Population genetic analysis of *Elliottia racemosa* (Ericaceae), a rare Georgia shrub. **Molecular Ecology**, 8: 75-82.
- Gorenstein, M.R. 2002. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Grant, C.D. & Loneragan, W.A. 1999. The effects of burning on the understory composition of 11–13 year-old rehabilitated bauxite mines in Western Australia – vegetation characteristics. **Plant Ecology**, 145 (2): 291–305.
- Gribel, R.; Gibbs, P.E. & Queiroz, A.L. 1999. Flowering phenology and pollination biology of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 247-263.
- Hall, P.; Walker, S. & Bawa, K. 1996. Effect of forest fragmentation on genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Pithecellobium elegans*. **Conservation Biology**, 10 (3): 757-768.

- Hamrick, J.L.; Murawski, D.A. & Nason, J.D. 1993. The influence of seed dispersal mechanisms on the genetic-structure of tropical tree populations. **Vegetatio**, 108: 281-297.
- He, F.L.; Legendre, P. & LaFrankie, J.V. 1997. Distribution patterns of tree species in a Malaysian tropical rain forest. **Journal of Vegetation Science**, 8 (1): 105-114.
- Heerdt, G.N.J.; Verweij, G.L.; Bakker, R.M. & Bakker, J.P. 1996. An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. **Functional Ecology**, 10: 144-151.
- Hodgkinson, K.C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. **Oecologia**, 115: 64–72.
- Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, 35 (3): 422–433.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology**, 80 (4): 1354–1369.
- Ickes, K.; Saara, J. D. & Thomas, S.C. 2003. Resprouting of woody plants following stem snap by wild pigs in a Malaysian rain forest. **Journal of Ecology**, 91: 222-233.
- James, S. 1984. Lignotubers and burls – their structure, function, and ecological significance in Mediterranean ecosystems. **Botanical Review**, 50: 225–266.
- Jeník, J. 1994. Clonal growth in woody plants: a review. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica**, 29: 291-306.
- Janzen, D.H.; Fellows, L.E. & Waterman, P.G. 1990. What protects *Lonchocarpus* (Leguminosae) seeds in a Costa Rican dry forest? **Biotropica**, 22 (3): 272-285.
- John, R.; Dattaraja, H.S.; Suresh, H.S. & Sukumar, R. 2002. Density-dependence in common tree species in a tropical dry forest in Mudumalai, southern India. **Journal of Vegetation Science**, 13 (1): 45-56.
- Kammesheidt, L. 1998. The role of tree sprouts in the restoration of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in eastern Paraguay. **Plant Ecology**, 139: 155-165.
- Kammesheidt, L. 1999. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, 15: 143-157.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica**, 23 (3): 219-224.
- Kennard, D.K.; Gould, K; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S. & Morales, F. 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, 162: 197-208.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in jack pine: testing the random mortality hypothesis. **Ecology**, 69 (4): 1017-1024.
- Lacey, C.J. & Johnston, R.D. 1990. Woody clumps and clumpwoods. **Australian Journal of Botany**, 38: 299-334.

- Lamont, B.B. 1988. Sexual versus vegetative reproduction in *Banksia elegans*. **Botanical Gazette**, 149 (4): 370-375.
- Laurance, W.F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, 18 (5): 209-212.
- Laurance, W.F.; Rankin-de Merona, J.M.; Andrade, A.; Laurance, S.G.; D'Angelo, S. Lovejoy, T.E. & Vasconcelos, H. 2003. Rain-forest fragmentation and the phenology of amazonian tree communities. **Journal of Tropical Ecology**, 19: 343-347.
- Lookingbill, T.R. & Zavala, M.A. 2000. Spatial pattern of *Quercus ilex* and *Quercus pubescens* in *Pinus halapensis* dominated woodlands. **Journal of Vegetation Science**, 11 (4): 607-612.
- Malkinson, D.; Kadmon, R. & Cohen, D. 2003. Pattern analysis in successional communities – an approach for studying shifts in ecological interactions. **Journal of Vegetation Science**, 14: 213-222.
- Marod, D.; Kutintara, U.; Tanaka, H. & Nakashizuka, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, 161: 41-57.
- Miranda, Z.A.I. 1996. **Plano de gestão da Área de Proteção Ambiental da região de Sousas e Joaquim Egídio – APA Municipal**. Relatório da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente – SEPLAMA. Prefeitura Municipal de Campinas.
- Montalvo, A.M; Conrad, S.G.; Conkle, M.T. & Hodgskiss, P.D. 1997. Population structure, genetic diversity, and clone formation in *Quercus chrysolepis* (Fagaceae). **American Journal of Botany**, 84 (11): 1553-1564.
- Morellato, L.P.C.; Rodrigues, R.R.; Leitão-Filho, H.F. & Joly, C.A. 1989. Estudo comparativo de espécies arbóreas de Floresta de Altitude e Floresta Mesófila Semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 12: 85-98.
- Murawski, D.A.; Gunatilleke, I.A.U.N. & Bawa, K.S. 1994. The effects of selective logging on inbreeding in *Shorea megistophylla* (Dipterocarpaceae) from Sri Lanka. **Conservation Biology**, 8 (4): 997-1002.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, 10 (2): 58-62.
- Nason, J.D. & Hamrick, J.L. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. **Journal of Heredity**, 88 (4): 264-276.
- Negreros-Castillo, P. & Hall, R.B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. **Forest Ecology and Management**, 126: 399-403.
- Okuda, T; Kachi, N.; Yap, S.K. & Manokaran, N. 1997. Tree distribution pattern and fate of juveniles in a lowland tropical rain forest – implications for regeneration and maintenance of species diversity. **Plant Ecology**, 131: 155-171.
- Oliveira, A.T. & Galetti, M. 1996. Seed predation of *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae) by black monkeys *Alouatta caraya*. **Primates**, 37 (1): 87-90.
- Paysen, T.E.; Narog, M.G.; Tissel, R.G. & Lardner, M.A. 1991. Trunk and root sprouting on residual trees after thinning a *Quercus chrysolepis* stand. **Forest Science**, 37: 17-27.
- Peltzer, D.A. 2002. Does clonal integration improve competitive ability? A test using aspen (*Populus tremuloides* [Salicaceae]) invasion into prairie. **American Journal of Botany**, 89 (3): 494–499.

- Penha, A.S. 1998. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Peres, C.A. 1991. Seed predation of *Cariniana micrantha* (Lecythidaceae) by brown capuchin monkeys in Central Amazônia. **Biotropica**, 23 (3): 262-270.
- Peterson, C. J. 2000. Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances. **Forest Ecology and Management**, 135: 237-252.
- Plotkin, J.B.; Chave, J.M. & Ashton, P.S. 2002. Cluster analysis of spatial patterns in Malaysian tree species. **The American Naturalist**, 160 (5): 629-644.
- Putz, F.E.; Blate, G.M.; Redford, K.H.; Fimbel, R. & Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, 15 (1): 7-20.
- Ripley, B.D. 1978. Spectral analysis and the analysis of pattern in plant communities. **Journal of Ecology**, 66: 965-981.
- Rocha, O.J. & Aguilar, G. 2001. Reproductive biology of the dry forest tree *Enterolobium cyclocarpum* (Guanacaste) in Costa Rica: a comparison between trees left in pastures and trees in continuous forest. **American Journal of Botany**, 88 (9): 1607-1614.
- Rodrigues, R.R. 1995. A sucessão florestal. In: P.C. Morellato & H.F. Leitão-Filho (eds.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana – Reserva Municipal de Santa Genebra.** Editora da UNICAMP. Campinas.
- Rodrigues, R.R.; Torres R.B.; Matthes, L.A.F. & Penha A.S. no prelo. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fire. **Brazilian Archives of Biology and Technology**.
- Rozza, A.F. 2003. **Manejo e regeneração de trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, São Paulo.** Tese de Doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Saldarriaga, J.G.; West, D.C.; Tharp, M.L & Uhl, C. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, 76: 938-958.
- Santos, K. & Kinoshita, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 17 (3): 325-341.
- Schlittler, F.H.M.; Marinis, G. & César, O. 1995. Estudos fitossociológicos na floresta do Morro do Diabo (Pontal do Paranapanema, SP). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, 38(1): 217-234.
- Schupp, E.W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in tree fall gaps. **Oikos**, 51: 71-78.
- Schwarz, P.A.; Fahey, T.J. & McCulloch, C.E. 2003. Factors controlling spatial variation of tree species abundance in a forested landscape. **Ecology**, 84 (7): 1862-1878.
- Silva, M.G. & Tabarelli, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. **Acta Oecologica**, 22 (5-6): 259-268.

- Silvius, K.M. & Fragoso, J.M.V. 2003. Red-rumped agouti (*Dasyprocta leporina*) home range use in an Amazonian forest: implications for the aggregated distribution of forest trees. **Biotropica**, 35 (1): 74-83.
- Sydes, M.A. & Peakall, R. 1998. Extensive clonality in the endangered shrub *Haloragodendron lucasii* (Holagraceae) revealed by allozymes and RAPDs. **Molecular Ecology**, 7: 87-93.
- Tozzi, A.M.G.A. 1989. **Estudos taxonômicos dos gêneros *Lonchocarpus* Kuntze e *Deguelia* Aubl. no Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas.
- Vandermeer, J.; Zamora, N.; Yih, K. & Boucher, D. 1990. Regeneración inicial en una selva Tropical en la costa caribeña de Nicaragua después del huracán Juana. **Revista de Biología Tropical**, 38 (2B): 347-359.
- Venables, W.N. & Smith, D. 2002. **An introduction to R, version 1.2.2**. R Development Core Team. <http://www.cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf> (21/01/2004).
- Wright, J.S. & Van Schaik, C.R. 1994. Light and the phenology of tropical trees. **The American Naturalist**, 143 (1): 192-199.
- Young, A.G; Merriam, H.G. & Warwick, S.L. 1993. The effects of forest fragmentation on genetic-variation in *Acer saccharum* Marsh (sugar maple) populations. **Heredity**, 71: 277-289.

## **ANEXO 1**

### **Caracterização das espécies arbóreas selecionadas**

### 1.1. *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze (Lecythidaceae) – “jequitibá-branco”

Breve caracterização taxonômica (*sensu* Prance & Mori 1979): árvore, 35 - 50 m de altura, caule com até 90 - 120 cm de diâmetro. Folhas simples, glabras ou ligeiramente pubérulas na face abaxial quando jovens, margem serrada, oblongo-elípticas, 3,0 - 11 cm x 1,5 - 6,0 cm, ápice acuminado, acúmen ligeiramente curvado, base foliar sub-acuneada, folhas dos indivíduos jovens bem maiores que as das árvores adultas. Inflorescência axilar, tipo racemo ou panícula racemosa, 3,0 - 6,0 cm de comprimento, raque pubérula, cálice campanulado, lobos largamente triangulares, pétalas obovadas, 4,0 - 7,0 mm de comprimento, creme, inúmeros estames, ca. 40, fundidos, formando um andróforo rudimentar “liguliforme”, uma das principais características do gênero (Gentry 1993). Fruto cápsula (pixídio), 6,5 - 9,5 x 3,0 - 3,5 cm, sementes aladas, 1,2 x 0,6 cm, mais ou menos piriformes, alas até 3,5 x 1,2 cm.

Distingue-se das demais espécies de *Cariniana* pelas inflorescências axilares e presença de estruturas dentiformes em volta da margem da linha de deiscência opercular do pixídio.

*C. estrellensis* e *C. legalis* (Mart.) Kunt. (“jequitibá-rosa”) são as espécies deste gênero que podem ser encontradas em florestas estacionais e em florestas pluviais de São Paulo. *C. estrellensis* distribui-se principalmente no Brasil Central, nas matas de galeria e nas regiões sudeste e sul (Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa), até Santa Catarina. Estende-se também ao norte, até o Acre, colonizando preferencialmente áreas com solos mais úmidos e profundos (Lorenzi 1992). Floresce de outubro a abril, quando surgem também folhas novas. Os frutos amadurecem de julho a setembro, período em que a árvore está sem folhagem. Indicada por Rodrigues *et al.* (no prelo) e por Penha (1998) entre as espécies arbóreas que rebrotam a partir de raízes gemíferas. Durante o levantamento realizado por Penha (1998), foi encontrado um indivíduo de *C. estrellensis* que apresentava seu tronco principal morto devido a um dos incêndios que atingiram o fragmento estudado, com um total de seis brotos ligados a partir de seu sistema subterrâneo. No entanto, estes brotos morreram antes de terem sido registrados para análises posteriores.

## 1.2. *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. (Leguminosae - Papilionoidae) – “araribá”

Breve caracterização taxonômica (*sensu* Lima 1985): árvore, 10 - 35 m de altura, tronco de 30 - 60 cm de diâmetro, casca lisa acinzentada. Folhas compostas, pecíolo e raque tomentosos, 11 - 17 folíolos, 7,0 - 16 x 4,0 - 8,0 cm, ovalados ou oval-lanceolados, base cordada ou arredondada, ápice obtuso, pubescentes a tomentosos, indumento escamoso na face abaxial, densamente tomentosos sobre a nervura central. Inflorescência tipo panícula, fulvo-tomentosa, brácteas e bractéolas caducas, cálice 13 - 15 mm de comprimento, turbinado-campanulado, corola 18 - 19 mm de comprimento, amarela. Fruto sâmara, 16 - 22 cm de comprimento, ala coriácea, tomentosa, 2,5 - 4,5 cm de comprimento, acúleo estilar aderente, núcleo seminífero com espinhos tomentosos de 0,9 - 2,0 cm de comprimento. Nodulação nas raízes presente.

Distingue-se das demais espécies do gênero com ocorrência extra-amazônica pelos frutos tomentosos, folíolos com indumento tomentoso, nervação secundária saliente e pela nervura mediana denso-tomentosa.

Distribui-se no Estado da Bahia e no Distrito Federal, além do sudeste e sul do país. Ocupa preferencialmente florestas estacionais e matas de galeria. Ocorre também em descampados, cerrados, matas mais secas e formações litorâneas, em solos de média e boa fertilidade, rasos ou profundos (Lorenzi 1992). De acordo com os resultados obtidos por Aidar (1992), seu ciclo de vida pode ser resumido pelo crescimento relativamente rápido das plântulas, fenologia e biologia reprodutiva sazonais, com floração sincrônica em janeiro-fevereiro, dispersão de frutos e deciduidade em julho-agosto e rebrota de folhas no início da estação chuvosa. O padrão de queda de folhas é bimodal, associado à translocação de nutrientes pré-antese e ao período de deciduidade. Os indivíduos adultos possuem expectativa foliar de seis a oito meses, dependendo de sua posição na copa, autocompatibilidade e polinização cruzada realizada por abelhas grandes e generalistas de voo longo (Aidar 1992). Alguns levantamentos indicaram a rebrota de *C. tomentosum* a partir de raízes gemíferas (Aidar 1992; Penha 1998; Hayashi *et al.* 2001; Rodrigues *et al.* no prelo). Em um levantamento realizado em 0,5 ha de um fragmento florestal alterado por incêndios recentes, foram verificados sete indivíduos de *C. tomentosum* rebrotando a partir de raízes gemíferas, que emitiram um total de 40 brotos (Penha 1998).

### 3.3. *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl. (Leguminosae - Papilionoidae) – “embira-de-sapo”

Breve caracterização taxonômica (*sensu* Tozzi 1989): árvore, 5,0 - 20 m de altura, caule até 50 cm de diâmetro, casca cinza-escuro, lenho amarelado. Ramos pubescentes a pubérulos, estriados, lenticelas esparsas, estípulas deltóides. Folhas compostas, 9 ou 11 (raramente 13-15) folioladas, folíolos subopostos, oblongos, basais ovais e terminais elíptico-obovais, ápice agudo, base arredondada a aguda, papiráceos a cartáceos, pubérulos, tricomas ferruginosos, nervuras impressas na face abaxial, folíolos basais 4,0 - 8,0 x 2,5 - 4,5 cm, demais folíolos 5,0 - 12 x 2,5 - 6,0 cm. Inflorescência paniculada, geralmente axilar, na extremidade dos ramos, 30 - 45 cm de comprimento, corola ocre a tijolo com margem amarelada, 1,5 - 1,8 cm de comprimento, frutos compressos, secos, indeiscentes, coriáceos, elípticos a longo-oblongiformes, levemente falcados, base cuneada, ápice agudo e margem superior alada, ala de até 3 mm de largura, de coloração marrom-mostarda, indumento ferrugíneo-pubescente curto e denso.

O tipo de inflorescência e o fruto alado, elíptico e ferrugíneo-pubescente são as características que distinguem *L. muehlbergianus* das demais espécies do gênero.

O período de floração estende-se de outubro a fevereiro; o de frutificação, de março a setembro. Foi verificado que a espécie propaga-se vegetativamente com facilidade, formando pequenos aglomerados em torno da planta-mãe (Tozzi 1989). Tal situação também foi amostrada por Penha (1998) para *L. cultratus* (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima.

*L. muehlbergianus* é uma espécie decídua. O início da floração antecede o aparecimento das folhas. É bastante freqüente a sua presença em fragmentos florestais em regeneração, podendo ser considerada, devido a suas características, uma espécie secundária inicial (Rodrigues 1995). Observações em campo indicaram a emissão de brotos a partir de raízes gemíferas (Tozzi 1989). Distribui-se pela região centro-sul de Minas Gerais, no sul, pelos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, norte do Rio Grande do Sul, estendendo-se à Argentina e ao Paraguai. Coloniza principalmente matas pluviais e de galeria e florestas estacionais. Aparentemente não mostra exigências quanto ao tipo de solo, sendo encontrada sobre Latossolos, de textura argilosa ou arenosa, e em solos calcáreos (Tozzi 1989).

### 3.4. *Machaerium stipitatum* Vogel (Leguminosae, Papilionoidae) – “sapuvinha”

Breve caracterização taxonômica (*sensu* Sartori & Tozzi 1998): árvore, 2,0 - 20 m de altura, caule acastanhado, sulcado longitudinalmente, com até 40 - 50 cm de diâmetro, ramos glabros, lenticelados. Folhas compostas, 7 - 12 foliadas, pecíolo e raque pubéculos, folíolos 3,8 - 6,3 x 1,4 - 2,6 cm, cartáceos, alternos, concolores, elípticos, base atenuada, ápice retuso mucronado, nervação broquidródoma, nervuras impressas na face adaxial. Inflorescência paniculada, terminal e axilar, eixos da inflorescência esparsamente ferrugíneo-tomentosos, flores sésseis; corola creme ou esverdeada, ca. 2,6 mm de comprimento. Fruto sâmara falciforme, glabro, 3,7 - 5,7 cm de comprimento, base atenuada, ápice arredondado, região seminífera escurecida, espessada, asa amarelada, reticulada.

Floração de março a maio, frutificação de fevereiro a setembro. Os folíolos elípticos de ápice retuso distinguem *M. stipitatum* das demais espécies que ocorrem no Estado de São Paulo. Pode ser confundida com *Dalbergia frutescens* (Vell.) Britt. quando em estado vegetativo, mas diferencia-se pelos folíolos menores, de textura mais fina, coloração glauca e posicionamento do núcleo seminífero.

Ocorre principalmente em florestas estacionais e matas ciliares da Bahia e do sudeste do Brasil, estendendo-se à Argentina. É considerada uma espécie secundária inicial (Gandolfi *et al.* 1995), ocorrendo principalmente em formações abertas, sendo menos freqüente no interior da floresta primária densa. Coloniza locais com solos férteis, tanto os situados em baixadas úmidas quanto em terrenos pedregosos (Lorenzi 1992).

Alguns trabalhos indicaram a rebrota de *M. stipitatum* a partir de raízes gemíferas (Penha 1998; Hayashi *et al.* 2001; Rodrigues *et al.* no prelo). *M. stipitatum* foi a espécie arbórea com maior número de brotos emitidos a partir de raízes gemíferas no levantamento realizado por Penha (1998). Foram registrados sete indivíduos adultos (DAP  $\geq$  5.0 cm), que emitiram um total de 79 brotos.

## **ANEXO 2**

### **Caracterização dos fragmentos de Florestas Estacionais Semidecíduais selecionados**

Os fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual selecionados para as amostragens das espécies arbóreas com potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas atenderam a uma das seguintes características: **i)** ocorrência de populações em remanescentes não atingidos por fogo pelo menos nos últimos 50 anos – “fragmentos florestais preservados”; ou **ii)** áreas que sofreram a ação freqüente e recente de incêndios – “fragmentos florestais alterados”. As visitas aos remanescentes florestais e sua seleção basearam-se em descrições florísticas da comunidade em literatura ou através de entrevistas a pesquisadores e/ou entidades a respeito de fragmentos florestais para os quais ainda não existem trabalhos de caracterização da comunidade. Foram selecionados os seguintes fragmentos florestais do interior do Estado de São Paulo (Tabela 1):

- ◆ Estação Ecológica de Caetetus, Instituto Florestal, Gália;
- ◆ Fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, Instituto Agronômico, Campinas;
- ◆ Fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa, Piracicaba;
- ◆ Fragmentos florestais da Floresta Nacional de Ipanema (FLONA), IBAMA, Iperó;
- ◆ Fragmento florestal no Haras Santa Elisa, Brotas;
- ◆ Fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira, Distrito de Sousas, Campinas.

*Tabela 1:* Espécies arbóreas com potencial de rebrota a partir de raízes gemíferas e os fragmentos florestais onde foram amostradas: i) áreas onde a ação de incêndios recentes não foi verificada (“fragmentos preservados”) e ii) áreas que sofreram a ação intensa e freqüente de incêndios (“fragmentos alterados”).

<b>Espécie</b>	<b>“Fragmentos preservados”</b>	<b>“Fragmentos alterados”</b>
<i>Cariniana estrellensis</i>	E.E. Caetetus	Fazenda Santa Rosa
<i>Centrolobium tomentosum</i>	E.E. Caetetus	FLONA de Ipanema Haras Santa Elisa
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Ribeirão Cachoeira	FLONA de Ipanema
<i>Machaerium stipitatum</i>	E.E. Caetetus	Fazenda Santa Elisa

## 2.1. Estação Ecológica dos Caetetus.

A Estação Ecológica dos Caetetus é uma Unidade de Conservação do Instituto Florestal de São Paulo. É um dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual mais extensos e melhor preservados do interior do Estado, com área total de 2178,84 ha. Insere-se na Bacia Hidrográfica do Médio Paranapanema, entre as coordenadas aproximadas de 22° 22' S e 49° 43' W, nos Municípios de Gália e Alvinlândia (Figura 1). A altitude da região varia entre 500 m e 680 m. O clima é do tipo Cwa (Koeppen 1948): verão quente e chuvoso e inverno seco. A temperatura média anual é de 20°C - máxima de 30°C (janeiro) e mínima de 10°C (julho). A precipitação é 1.480 mm/ano (Franco 2002).

O remanescente florestal fazia parte da Fazenda Paraíso, dedicada à produção de café e à criação de gado, esta última em menor escala de importância. Em 1987 o local foi transformado em Estação Ecológica (Decreto nº 26.718 de 06/02/1987). Apresenta grande variação de fisionomias, abrangendo florestas ripárias, de encosta e matas de interflúvio (Franco 2002). As perturbações ambientais estão geralmente associadas ao efeito de borda. A área nuclear da floresta, no entanto, aparentemente não sofreu qualquer tipo de exploração ou indução de incêndios, pela dificuldade de acesso e pela topografia bastante acidentada.

Foram delimitadas as populações de três espécies arbóreas na E. E. dos Caetetus: *Centrolobium tomentosum*, *Cariniana estrellensis* e *Machaerium stipitatum*. *C. tomentosum* foi amostrada em um trecho diferente das outras duas espécies. Os acessos a estas áreas são feitos pela “Trilha 12” (no caso de *C. tomentosum*) e pela “Trilha J”, nos casos de *M. stipitatum* e de *C. estrellensis*. A composição florística e fitossociológica destes dois trechos de floresta – “Trilha 12” e “Trilha J” - foram descritas por Franco (2002) e por Gorenstein (2002). Estão separadas por cerca de 2,0 Km em linha reta; a declividade entre os dois trechos é de aproximadamente seis graus e apresentam algumas características ambientais e estruturais distintas.

A “Trilha 12” encontra-se a 580 m de altitude. O tipo de solo é o Podzólico Vermelho-Amarelo, Arenoso Eutrófico (Franco 2002). É um trecho da floresta comparativamente melhor preservado, com maior altura de dossel, com a predominância da espécie de dossel *Savia dictyocarpa* Müll. Arg. (Euphorbiaceae) e de *Metrodorea nigra* A. St.-Hill. (Rutaceae), que é característica do subosque (Franco 2002). A “Trilha J” encontra-se a 660 m de altitude e apresenta solo do tipo Podzólico Vermelho-Amarelo, Argiloso Distrófico (Franco 2002).

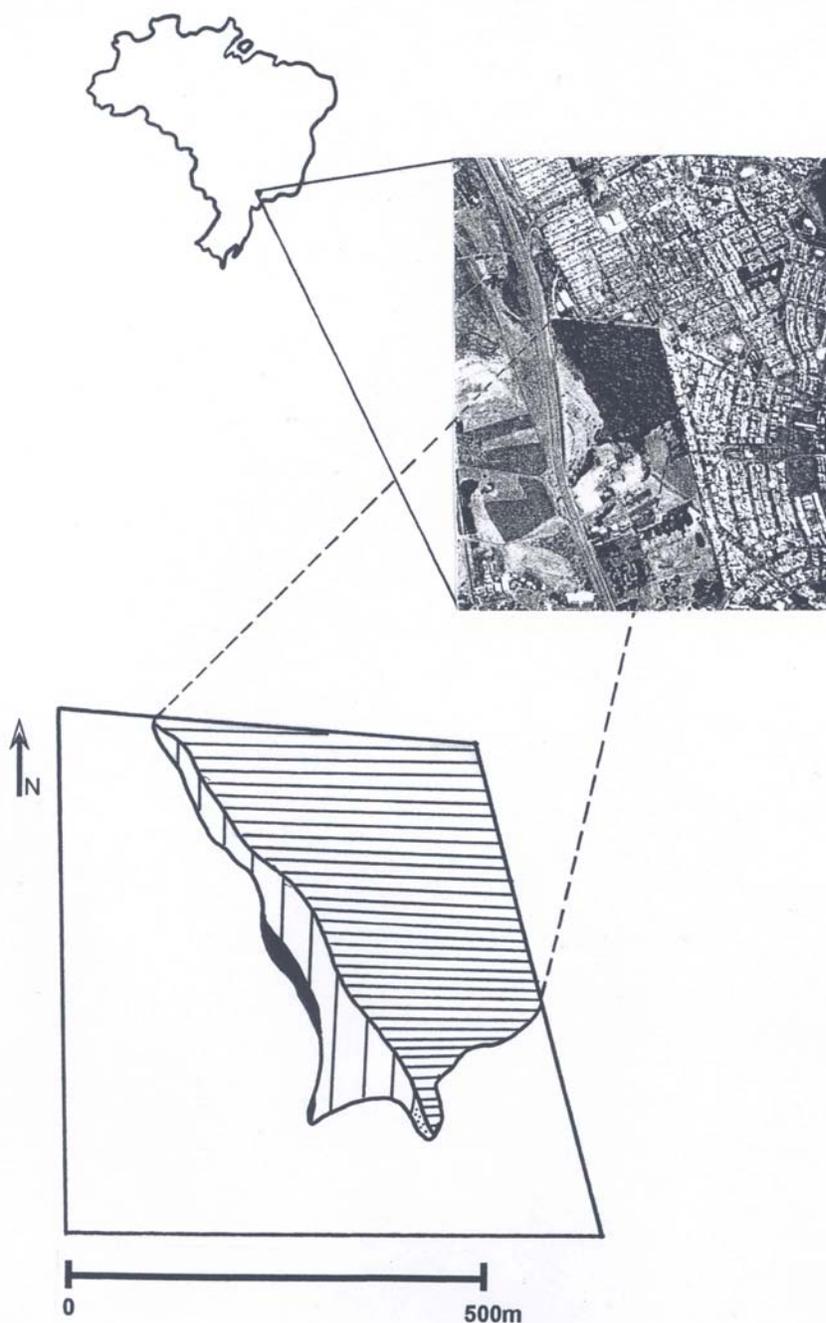


## **2.2. Fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa.**

O remanescente de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Santa Elisa localiza-se no Centro Experimental de Campinas do Instituto Agrônomo, em Campinas, entre as coordenadas aproximadas de 22° 54' S e 47° 05' W, a uma altitude média de 694m. Apresenta área total de 15,87 ha (Figura 2). O clima da região é do tipo Cwa (Koeppen 1948). As temperaturas anuais variam entre 24,4°C e 18,2°C; o total pluviométrico é de 1400 mm/ano. Os solos deste remanescente florestal estão classificados em três categorias principais: Latossolo Vermelho-Escuro, textura argilosa; Latossolo Roxo, textura argilosa; Latossolo Vermelho-Amarelo, textura argilosa (Figura 2). O dossel deste fragmento florestal é muito irregular, atingindo cerca de 15 m de altura, com algumas árvores emergentes, de aproximadamente 30 m de altura (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kunt, *Chorisia speciosa* A. St.-Hil. e *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.).

O remanescente da Fazenda Santa Elisa apresenta como limites seções de pesquisa do Centro Experimental e um bairro residencial; também se encontra próximo a um trecho de rodovia, Campinas – Distrito de Barão Geraldo (Figura 2). Tais condições facilitam o trânsito de pessoas na floresta, que sofreu várias alterações fisionômicas nas últimas décadas: foram registrados grandes incêndios em 1983, 1985, 1988 e 1994 (L.A.F. Matthes, com. pess.).

A passagem do fogo refletiu-se na composição e estrutura da comunidade. Observa-se o predomínio de espécies invasoras, principalmente *Panicum maximum* Jacq., e lianas. No levantamento florístico de um trecho de 0,5 ha atingido pelo incêndio de 1994, foram registrados 422 indivíduos arbóreos vivos (DAP  $\geq$  5.0 cm), pertencentes a 85 espécies e 36 famílias; o índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3.74 nats/indivíduo. As espécies mais abundantes eram pioneiras - *Trema micrantha* (L.) Blum., *Croton floribundus* Spreng., *Cecropia glaziovii* Senthl., entre outras. Também foram identificadas espécies arbóreas exóticas: *Carica papaya* L. e *Mangifera indica* L. Nesta área de 0,5 ha foram amostrados 26 indivíduos, pertencentes a 10 espécies e quatro famílias, que emitiram brotos a partir de raízes gemíferas. No total, estes 26 indivíduos emitiram 150 brotos. *M. stipitatum* e *C. tomentosum* foram as espécies com maior número de brotos emitidos (Penha 1998). Nesta área foram selecionados os indivíduos de *Machaerium stipitatum* Vogel.



*Figura 2:* Localização do fragmento florestal da Fazenda Santa Elisa, Campinas, São Paulo (foto aérea – escala: 1:25.000), onde foi amostrada a população de *M. stipitatum*. Classificação dos solos: a área preenchida com listras horizontais corresponde ao Latossolo Vermelho-escuro (LEd1): distrófico ou álico, textura muito argilosa (Unidade Limeira). A área com listras verticais, ao Latossolo Vermelho-amarelo (Hi3): Complexo de Glei pouco húmico (Unidade Tanque); A área pontilhada, ao Latossolo Vermelho-amarelo: plúntico distrófico ou álico (LVd3), A moderado, textura argilosa, moderada a imperfeitamente drenado (Unidade Mosqueada). A área preenchida, ao Latossolo Roxo (LRe1): eutrófico, A moderado, textura muito argilosa e argilosa (Unidade Ribeirão Preto). (Fonte: Seção de Solos do Instituto Agrônômico, Campinas, SP).

## **2.4. Floresta Nacional de Ipanema.**

A Floresta Nacional de Ipanema é uma unidade de conservação do IBAMA, situada em Iperó, São Paulo, entre as coordenadas aproximadas de 23° 25' S e 47° 35' W (Figura 3). Abrange uma área total de 5.069,73 ha, em altitudes que variam entre 550 e 971 m. O clima da região é do tipo Cfa (Koeppen 1948): sub-tropical, constantemente úmido. A temperatura média é de 22,6°C e a precipitação, 1.244 mm/ano (Albuquerque 1999). A FLONA de Ipanema encontra-se na unidade geomorfológica da Depressão Periférica, possuindo três unidades de relevo: serra, colinas e relevo suave ondulado. Os solos predominantes são o Latossolo Vermelho-Escuro e o Podzólico Vermelho-Amarelo, além de Areias Quartzosas (Albuquerque 1999). Criada em 1992 (Decreto nº 530 de 20/05/1992), a FLONA de Ipanema tem como objetivos a manutenção e proteção da biodiversidade e dos recursos hídricos, o apoio à pesquisa, a recuperação de áreas degradadas e a educação ambiental. Sua sede situa-se na antiga siderúrgica “Real Fábrica de Ferro Ipanema”, pioneira no país, que operou de 1816 a 1937.

Os dois fragmentos selecionados para as amostragens estão inseridos em uma área de assentamento de agricultores. Com a criação da FLONA, iniciou o conflito entre assentados e gerenciadores desta unidade, que argumentam a favor da desapropriação da área e de sua preservação permanente (O.F.G. Willmersdorf, com. pess.). A utilização desta área expõe os fragmentos à intervenção antrópica e a constantes queimadas, mais freqüentes durante a estação seca. Os fragmentos inseridos no assentamento são pequenos, separados por áreas de pastagem e culturas agrícolas. Existem muitas clareiras, dominadas por lianas e gramíneas invasoras.

O fragmento em que foi delimitada a população de *L. muehlbergianus* encontra-se próximo à sede do assentamento e à vila de agricultores, entre as coordenadas aproximadas de 23° 44' S e 47° 37' W. Apresenta área total de cerca de 1,0 ha, às margens de uma lagoa. O dossel apresenta altura média de 17 m, dominado por *L. muehlbergianus* em toda sua extensão.

A uma distância em linha reta de aproximadamente 2,0 Km, localiza-se o fragmento onde foram identificados indivíduos de *C. tomentosum*, entre as coordenadas aproximadas de 23° 24' S e 47° 38' W. Apresenta maior declividade e cerca de 5,0 ha de extensão. Um dos lados do fragmento é delimitado por uma área de pastagem. O estrato arbóreo é dominado por *C. tomentosum*. O dossel apresenta altura média de 10 m.

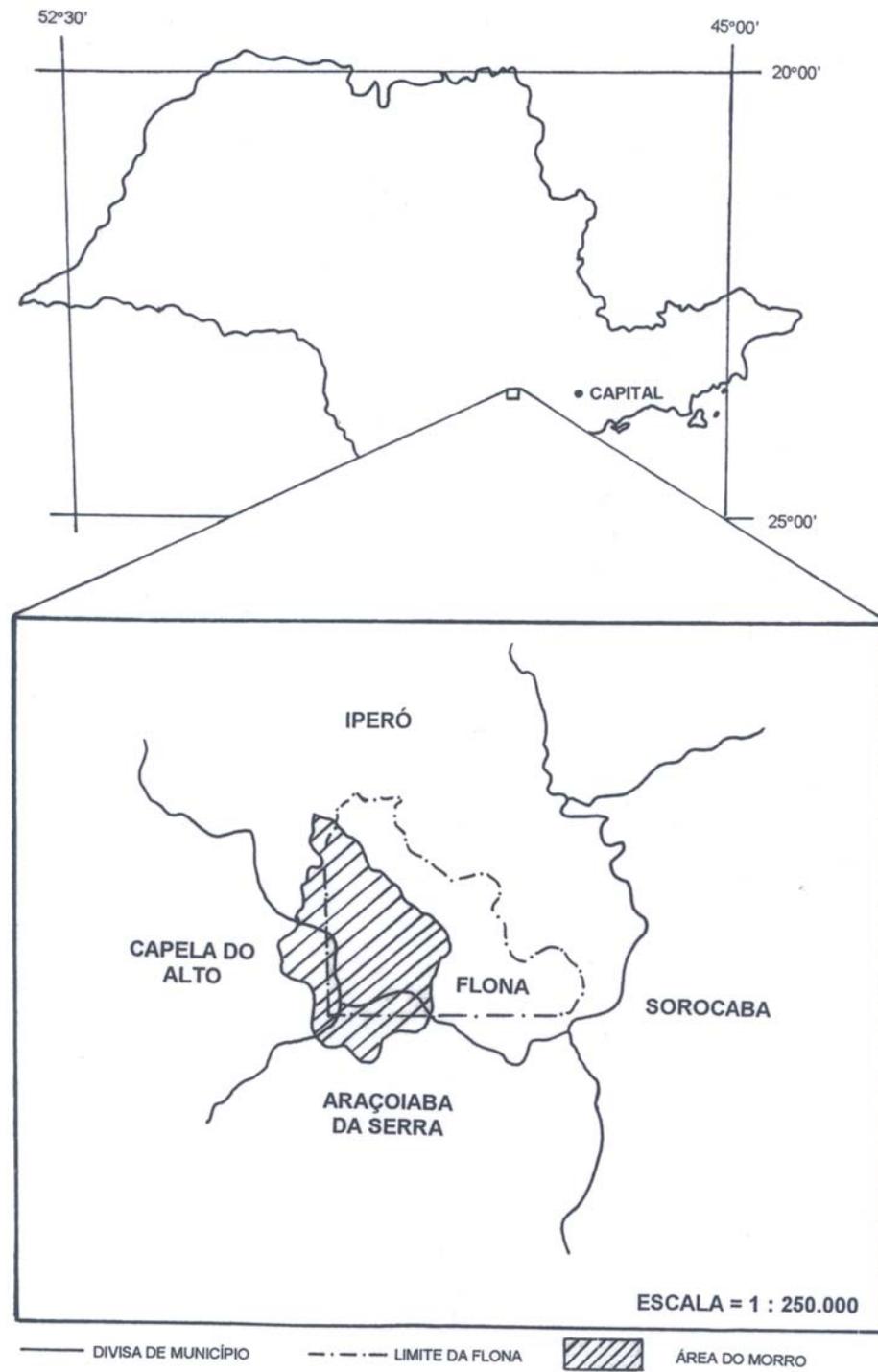


Figura 3: Localização da Floresta Nacional de Ipanema, IBAMA, Município de Iperó, São Paulo.

## **2.5. Fragmento florestal do Haras Santa Elisa.**

Este fragmento florestal encontra-se no Haras Santa Elisa, propriedade da família Atalla, no Município de Brotas. Localiza-se na margem direita do rio Jacaré-Pepira, entre as coordenadas aproximadas de 48° 08' S e 22° 17' W, cerca de 8,0 Km do centro do Município de Brotas (Figura 4). A altitude varia entre 525 e 565 m (Aidar & Joly 2003). Apresenta área total de 42 ha, um dos maiores fragmentos de floresta estacional mapeados na Bacia do Rio Jacaré-Pepira (Aidar 1992). O clima da região da Bacia do Rio Jacaré-Pepira é do tipo Cwa (Koeppen 1948). A precipitação anual é de 1345 mm. A temperatura média anual da região é de 20,9°C, com temperatura média máxima anual de 23,6°C (janeiro) e temperatura média mínima anual de 16,9°C (julho). Os solos podem ser classificados como Latossolo Roxo Distrófico e Latossolo Vermelho-Escuro (Aidar & Joly 2003).

Dada sua proximidade à margem do Rio Jacaré-Pepira e sua declividade, bastante acentuada em alguns trechos, este fragmento florestal apresenta composição e fisionomias características (Salis 1990): verifica-se uma composição florística mista, com espécies típicas de áreas sob influência direta do rio, adaptadas à inundação periódica e espécies típicas da floresta estacional não adaptadas à inundação. Ocorrem dois estratos arbóreos, o primeiro, de 5,0 a 15 m, e o segundo de até 5,0 m (Salis 1990). Há o predomínio de espécies secundárias, indicando um estágio relativamente avançado da sucessão florestal.

Neste fragmento florestal, foram identificados vários indivíduos de *Centrolobium tomentosum* – 65 indivíduos adultos (altura  $\geq$  2 m) e 290 indivíduos jovens - para os quais foram estudados o ciclo de vida, alguns aspectos demográficos, reprodutivos e a transferência de nutrientes para o solo (Aidar 1992; Aidar & Joly 2003). Em entrevista a antigos funcionários do Haras, foi comentada a ocorrência de incêndios na floresta. Verifica-se a ocorrência de clareiras, devido também à entrada de cavalos e gado na área, além de indícios de deslizamentos de terra, dada a declividade do terreno em alguns pontos.

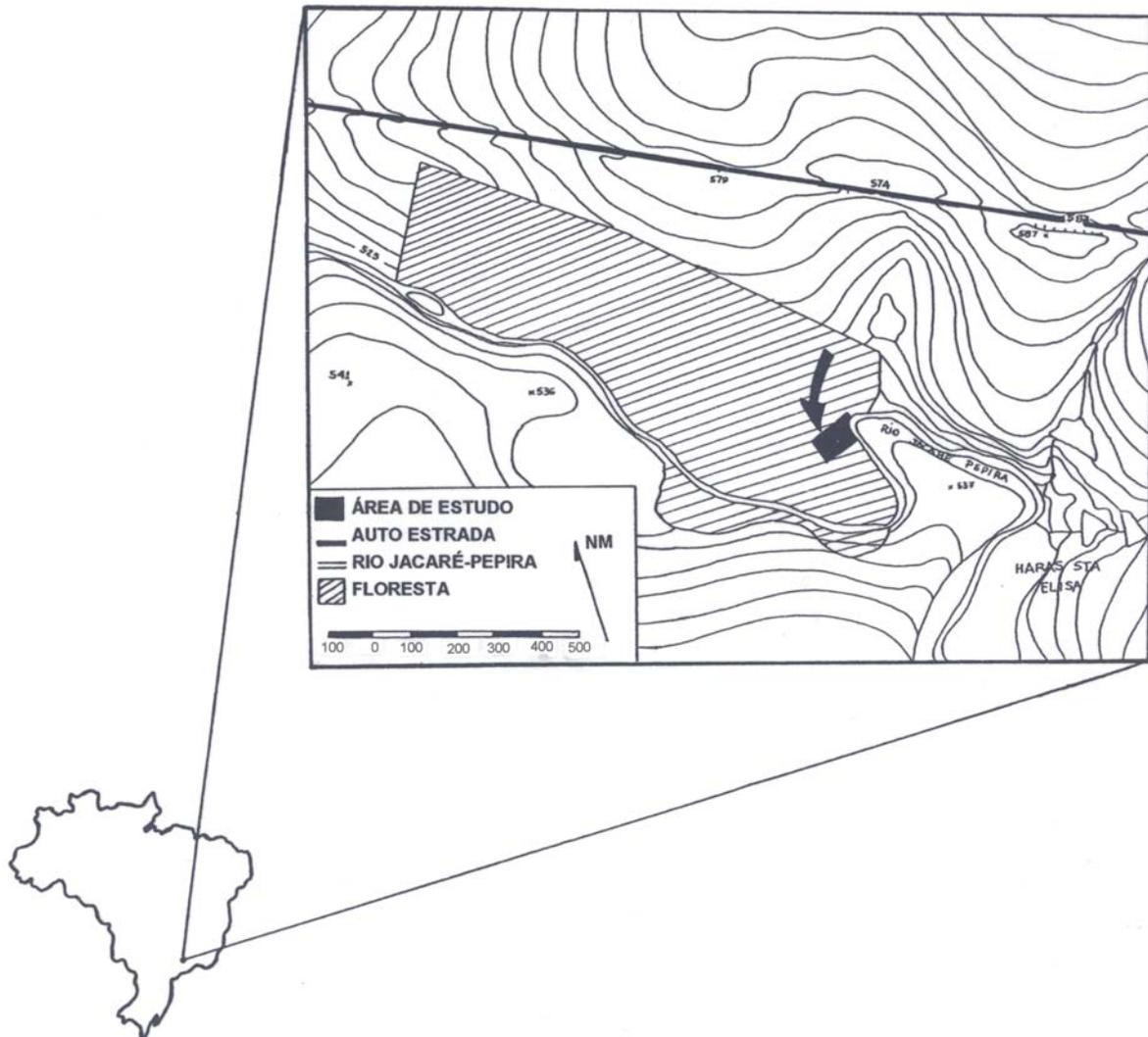


Figura 4: Localização do fragmento florestal do Haras Santa Elisa, Município de Brotas, São Paulo, onde foi amostrada a população de *C. tomentosum*.

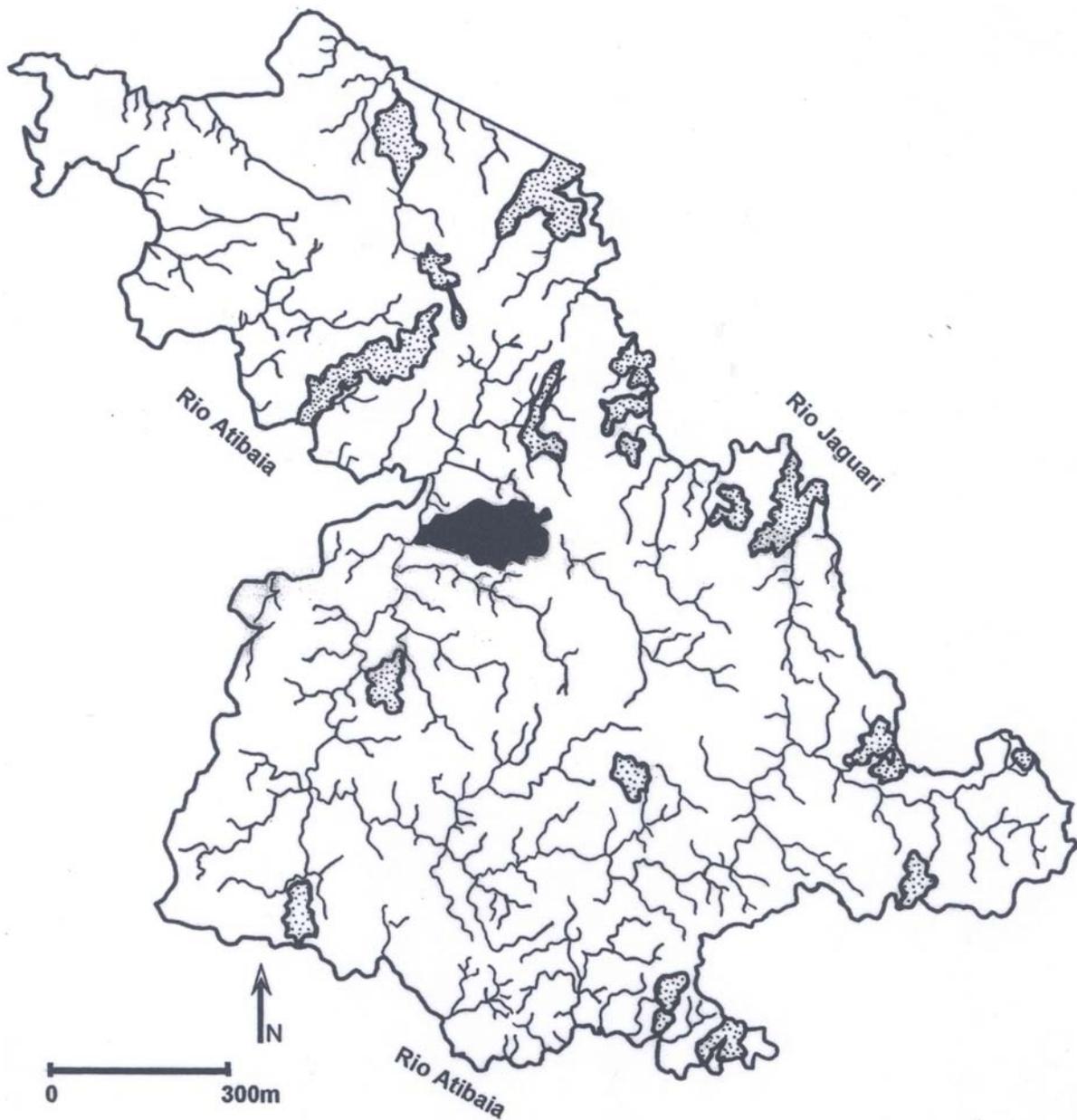
### **2.3. Fragmento florestal da Fazenda Santa Rosa.**

Esta área faz parte da Fazenda Santa Rosa, propriedade da Usina Furlan desde novembro de 1983, e localiza-se no Distrito de Monte Alegre, Município de Piracicaba, São Paulo, próximo ao Km 137 da Rodovia SP-147 (Piracicaba – Limeira), entre as coordenadas aproximadas de 22° 42' 06,7" S e 47° 35' 48,2" W. Possui área total de 6,7 ha. Encontra-se a uma altitude média é de 495 m. O clima da região é o Cwa (Koeppen 1948): verão quente e chuvoso e inverno seco. A precipitação é de 1440 mm/ano e a temperatura média anual é de 25,2°C. Este fragmento florestal apresenta como limites o Rio Piracicaba e também os talhões de cana-de-açúcar da Fazenda. Verificam-se trechos brejosos neste fragmento, compostos por espécies características destas formações. Certamente, a presença de áreas brejosas impediu o avanço dos talhões de cana, por esta razão, parte da floresta foi mantida. Encontra-se bastante alterado, justamente devido a sua proximidade com os talhões: além da presença de espécies invasoras em seu interior e por lianas em desequilíbrio. Constata-se a ação constante de incêndios, relacionadas com os períodos de queima da cana-de-açúcar durante a estação seca. Neste fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, foram amostrados os indivíduos de *Cariniana estrellensis*.

## **2.6. Fragmento florestal do Ribeirão Cachoeira.**

O remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira localiza-se entre as coordenadas 46° 55' 58" W e 22° 50' 13" S, no Distrito de Sousas, em Campinas. O clima é do tipo Cwag' – temperado moderadamente chuvoso, de inverno seco não rigoroso (Koeppen 1948), com pluviosidade de 1409 mm/ano. As temperaturas médias anuais variam em torno de 20,3°C (Miranda 1996). A altitude do fragmento do Ribeirão Cachoeira varia entre 630 e 763 m; com relevo composto por morros e morrotes. A declividade oscila entre 12 e 30% e o solo é classificado como Podzólico Vermelho-Amarelo (Miranda 1996). Esta área pertence ao condomínio rural “Colinas do Atibaia” e insere-se na Área de Proteção Ambiental (APA) dos subdistritos de Sousas e Joaquim Egídio (Figura 5). Possui área total de 233,7 ha. É o segundo maior fragmento florestal do Município de Campinas e certamente o melhor conservado (Santos & Kinoshita 2003), provavelmente devido a fatores históricos e à sua localização: as atividades econômicas do Distrito de Sousas são limitadas a serviços locais, patrimônio histórico e lazer; existem apenas dois estabelecimentos industriais no distrito. O acesso ao condomínio é restrito a moradores e funcionários; a ausência de práticas agrícolas no entorno do fragmento diminui sua exposição a incêndios, chegada de espécies invasoras e contaminação por pesticidas. O Ribeirão Cachoeira corta a porção meridional do fragmento; é um dos afluentes menos poluídos do rio Atibaia. O ribeirão teve seu curso parcialmente alterado dentro da floresta por causa da construção de uma pequena barragem e canais para utilização de suas águas.

Mesmo apresentando bom estado de conservação, existem alguns pontos no interior do fragmento com sinais de alteração, tanto de origem natural quanto antrópica, representados por algumas clareiras em diferentes estádios de regeneração. A ocorrência de queimadas já foi verificada em pontos isolados do fragmento; este registro data de 40 anos, aproximadamente (Miranda 1996). A vegetação é densa e o dossel varia de 15 a 25m, com ocorrência de alguns indivíduos emergentes. Existem muitas epífitas nos trechos melhor preservados. Verifica-se também a ocorrência de lianas ao longo das bordas e nas clareiras. Foram identificadas 175 espécies (119 gêneros e 49 famílias) em estudo de sua flora arbustivo-arbórea (Santos & Kinoshita 2003). Deste total, 149 espécies são arbóreas, especialmente das famílias Leguminosae, Myrtaceae e Rubiaceae.



*Figura 5:* APA Municipal de Sousas e Joaquim Egídio em 1995, destacando alguns o remanescente florestal do Ribeirão Cachoeira (233,7 ha), a área preenchida. As áreas pontilhadas representam outros fragmentos florestais da APA. Fonte: Miranda (1996).

### **ANEXO 3**

**Matrizes binárias de marcadores polimórficos utilizados na análise RAPD para as espécies *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. e *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl.**

Tabela 1. Matriz binária das amostras de *C. tomentosum* coletadas nos fragmentos florestais da E. E. dos Caetetus e na FLONA de Ipanema: presença (1) ou ausência (0) de fragmentos RAPD. Marcas polimórficas não registradas foram identificadas pelo símbolo “?”.

Área	Amostra	Fragmentos RAPD
Caetetus	13	0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 1 1 1 1 0 1 0 0 0 1 1 0 1 0 1 1
	5	1 1 1 0 1 0 0 1 1 0 1 1 1 1 0 1 0 1 1 1 1 0 1 0 1 0
	10	0 1 1 0 1 0 0 1 1 0 1 0 1 1 0 0 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0
	28	1 1 0 0 1 0 0 1 1 1 0 1 0 0 0 0 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1
	23	1 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0
	3	0 1 1 0 1 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1 0 0 1 1 1 1 0 1 1 1 0
	4	0 1 1 0 1 0 0 1 1 0 1 1 1 1 0 0 1 1 0 0 1 1 0 1 0 1 1
	6	1 1 1 0 1 0 0 1 1 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1
	14	1 1 1 1 1 0 0 1 1 0 0 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1
	16	1 1 0 0 1 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0 1 0 1 1 1 1 1 1 0 1 1
	26	0 0 0 1 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0 0 1 0 1 1 0 1 1 1 0
	2	0 1 0 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	11	0 1 0 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 1 0
	15	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 0 1 0 1 0
	25	1 1 1 0 1 0 1 1 0 0 1 1 1 1 0 1 0 0 0 1 0 0 1 1 0 1 0
	30	1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 1 1 1 1 0
	31	1 1 0 0 1 0 1 1 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 1 0 1 0 0 0
	85	0 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1 0 1 0 0 1 1 1 1 1 0 1 0 0 0
	7	0 0 0 1 1 1 0 0 0 ? ? ? 1 1 0 0 1 0 1 1 1 1 0 0 1 0
	19	0 1 0 0 1 0 0 1 0 1 1 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0
	27	0 1 1 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0
	20	0 1 0 1 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 1 0 0 1 0
	17	1 1 1 0 1 0 0 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 0 0 1 1 0 1 1 1 0
	12	0 1 1 0 0 0 1 0 0 0 1 0 0 1 1 1 1 0 1 0 0 0 0 1 1 1 0
	22	1 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 1 0 1 1 1 0
	24	0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1 1 1 0
	18	0 1 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 0 1 1 1 0
	21	1 1 0 0 1 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 0
	9	1 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 0 1 0 1 1 0 1 0
29	1 1 1 0 1 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 1 0 1 0 1 0	
FLONA Ipanema	59	0 1 0 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 1 1 1 0
	60	0 1 0 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 1 1 1 0
	45	0 0 1 0 0 0 0 0 1 0 0 1 0 1 1 0 0 0 0 1 0 0 1 1 0 0
	42	1 1 0 0 1 0 1 1 1 ? ? ? 1 1 1 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1
	95	1 1 1 1 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	56	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 1 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1
	32	0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 1 0 1 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 0
	33	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1
	48	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	41	1 1 1 0 0 0 1 0 1 0 0 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
	39	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
	53	1 1 0 0 1 0 0 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1
	58	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 1 1
	57	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 ? ? 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0
	61	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 0 0
	51	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 ? ? 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1
	43	0 1 1 0 1 0 0 1 1 1 1 0 1 1 1 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0 1
	44	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 ? ? 0 0 ? ? ? 1 1 0 0 0
	34	0 1 1 0 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1 1 0 0 1 0 0 0 1 1 1 1
	36	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	37	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 1 0 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1
	46	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	40	1 1 1 0 1 0 1 0 1 ? ? ? 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	38	1 1 1 0 1 0 1 0 1 ? 1 ? ? ? 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0
	54	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1
	52	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 1 1 1
	90	0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0 0 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
35	1 1 1 0 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1	
47	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	
49	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1	
50	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1	
55	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 1 1 1 1	

Tabela 2. Matriz binária das amostras de *L. muehlbergianus*, coletadas nos fragmentos florestais do Ribeirão Cachoeira e na FLONA de Ipanema: presença (1) ou ausência (0) de fragmentos RAPD. Marcas polimórficas não registradas foram identificadas pelo símbolo "?".

Área	Amostra	Fragmentos RAPD
Ribeirão Cachoeira	21	0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 0 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	25	0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 0 0 1 0 1 1 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	6	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 0 0 1 1 0 0 1 1 0 0 1 1 1 0 1 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1
	17	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 0 1 1
	5	0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 0 1 0 1 1
	14	0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 ? 0 ? ? ? 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	9	0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 0 0 0 0 1 0 1 1
	20	0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 0 0 1 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	7	? ? ? 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1
	16	0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1 0 0 0 1 1 0 1 1
	24	0 0 0 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 0 0 1 1 1 0 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	15	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 1
	12	0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 0 1 0 1 0 0 0 1 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 1 1 0 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	26	0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1
	19	0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 1 0 1 1 1 0 0 1 0 1 0 1 1
	4	0 1 1 0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1
	13	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 0 1 0 1 1
	1	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 0 1 0 1 1
	2	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 0 1 1 1 1 1
	11	0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 1 1 0 0 1 0 1 1 1 0 0 1 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1
	28	0 1 1 0 1 1 0 1 0 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 0 0 1 0 1 1
	27	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 0 0 1 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1
	29	0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 1 1 0 1 0 0 1 1 0 1 1 0 0 1 0 1 1 0 0 0 0 1 1 0 1 1
	8	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 0 1 1 1 1 1 1 1
	3	0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 1 0 1 1 0 1 1 1 1 1
	10	0 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 1 1
	22	0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 0 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 0 0 1 1 0 0 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 0 0 1 0 1 1
	23	0 1 1 1 0 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 1 1
	18	0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 0 1 0 0 1 0 1 0 1 1
	30	0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 0 0 1 1 0 0 1 1 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1 1
FLONA Ipanema	44	0 1 1 0 1 1 1 1 1 0 0 0 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0
	43	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 0 0 0 0
	42	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 0 0 0 1 0 0 0 0 1 0 0 0 1 1 1 1 0 0
	35	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 0 1 1 1 0 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 1
	46	0 1 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 1
	31	1 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 1 0 0 0 0 1 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1 1
	47	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1 1
	36	1 1 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 0 0 1 1 1
	32	1 1 1 1 1 1 1 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1
	33	1 1 1 0 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 1
	49	0 1 1 0 1 1 1 0 1 0 0 0 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
	50	? ? ? ? 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 0 0 1 1
	51	1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 0 1 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1 0 0 0 0 1 1
	45	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1
	41	0 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 1 1 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 1 1
	48	0 1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 0 0 1 0 0 0 1 1 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 1 0 1 1 0 1 0 1 1 1 0 1 1 1 1 1 1 1 1
	39	1 1 1 0 1 1 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 0 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 0 1 0 0 0 1 0 0 1 0 1 1 1 1
	70	1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 0 0 1 0 1 0 1 0 1 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1
	40	0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 0 1 0 0 0
	52	0 1 1 1 1 1 1 0 1 0 0 0 0 0 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 1 0 1 1 1 1
38	0 1 1 1 1 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 1 0 1 0 1 0 1 0 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 0 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 0 1 1 1 1	
34	1 1 1 1 1 1 1 0 1 0 0 1 0 0 1 0 0 1 1 0 0 0 0 1 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 0 0 1 0 1 1 1 1	
37	1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 1 1 0 1 1 0 0 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 0 0 1 1 1 0 1 0 0 0 1 1 0 1 1 1 1	
33	1 1 1 1 1 1 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 0 1 1 1 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 1 0 1 1 1 0 0 0 1 1 0 1 1 1 1	

## **ANEXO 4**

**Matrizes de similaridade das espécies *Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. e *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl.**

**1. Matriz similaridade de *Centrolobium tomentosum*, E. E. dos Caetetus, Gália.**

13 1.0  
 5 0.722 1.0  
 10 0.529 0.526 1.0  
 28 0.421 0.364 0.389 1.0  
 23 0.455 0.667 0.429 0.348 1.0  
 3 0.550 0.700 0.450 0.429 0.591 1.0  
 4 0.813 0.684 0.588 0.474 0.571 0.524 1.0  
 6 0.722 0.700 0.611 0.500 0.522 0.545 0.684 1.0  
 14 0.550 0.700 0.450 0.500 0.522 0.619 0.600 0.619 1.0  
 16 0.684 0.750 0.429 0.550 0.636 0.591 0.650 0.667 0.750 1.0  
 26 0.263 0.286 0.158 0.150 0.333 0.421 0.190 0.227 0.286 0.217 1.0  
 2 0.625 0.450 0.500 0.471 0.304 0.526 0.500 0.526 0.526 0.500 0.375 1.0  
 11 0.467 0.389 0.429 0.313 0.300 0.389 0.438 0.316 0.316 0.300 0.385 0.538 1.0  
 15 0.632 0.889 0.526 0.364 0.667 0.700 0.600 0.619 0.700 0.667 0.350 0.450 0.389 1.0  
 25 0.556 0.632 0.444 0.350 0.524 0.476 0.526 0.550 0.409 0.455 0.263 0.368 0.222 0.632 1.0  
 30 0.591 0.810 0.500 0.417 0.625 0.727 0.565 0.727 0.652 0.696 0.348 0.500 0.318 0.727 0.591 1.0  
 31 0.611 0.684 0.421 0.273 0.650 0.524 0.500 0.600 0.455 0.571 0.389 0.350 0.278 0.684 0.706 0.636 1.0  
 85 0.474 0.632 0.529 0.350 0.524 0.632 0.526 0.409 0.476 0.524 0.263 0.368 0.467 0.632 0.400 0.522 0.450 1.0  
 7 0.353 0.368 0.375 0.222 0.350 0.368 0.333 0.300 0.421 0.368 0.313 0.353 0.357 0.368 0.211 0.429 0.263 0.294 1.0  
 19 0.556 0.550 0.444 0.421 0.455 0.632 0.450 0.476 0.476 0.600 0.333 0.529 0.294 0.550 0.474 0.591 0.526 0.474 0.467 1.0  
 27 0.400 0.476 0.368 0.350 0.524 0.476 0.450 0.476 0.348 0.455 0.263 0.300 0.294 0.409 0.400 0.522 0.450 0.556 0.294 0.556 1.0  
 20 0.500 0.500 0.389 0.368 0.348 0.429 0.400 0.500 0.500 0.476 0.278 0.389 0.235 0.500 0.421 0.478 0.474 0.286 0.353 0.500 0.421 1.0  
 17 0.556 0.632 0.529 0.500 0.600 0.550 0.706 0.550 0.550 0.524 0.263 0.444 0.375 0.632 0.647 0.591 0.526 0.474 0.353 0.556 0.400 0.286 1.0  
 12 0.389 0.400 0.438 0.412 0.381 0.556 0.444 0.474 0.333 0.261 0.313 0.438 0.357 0.400 0.471 0.455 0.368 0.389 0.235 0.389 0.471 0.333 0.563 1.0  
 22 0.632 0.789 0.381 0.364 0.667 0.700 0.524 0.619 0.545 0.667 0.421 0.450 0.316 0.700 0.632 0.810 0.778 0.476 0.368 0.632 0.476 0.429 0.632 0.474 1.0  
 24 0.647 0.632 0.444 0.421 0.455 0.632 0.526 0.550 0.550 0.600 0.412 0.625 0.375 0.550 0.556 0.667 0.611 0.400 0.412 0.750 0.474 0.588 0.556 0.471 0.722 1.0  
 18 0.474 0.550 0.368 0.350 0.455 0.722 0.381 0.348 0.476 0.524 0.412 0.625 0.467 0.550 0.333 0.591 0.381 0.556 0.412 0.556 0.333 0.350 0.400 0.389 0.550 0.556 1.0  
 21 0.632 0.789 0.526 0.500 0.591 0.700 0.524 0.619 0.700 0.842 0.286 0.526 0.389 0.789 0.476 0.727 0.600 0.632 0.471 0.722 0.476 0.500 0.550 0.333 0.700 0.632 0.632 1.0  
 9 0.588 0.667 0.471 0.529 0.409 0.579 0.474 0.579 0.667 0.632 0.278 0.563 0.400 0.667 0.500 0.619 0.556 0.421 0.353 0.588 0.421 0.625 0.500 0.412 0.579 0.688 0.500 0.765 1.0  
 29 0.650 0.895 0.476 0.391 0.762 0.800 0.619 0.714 0.636 0.762 0.318 0.409 0.350 0.800 0.571 0.818 0.700 0.650 0.350 0.571 0.571 0.455 0.571 0.429 0.800 0.571 0.800 0.600 1.0

## 2. Matriz similaridade de *Centrolobium tomentosum*, FLONA de Ipanema, Iperó.

59 1.0  
60 1.000 1.0  
45 0.267 0.267 1.0  
42 0.625 0.625 0.333 1.0  
95 0.722 0.722 0.313 0.706 1.0  
56 0.611 0.611 0.462 0.929 0.778 1.0  
32 0.500 0.500 0.400 0.571 0.588 0.563 1.0  
33 0.588 0.588 0.417 0.786 0.765 0.867 0.643 1.0  
48 0.650 0.650 0.211 0.579 0.714 0.545 0.450 0.524 1.0  
41 0.364 0.364 0.500 0.444 0.500 0.600 0.273 0.600 0.267 1.0  
39 0.588 0.588 0.462 0.786 0.667 0.867 0.438 0.733 0.455 0.750 1.0  
53 0.353 0.353 0.154 0.500 0.444 0.412 0.462 0.467 0.400 0.300 0.467 1.0  
58 0.933 0.933 0.333 0.588 0.778 0.667 0.471 0.647 0.700 0.455 0.647 0.333 1.0  
57 0.625 0.625 0.308 0.467 0.611 0.529 0.467 0.563 0.632 0.417 0.600 0.467 0.688 1.0  
61 0.824 0.824 0.313 0.611 0.889 0.684 0.588 0.667 0.800 0.385 0.579 0.368 0.882 0.706 1.0  
51 0.563 0.563 0.250 0.615 0.556 0.563 0.467 0.600 0.765 0.286 0.438 0.400 0.625 0.667 0.647 1.0  
43 0.450 0.450 0.357 0.733 0.600 0.667 0.563 0.556 0.700 0.231 0.556 0.500 0.500 0.529 0.600 0.667 1.0  
44 0.733 0.733 0.200 0.571 0.688 0.563 0.333 0.500 0.933 0.364 0.563 0.467 0.800 0.625 0.800 0.714 0.600 1.0  
34 0.389 0.389 0.600 0.571 0.474 0.625 0.400 0.600 0.429 0.625 0.600 0.333 0.444 0.467 0.474 0.500 0.529 0.467 1.0  
36 0.550 0.550 0.375 0.750 0.700 0.778 0.500 0.667 0.636 0.545 0.765 0.529 0.600 0.556 0.619 0.500 0.684 0.688 0.556 1.0  
37 0.556 0.556 0.267 0.733 0.722 0.706 0.500 0.688 0.650 0.455 0.688 0.643 0.611 0.529 0.632 0.563 0.706 0.667 0.471 0.824 1.0  
46 0.650 0.650 0.211 0.579 0.714 0.545 0.450 0.524 1.000 0.267 0.455 0.400 0.700 0.632 0.800 0.765 0.700 0.933 0.429 0.636 0.650 1.0  
40 0.556 0.556 0.286 0.647 0.824 0.706 0.500 0.688 0.778 0.556 0.588 0.438 0.611 0.471 0.722 0.500 0.647 0.714 0.500 0.765 0.750 0.778 1.0  
38 0.462 0.462 0.333 0.700 0.667 0.800 0.400 0.700 0.615 0.833 0.800 0.500 0.538 0.500 0.538 0.500 0.600 0.615 0.556 0.900 0.800 0.615 0.900 1.0  
54 0.765 0.765 0.375 0.556 0.737 0.632 0.444 0.526 0.667 0.455 0.706 0.389 0.824 0.800 0.833 0.529 0.550 0.800 0.500 0.650 0.579 0.667 0.579 0.538 1.0  
52 0.667 0.667 0.222 0.500 0.571 0.476 0.300 0.450 0.842 0.333 0.526 0.389 0.722 0.647 0.650 0.688 0.550 0.933 0.421 0.571 0.579 0.842 0.611 0.615 0.684 1.0  
90 0.133 0.133 0.125 0.250 0.250 0.188 0.364 0.200 0.400 0.000 0.063 0.167 0.125 0.133 0.250 0.308 0.462 0.091 0.231 0.250 0.286 0.400 0.364 0.000 0.118 0.200 1.0  
35 0.550 0.550 0.400 0.867 0.789 0.882 0.588 0.765 0.636 0.500 0.765 0.529 0.600 0.556 0.700 0.588 0.778 0.625 0.647 0.889 0.824 0.636 0.765 0.800 0.650 0.500 0.313 1.0  
47 0.650 0.650 0.211 0.579 0.714 0.545 0.450 0.524 1.000 0.267 0.455 0.400 0.700 0.632 0.800 0.765 0.700 0.933 0.429 0.636 0.650 1.000 0.778 0.615 0.667 0.842 0.400 0.636 1.0  
49 0.765 0.765 0.313 0.611 0.737 0.632 0.444 0.526 0.750 0.333 0.611 0.389 0.824 0.688 0.833 0.625 0.632 0.857 0.421 0.650 0.667 0.750 0.632 0.538 0.882 0.684 0.188 0.650 0.750 1.0  
50 0.765 0.765 0.313 0.611 0.737 0.632 0.444 0.526 0.750 0.333 0.611 0.389 0.824 0.688 0.833 0.625 0.632 0.857 0.421 0.650 0.667 0.750 0.632 0.538 0.882 0.684 0.188 0.650 0.750 1.000 1.0  
55 0.813 0.813 0.40 0.588 0.684 0.667 0.389 0.556 0.619 0.500 0.750 0.333 0.875 0.733 0.778 0.563 0.500 0.800 0.529 0.6 0.526 0.619 0.526 0.538 0.938 0.722 0.059 0.6 0.619 0.824 0.824 1.0

### 3. Matriz similaridade de *Lonchocarpus muehlbergianus*, Ribeirão Cachoeira, Campinas, e FLONA de Ipanema, Iperó.

21 1.0  
25 0.87 1.0  
6 0.704 0.607 1.0  
17 0.552 0.571 0.621 1.0  
5 0.517 0.536 0.533 0.875 1.0  
14 0.583 0.583 0.640 0.708 0.6 1.0  
9 0.538 0.560 0.615 0.708 0.739 0.762 1.0  
20 0.833 0.87 0.643 0.552 0.467 0.583 0.481 1.0  
7 0.6 0.56 0.68 0.519 0.429 0.652 0.5 0.6 1.0  
16 0.586 0.552 0.6 0.741 0.84 0.577 0.68 0.484 0.448 1.0  
24 0.783 0.739 0.593 0.5 0.414 0.636 0.423 0.783 0.56 0.483 1.0  
15 0.5 0.517 0.621 0.917 0.875 0.68 0.708 0.5 0.519 0.741 0.448 1.0  
12 0.692 0.72 0.586 0.607 0.571 0.583 0.6 0.63 0.429 0.643 0.577 0.552 1.0  
26 0.739 0.773 0.556 0.464 0.429 0.478 0.44 0.739 0.5 0.448 0.682 0.414 0.6 1.0  
19 0.586 0.667 0.548 0.808 0.84 0.640 0.68 0.586 0.5 0.714 0.483 0.741 0.586 0.556 1.0  
4 0.552 0.571 0.621 0.643 0.552 0.773 0.64 0.607 0.577 0.516 0.448 0.586 0.552 0.464 0.621 1.0  
13 0.5 0.519 0.63 0.792 0.75 0.773 0.9 0.5 0.520 0.63 0.444 0.792 0.556 0.407 0.692 0.654 1.0  
1 0.536 0.556 0.607 0.913 0.87 0.696 0.773 0.536 0.444 0.731 0.481 0.833 0.593 0.444 0.8 0.63 0.864 1.0  
2 0.533 0.552 0.655 0.88 0.84 0.615 0.68 0.533 0.556 0.714 0.483 0.808 0.533 0.448 0.846 0.621 0.76 0.875 1.0  
11 0.517 0.536 0.704 0.552 0.571 0.625 0.739 0.467 0.481 0.643 0.414 0.552 0.63 0.481 0.643 0.607 0.68 0.593 0.643 1.0  
28 0.667 0.625 0.556 0.577 0.538 0.522 0.565 0.6 0.385 0.615 0.609 0.519 0.667 0.5 0.5 0.577 0.583 0.625 0.556 0.481 1.0  
27 0.654 0.615 0.731 0.63 0.593 0.583 0.625 0.654 0.56 0.667 0.667 0.571 0.654 0.56 0.552 0.571 0.64 0.68 0.667 0.593 0.696 1.0  
29 0.64 0.667 0.654 0.556 0.519 0.522 0.542 0.708 0.370 0.593 0.652 0.5 0.640 0.682 0.536 0.5 0.560 0.6 0.536 0.577 0.682 0.739 1.0  
8 0.467 0.536 0.704 0.667 0.571 0.739 0.739 0.517 0.538 0.586 0.414 0.667 0.63 0.429 0.586 0.731 0.75 0.654 0.643 0.833 0.481 0.593 0.577 1.0  
3 0.519 0.6 0.688 0.826 0.708 0.762 0.727 0.577 0.5 0.654 0.462 0.826 0.68 0.48 0.75 0.708 0.773 0.818 0.75 0.739 0.52 0.6 0.583 0.905 1.0  
10 0.481 0.5 0.615 0.708 0.708 0.682 0.85 0.429 0.5 0.593 0.37 0.708 0.6 0.385 0.654 0.640 0.857 0.739 0.72 0.783 0.48 0.6 0.462 0.818 0.8 1.0  
22 0.826 0.783 0.63 0.536 0.5 0.542 0.52 0.826 0.52 0.571 0.857 0.483 0.615 0.727 0.571 0.483 0.538 0.577 0.571 0.5 0.727 0.783 0.773 0.448 0.5 0.444 1.0  
23 0.615 0.708 0.517 0.536 0.448 0.480 0.407 0.750 0.407 0.375 0.625 0.483 0.556 0.652 0.571 0.483 0.481 0.519 0.517 0.4 0.462 0.519 0.625 0.448 0.52 0.407 0.667 1.0  
18 0.5 0.519 0.615 0.72 0.680 0.583 0.652 0.556 0.609 0.593 0.5 0.654 0.448 0.52 0.692 0.556 0.739 0.708 0.792 0.6 0.462 0.667 0.583 0.6 0.56 0.652 0.6 0.538 1.0  
30 0.68 0.708 0.571 0.536 0.448 0.583 0.52 0.68 0.583 0.467 0.625 0.483 0.615 0.52 0.467 0.654 0.538 0.519 0.517 0.448 0.652 0.64 0.56 0.556 0.52 0.52 0.667 0.6 0.5 1.0  
44 0.355 0.367 0.517 0.483 0.4 0.423 0.407 0.4 0.357 0.467 0.345 0.483 0.448 0.407 0.419 0.433 0.429 0.414 0.419 0.5 0.357 0.464 0.5 0.556 0.560 0.407 0.379 0.333 0.444 0.333 1.0  
43 0.364 0.375 0.424 0.484 0.406 0.379 0.367 0.406 0.281 0.516 0.355 0.484 0.452 0.323 0.424 0.353 0.387 0.419 0.424 0.452 0.367 0.419 0.448 0.5 0.556 0.367 0.387 0.303 0.355 0.303 0.654 1.0  
42 0.452 0.467 0.567 0.484 0.406 0.444 0.414 0.5 0.464 0.516 0.448 0.438 0.552 0.414 0.424 0.484 0.433 0.419 0.469 0.552 0.414 0.63 0.556 0.607 0.519 0.464 0.483 0.387 0.519 0.483 0.654 0.643 1.0  
35 0.441 0.455 0.457 0.515 0.485 0.387 0.364 0.485 0.375 0.594 0.438 0.515 0.441 0.452 0.457 0.389 0.382 0.455 0.457 0.400 0.406 0.500 0.533 0.441 0.484 0.324 0.469 0.382 0.438 0.382 0.516 0.667 0.563 1.0  
46 0.361 0.371 0.378 0.515 0.531 0.344 0.364 0.361 0.216 0.545 0.314 0.515 0.485 0.364 0.5 0.389 0.382 0.455 0.457 0.441 0.364 0.371 0.438 0.441 0.5 0.406 0.343 0.382 0.394 0.343 0.516 0.667 0.471 0.688 1.0  
31 0.441 0.412 0.457 0.515 0.485 0.355 0.364 0.441 0.294 0.5 0.353 0.471 0.485 0.406 0.5 0.429 0.382 0.455 0.457 0.441 0.364 0.412 0.484 0.441 0.5 0.406 0.382 0.424 0.438 0.382 0.567 0.613 0.515 0.636 0.8 1.0  
47 0.472 0.486 0.571 0.588 0.559 0.469 0.441 0.514 0.455 0.667 0.471 0.588 0.514 0.441 0.528 0.5 0.457 0.529 0.571 0.514 0.441 0.625 0.563 0.559 0.581 0.441 0.5 0.417 0.531 0.457 0.545 0.636 0.636 0.813 0.657 0.657 1.0  
36 0.324 0.371 0.417 0.471 0.485 0.406 0.452 0.361 0.333 0.457 0.278 0.515 0.441 0.324 0.5 0.429 0.469 0.412 0.457 0.531 0.286 0.333 0.353 0.531 0.5 0.5 0.306 0.382 0.484 0.343 0.469 0.515 0.471 0.588 0.742 0.636 0.568 1.0  
32 0.429 0.4 0.486 0.457 0.429 0.419 0.438 0.429 0.364 0.444 0.343 0.457 0.471 0.394 0.486 0.417 0.455 0.4 0.444 0.563 0.314 0.361 0.424 0.515 0.484 0.484 0.371 0.412 0.469 0.333 0.455 0.594 0.5 0.618 0.719 0.719 0.553 0.833 1.0  
33 0.469 0.438 0.485 0.412 0.424 0.367 0.387 0.469 0.4 0.531 0.375 0.455 0.469 0.433 0.441 0.412 0.364 0.353 0.4 0.516 0.387 0.394 0.419 0.469 0.467 0.387 0.406 0.324 0.419 0.324 0.5 0.6 0.412 0.576 0.625 0.625 0.6 0.625 0.656 1.0  
49 0.333 0.348 0.435 0.333 0.292 0.3 0.35 0.333 0.318 0.375 0.261 0.333 0.409 0.429 0.32 0.333 0.318 0.25 0.269 0.455 0.273 0.364 0.45 0.455 0.381 0.333 0.304 0.261 0.381 0.318 0.632 0.571 0.65 0.480 0.5 0.5 0.444 0.522 0.542 0.5 1.0  
50 0.379 0.345 0.448 0.500 0.519 0.440 0.385 0.379 0.290 0.536 0.345 0.556 0.481 0.333 0.483 0.400 0.407 0.429 0.433 0.481 0.321 0.345 0.423 0.481 0.542 0.440 0.310 0.357 0.370 0.300 0.560 0.615 0.414 0.552 0.808 0.769 0.531 0.667 0.731 0.720 0.450 1.0  
51 0.406 0.419 0.516 0.484 0.452 0.429 0.464 0.406 0.379 0.516 0.355 0.484 0.452 0.414 0.516 0.394 0.433 0.419 0.469 0.607 0.281 0.419 0.448 0.552 0.556 0.464 0.387 0.344 0.500 0.303 0.593 0.643 0.586 0.613 0.613 0.667 0.636 0.667 0.700 0.600 0.571 0.640 1.0  
45 0.455 0.469 0.667 0.531 0.455 0.536 0.517 0.500 0.517 0.515 0.452 0.531 0.548 0.467 0.515 0.531 0.533 0.469 0.563 0.714 0.375 0.567 0.552 0.714 0.630 0.571 0.484 0.484 0.630 0.484 0.643 0.581 0.750 0.559 0.559 0.606 0.629 0.656 0.688 0.500 0.591 0.571 0.750 1.0  
41 0.441 0.455 0.594 0.613 0.531 0.536 0.500 0.485 0.452 0.594 0.438 0.563 0.581 0.500 0.545 0.563 0.516 0.548 0.594 0.633 0.452 0.600 0.586 0.690 0.667 0.552 0.469 0.424 0.552 0.424 0.679 0.613 0.724 0.688 0.636 0.588 0.706 0.588 0.618 0.486 0.520 0.552 0.613 0.767 1.0  
48 0.485 0.455 0.594 0.563 0.581 0.483 0.500 0.485 0.406 0.594 0.394 0.613 0.581 0.452 0.545 0.515 0.516 0.500 0.545 0.633 0.406 0.500 0.533 0.633 0.630 0.607 0.424 0.469 0.500 0.424 0.516 0.563 0.563 0.543 0.688 0.688 0.611 0.636 0.719 0.625 0.542 0.800 0.563 0.710 0.688 1.0  
39 0.438 0.452 0.500 0.469 0.438 0.414 0.448 0.484 0.464 0.500 0.344 0.469 0.394 0.355 0.500 0.516 0.419 0.406 0.500 0.533 0.355 0.406 0.387 0.533 0.500 0.448 0.375 0.333 0.448 0.419 0.375 0.516 0.424 0.594 0.545 0.545 0.618 0.645 0.677 0.690 0.435 0.536 0.567 0.515 0.500 0.545 1.0  
70 0.500 0.516 0.563 0.531 0.500 0.433 0.467 0.548 0.536 0.515 0.406 0.531 0.455 0.467 0.515 0.485 0.484 0.469 0.515 0.500 0.375 0.516 0.500 0.548 0.536 0.517 0.438 0.438 0.571 0.438 0.484 0.531 0.581 0.606 0.514 0.656 0.629 0.559 0.636 0.594 0.480 0.593 0.581 0.625 0.606 0.710 0.613 1.0  
40 0.424 0.438 0.531 0.412 0.382 0.355 0.387 0.469 0.483 0.441 0.333 0.412 0.382 0.387 0.441 0.412 0.364 0.353 0.441 0.469 0.265 0.438 0.375 0.469 0.433 0.387 0.364 0.324 0.483 0.324 0.552 0.655 0.600 0.529 0.486 0.529 0.600 0.529 0.559 0.613 0.545 0.483 0.600 0.594 0.529 0.529 0.581 0.700 1.0  
52 0.484 0.452 0.600 0.469 0.438 0.429 0.448 0.484 0.448 0.455 0.387 0.469 0.438 0.448 0.455 0.469 0.467 0.406 0.455 0.533 0.355 0.500 0.536 0.533 0.464 0.500 0.419 0.419 0.500 0.419 0.467 0.567 0.567 0.545 0.594 0.645 0.618 0.545 0.677 0.581 0.650 0.615 0.621 0.613 0.545 0.700 0.600 0.667 0.633 1.0

38 0.485 0.500 0.500 0.515 0.531 0.483 0.500 0.531 0.452 0.594 0.394 0.515 0.485 0.406 0.500 0.563 0.469 0.455 0.500 0.531 0.406 0.500 0.484 0.581 0.500 0.500 0.424 0.382 0.500 0.469 0.382 0.563 0.563 0.688 0.636 0.543 0.706 0.636 0.667 0.625 0.500 0.552 0.515 0.559 0.636 0.688 0.759 0.656 0.625  
0.700 1.0

34 0.455 0.469 0.563 0.531 0.548 0.483 0.517 0.500 0.433 0.563 0.364 0.581 0.455 0.419 0.515 0.531 0.484 0.469 0.515 0.548 0.375 0.469 0.500 0.600 0.571 0.517 0.394 0.394 0.467 0.394 0.438 0.581 0.485 0.656 0.606 0.606 0.676 0.656 0.688 0.700 0.522 0.654 0.581 0.576 0.606 0.767 0.724 0.733 0.645  
0.724 0.828 1.0

37 0.412 0.469 0.515 0.581 0.548 0.467 0.467 0.500 0.433 0.613 0.406 0.633 0.455 0.375 0.515 0.485 0.484 0.516 0.563 0.500 0.419 0.516 0.500 0.600 0.630 0.467 0.438 0.394 0.467 0.438 0.438 0.690 0.531 0.767 0.606 0.559 0.781 0.606 0.588 0.645 0.458 0.571 0.581 0.576 0.606 0.656 0.724 0.677 0.594  
0.613 0.767 0.857 1.0

33 0.469 0.533 0.633 0.548 0.469 0.483 0.483 0.567 0.500 0.485 0.467 0.548 0.469 0.483 0.531 0.500 0.500 0.484 0.581 0.567 0.433 0.533 0.571 0.621 0.593 0.483 0.500 0.500 0.536 0.452 0.452 0.600 0.548 0.625 0.529 0.529 0.647 0.625 0.656 0.613 0.545 0.500 0.600 0.645 0.625 0.625 0.690 0.645 0.613  
0.690 0.677 0.821 0.821 1.0

## BIBLIOGRAFIA

- Aidar, M.P.M. 1992. **Ecologia do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) e o ecótono mata ciliar da Bacia do rio Jacaré-Pepira, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Aidar, M.P.M. & Joly, C.A. 2003. Dinâmica da produção e decomposição da serrapilheira do araribá (*Centrolobium tomentosum* Guill. ex Benth. – Fabaceae) em uma mata ciliar, Rio Jacaré-Pepira, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 26 (2): 193-202.
- Albuquerque, G.B. 1999. **Floresta Nacional de Ipanema: caracterização da vegetação em dois trechos distintos do mosaico de Araçoiaba, Iperó, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Franco, G.A.D. 2002. **Florística e fitossociologia de duas unidades do mosaico sucessional da Estação Ecológica dos Caetetus – Floresta Estacional Semidecidual, Gália - SP**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no Município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, 55 (4): 753-767.
- Gentry, A.H. 1993. **A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru), with supplementary notes on herbaceous taxa**. The University of Chicago Press. Chicago.
- Gorenstein, M.R. 2002. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba.
- Hayashi, A. H., Penha, A. S., Rodrigues, R. R. & Appezzato-da-Glória, B. 2001. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of brazilian tree species. **Australian Journal of Botany**, 49: 745-751.
- Koepfen, W. 1948. **Climatologia**. Fondo de Cultura Econômica. México.
- Lima, H.C. 1985. *Centrolobium* Mart. ex Benth. (Leguminosae – Papilionoidae): estudo taxonômico das espécies brasileiras extra-amazônicas. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, 27: 177-191.
- Lorenzi, H. 1992. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Plantarum. Nova Odessa.
- Miranda, Z.A.I. 1996. **Plano de gestão da Área de Proteção Ambiental da região de Sosas e Joaquim Egídio – APA Municipal**. Relatório da Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente – SEPLAMA. Prefeitura Municipal de Campinas.
- Penha, A.S. 1998. **Propagação vegetativa de espécies arbóreas a partir de raízes gemíferas: representatividade na estrutura fitossociológica e descrição dos padrões de rebrota de uma comunidade florestal, Campinas, São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Prance, G.T. & Mori, S.A. 1979. *Cariniana*. In: **Flora Neotropica**. Monografia 21. pp. 218-246.

- Rodrigues, R.R. 1995. A sucessão florestal. In: P.C. Morellato. & H.F. Leitão-Filho (eds.). **Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana – Reserva Municipal de Santa Genebra**. Editora da UNICAMP. Campinas.
- Rodrigues, R.R.; Torres R.B.; Matthes, L.A.F. & Penha A.S. no prelo. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**.
- Salis, S.M. 1990. **Composição florística e estrutura de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.
- Santos, K. & Kinoshita, L.S 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 17 (3): 325-341.
- Sartori, A.L.B & Tozzi, A.M.G.A. 1998. As espécies de *Machaerium* Pers. (Leguminosae – Papilionoidae – Dalbergieae) ocorrentes no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, 21: 211-246.
- Tozzi, A.M.G.A. 1989. **Estudos taxonômicos dos gêneros *Lonchocarpus* Kuntze e *Deguelia* Aubl. no Brasil**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas.