

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

FRAGMENTAÇÃO, DINÂMICA E DIVERSIDADE DE COMUNIDADES  
ARBÓREAS NA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE  
JANEIRO

SOLANGE DE VASCONCELLOS ALBUQUERQUE PESSOA

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de doutor em ciências biológicas (ecologia).

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL  
JULHO DE 2009

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO/UFRJ**  
**INSTITUTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA-PPGE**

CX.POSTAL 68.020 – ILHA DO FUNDÃO  
CEP: 21941-590 – RIO DE JANEIRO – RJ – BRASIL  
TEL./FAX: (21) 290-3308 TEL.: (21) 562-6320

Fragmentação, dinâmica e diversidade em comunidades arbóreas na planície  
costeira do estado do Rio de Janeiro

SOLANGE DE VASCONCELLOS ALBUQUERQUE PESSOA

Tese apresentada ao programa de pós-graduação em ecologia da  
Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos  
necessários à obtenção do grau de doutor em Ciências Biológicas (Ecologia).

defendida em 31 de julho de 2009

APROVADA POR:

---

Prof<sup>a</sup>. Dorothy Sue Dunn de Araujo, Dr<sup>a</sup>.

---

Prof<sup>a</sup>. Dalva Maria da Silva Matos, Dr<sup>a</sup>.

---

Prof<sup>a</sup>. Alexandra S. Pires Fernandez, Dr<sup>a</sup>.

---

Prof. Marcelo Trindade Nascimento, Dr.

---

Prof. Rogério Ribeiro de Oliveira, Dr.

PESSOA, SOLANGE DE VASCONCELLOS ALBUQUERQUE  
Fragmentação, dinâmica e diversidade em comunidades arbóreas na planície costeira do  
estado do Rio de Janeiro [Rio de Janeiro] 2009  
vii.126 p. 29,7 cm (Instituto de Biologia/UFRJ, D.Sc., Ecologia, 2009)  
Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, PPGE  
1. Fragmentação  
I. IB/UFRJ II. Título (série)

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de manifestar o meu agradecimento a todos aqueles que de alguma forma participaram, contribuíram e tornaram possível a realização deste estudo.

À Dorothy pela orientação, amizade e incentivo.

Às amigas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Renata, Tânia, Denise e Marli pelo carinho, apoio e incentivo.

Ao Antonio, Adilson e Jonas, companheiros de campo, que tornaram as estadas no campo em momentos sempre proveitosos, alegres e de grande aprendizagem.

À equipe da Reserva Biológica de Poço das Antas pela utilização da infra-estrutura da Reserva.

Ao Gustavo da Associação Mico-leão-dourado pelo auxílio na obtenção dos dados da geometria espacial dos fragmentos e na confecção do mapa de localização.

Aos colegas Haroldo, Sebastião, José Fernando, Alexandre, Ronaldo, Cyl, Nilda, Ângela, Genise, Ariane, Marli e Marcelo pelo auxílio na identificação do material botânico.

Ao Rosembergue e Luis Alexandre pelo rápido atendimento e solução as dúvidas e problemas de computação.

Aos colegas da Biblioteca Barbosa Rodrigues pelo auxílio na obtenção de artigos.

Aos colegas da Diretoria de Pesquisas pelo companheirismo e busca pelo fortalecimento da pesquisa no JB.

Aos coletores e taxonomistas pela sua valiosa contribuição para a ampliação, identificação e atualização do acervo científico do Herbário RB.

Aos proprietários e administradores das fazendas: Carioca, do Trinta, Santa Helena e Santo Antonio do Maratuã por permitirem o livre acesso as suas propriedades, sem os quais grande parte deste trabalho não poderia estar sendo apresentada.

Ao Jardim Botânico do Rio de Janeiro, em especial a Diretoria de Pesquisa e a Coordenação do Programa Mata Atlântica, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

À Petrobras S/A pelo suporte financeiro ao Programa Mata Atlântica que permitiu a realização deste estudo.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
<b>ÁREA DE ESTUDO</b> .....	8
<b>CAPÍTULO I - RESPOSTAS DA COMUNIDADE VEGETAL DE FLORESTAS NEOTROPICAIS ÚMIDAS À FRAGMENTAÇÃO: UMA VISÃO DO CONHECIMENTO</b> .....	14
<b>1. Introdução</b> .....	15
<b>2. Composição e riqueza de espécies</b> .....	18
<b>2. Densidade populacional</b> .....	24
<b>3. Considerações</b> .....	28
<b>CAPÍTULO II - DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM FRAGMENTO FLORESTAL NA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL APÓS UM PERÍODO DE SETE ANOS (1999-2006)</b> .....	31
<b>1. Introdução</b> .....	32
<b>2. Material e Métodos</b> .....	34
2.1. Área de estudo.....	34
2.2. Amostragem e análises .....	36
<b>3. Resultados</b> .....	39
3.1. Dinâmica da comunidade.....	39
3.2. Dinâmica da população arbórea.....	45
<b>4. Discussão</b> .....	49
<b>5. Conclusão</b> .....	57
<b>CAPÍTULO III - EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO NA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO</b> .....	59
<b>1. Introdução</b> .....	60
<b>2. Material e Métodos</b> .....	63
2.1. Área de estudo.....	63
2.2. Amostragem e análises .....	64
<b>3. Resultados</b> .....	67
<b>4. Discussão</b> .....	78
<b>5. Conclusão</b> .....	86
<b>DISCUSSÃO GERAL</b> .....	88
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	92
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	93
<b>ANEXO 1</b> .....	116

## RESUMO

A perda e a fragmentação dos ambientes naturais vêm comprometendo a biodiversidade de florestas tropicais. Para avaliar efeitos da fragmentação sobre a diversidade e a dinâmica do componente arbóreo de fragmentos florestais, foram investigados sete remanescentes florestais situados na região central da planície costeira do estado do Rio de Janeiro. Foram escolhidos 3 fragmentos médios (63 a 24 ha) e 4 fragmentos pequenos (11 a 5 ha). Transectos de 10 m de largura e comprimento variado foram instalados e subdivididos em parcelas contíguas de 10 x 25 m. Todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (1,30 m)  $\geq$  5 cm de altura foram marcados, material botânico coletado e registrados dados referentes à altura e diâmetro. Alterações na estrutura e na composição florística após um período de 7 anos foram avaliadas para um dos fragmentos. Durante o intervalo entre os censos houve uma tendência ao declínio no número de árvores e a estabilidade em área basal. O número de árvores mortas foi superior ao de árvores recrutadas e as taxas de ganho foram superiores às de perda em área basal. As regiões de Borda e de Interior foram significativamente diferentes apenas em relação às taxas de substituição e perda em área basal. A distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro não foi significativamente diferente, porém, taxas maiores de mortalidade foram registradas nas duas menores classes de diâmetro (diâmetro  $\leq$  20 cm). As taxas anuais de mortalidade e de recrutamento foram 2,2% ano<sup>-1</sup> e 0,9% ano<sup>-1</sup>, respectivamente. A composição e a estrutura do fragmento mudaram pouco no intervalo entre os censos, com nove espécies ausentes em 2006 e com as espécies mais abundantes apresentando as maiores taxas de mortalidade e de recrutamento. A existência de habitats preferenciais foi apenas constatada para populações de quatro espécies, todas preferenciais por Interior e as demais 146 espécies foram indiferentes ao habitat. Entre as espécies que se fizeram presentes em maior número, as espécies clímax tolerantes a sombra e as espécies clímax exigentes de luz foram as mais numerosas. O estudo nos sete remanescentes registrou 454 espécies, 54 famílias e 183 gêneros. As famílias Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae apresentaram maior riqueza específica. Os valores obtidos para o índice de diversidade de Shannon (4,4 a 3,68 nats/ind.) e para o índice de similaridade de Jaccard (0,15 a 0,38) indicam áreas de alta  $\alpha$  e  $\beta$  diversidade. Os fragmentos apresentaram baixa similaridade e a análise de agrupamento revelou a formação de dois grupos, com forte influência da proximidade geográfica e do grau de perturbação. A análise Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla indicou ausência de influência do tamanho e influência do grau de perturbação na composição florística do fragmento. Não foram evidenciadas relações entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies e entre o isolamento e a riqueza de espécies. A análise da composição de espécies por síndrome de dispersão registrou diferenças significativas nas frequências esperadas de espécies e de indivíduos zoocóricos e não

zoocóricos (anemocóricos/autocóricos) entre fragmentos médios e pequenos. Os resultados observados nas duas investigações sugerem que a perturbação natural e a antrópica exerce forte influência sobre a composição, estrutura e dinâmica destes remanescentes, ao mesmo tempo em que apontam para a importância de fragmentos médios e pequenos para a conservação da diversidade desta região.



## ABSTRACT

The loss and fragmentation of natural environments is affecting the biodiversity of tropical forests. In order to assess the effect of fragmentation on diversity and tree-layer dynamics of forest fragments, seven forest remnants located on the central coastal plain of Rio de Janeiro state were investigated. Three medium-sized fragments (63-24 ha) and four small fragments were chosen (11-5 ha). Ten-meter-wide transects of variable lengths were set up and subdivided into contiguous plots of 10 x 25m. All trees with dbh  $\geq$  5 cm were labeled, botanical material was collected and height and diameter data recorded. Changes in structure and floristic composition over a period of 7 years were assessed in one of the fragments. During this period, total number of trees and basal area stability tended towards decline. The number of dead trees was greater than the number of recruits and the gain rates of basal area surpassed loss rates. The Edge and Interior regions were significantly different only in relation to turnover rates and loss rates on basal area. Tree distribution in diameter classes was not significantly different, but higher mortality rates were recorded for the two lower diameter classes ( $\leq$  20 cm). Annual mortality and recruitment rates were 2.2% year<sup>-1</sup> and 0.9% year<sup>-1</sup>, respectively. Floristic composition and structure of the fragment changed little during the period between censuses, with nine species absent in 2006 and the most abundant species having the highest mortality and recruitment rates. Preferred habitats were observed in only four species populations, all of which preferred Interior areas. The remaining 146 species were indifferent to habitat. Of the most abundant species, shade-tolerant climax species and light-demanding climax species were the most abundant. For all seven forest remnants in the study, 454 species, 54 families and 183 genera were recorded. The most species-rich families were Myrtaceae, Lauraceae and Fabaceae. Shannon's diversity index (4.4–3.68 nats/ind.) and Jaccard's similarity index (0.15-0.38) indicate areas of high  $\alpha$  and  $\beta$  diversity. The fragments had low similarity and cluster analysis showed the formation of two groups, strongly influenced by geographic proximity and degree of disturbance. MRPP analysis showed that fragment size did not influence floristic composition in contrast to degree of disturbance which did influence composition. There was no relationship observed between fragment size and species richness, nor between isolation and species richness. The analysis of species composition by dispersal syndrome showed significant differences in the expected frequencies of zoochorous and non-zoochorous (anemochorous/autochorous) species and individuals in medium-size and small fragments. The results obtained in these two studies suggest that natural and man-made disturbance exerts a strong influence on species composition, structure and dynamics of these remnants, and at the same time they show the importance of medium-size and small fragments for conservation of diversity in this region.

## INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais enquanto comunidades naturais constituem sistemas dinâmicos e espacialmente heterogêneos. Isto é, mudanças na densidade e estrutura de tamanho das populações e na abundância das espécies ocorrem com o tempo e existe uma variação espacial nas possibilidades para recrutamento, crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies, identificadas pelas descontinuidades espaciais nas distribuições das populações (SOUSA, 1984; BAZZAZ, 1998). Estas mudanças permitem a coexistência de espécies e estão associadas a distúrbios que ocorrem naturalmente ou não, em escalas temporais e espaciais variadas (DENSLOW, 1985; CREED, 2006). Assim, a natureza do distúrbio, sua escala, duração e intensidade são aspectos importantes, bem como a vulnerabilidade da comunidade, população ou espécie sobre a qual o distúrbio está atuando. De um lado estão perturbações em pequena escala normalmente associadas à própria dinâmica do sistema, permitindo que novos indivíduos ou espécies se estabeleçam. Por exemplo, a morte ou o processo de senescência de uma árvore muitas vezes significa a queda do indivíduo, de seus galhos ou mesmo de outros indivíduos arrastados na queda da árvore principal, ocasionando o surgimento de aberturas no dossel da floresta. Com a abertura maiores quantidades de luz alcançam os estratos inferiores mudando as condições de luminosidade, umidade e temperatura e o surgimento de outras espécies (DENSLOW, 1980, 1987). Sementes de espécies pioneiras e plântulas de algumas espécies mais tardias que necessitam de luz para germinação e/ou crescimento são favorecidas e ao se estabelecerem agregam novas espécies, mudando a composição e a estrutura da comunidade (DALLING *et al.*, 1998). Do outro lado estão as grandes perturbações como incêndios, inundações, furacões, terremotos, corte intensivo, deslizamentos, desmatamentos, mudanças climáticas etc,

que provocam graves alterações, via de regra não permitindo que o sistema volte às condições existentes antes da perturbação. Efeitos mais drásticos em processos ao nível da comunidade como redução de populações ou mesmo extinção de espécies (HUBBELL & FOSTER, 1990; FOSTER, 1990) e ao nível do ecossistema como alterações na ciclagem de nutrientes e redução na biomassa (LAURANCE *et al.*, 1997, PHILLIPS *et al.*, 2009) podem ser observados após a ocorrência destes eventos e seus efeitos podem persistir por longos períodos (HUBBELL, 2004). Portanto, a influência de perturbações sobre as comunidades naturais pode se dar através de alterações no ambiente e na disponibilidade de recursos, pela redução ou mesmo extinção de populações de espécies já estabelecidas ou pela geração de possibilidades para o estabelecimento de novas espécies (MOTZKIN *et al.*, 1999). E perturbações, a despeito de sua escala e abrangência, representam fonte de transformações na composição, estrutura e dinâmica de comunidades naturais.

Alterações microclimáticas provocadas pela fragmentação, como aumento na exposição ao vento, intensidade de luz e umidade do ar, podem afetar a densidade e distribuição de espécies e as interações entre as espécies (MURCIA, 1995; SAUNDERS *et al.*, 1991; LOVEJOY *et al.*, 1986). Em florestas tropicais onde as interações mutualísticas são muito freqüentes, mudanças na composição florística podem ocasionar a extinção de espécies (JANZEN, 1983). A descontinuidade da estrutura da comunidade provocada pelo processo de fragmentação também resulta em mudanças na composição e diversidade das comunidades. A fragmentação atua na diversidade através de cinco mecanismos principais: a) exclusão inicial – com a redução da área original, muitas espécies são eliminadas, b) isolamento- as modificações produzidas na paisagem podem ser inóspitas para muitas espécies nativas dificultando os movimentos e dispersões normais, c) efeito espécie-área – fragmentos pequenos contêm poucos habitats, que

suportam populações menores de espécies nativas, que são mais suscetíveis à extinção, d) efeito de borda – influências climáticas, predadores e competidores oportunistas oriundos das áreas perturbadas podem penetrar nos fragmentos, reduzindo a área nuclear de habitat disponível e e) alterações nos regimes naturais de perturbação e outros processos em paisagens fragmentadas levarão a mudanças em comunidades biológicas (MEFFE *et al.*, 1997).

O desmatamento constitui uma das principais causas de modificações na composição florística de florestas tropicais, pela perda de hábitat e a fragmentação e degradação do ambiente, inerentes a este processo. A perda de habitat e a diminuição e isolamento das florestas conduzem à redução do tamanho das populações ou até mesmo a extinção de espécies. O isolamento leva ao impedimento ou à redução na taxa de migração entre fragmentos, podendo causar limitações severas na dispersão e recrutamento das espécies (TURNER, 1996; TURNER & COLLET, 1996). Um fragmento uma vez isolado pode se tornar demograficamente independente implicando em consequências genéticas para as populações. Espécies com populações reduzidas normalmente não apresentam populações com tamanho mínimo viável, levando à perda de variabilidade genética por depressão de endocruzamento e à extinção local da espécie (TEMPLETON *et al.*, 1990; AIZEN & FEINSINFER, 1994). Desta forma, sempre que existir um grande desbalanceamento entre a taxa de imigração e a taxa de extinção, a manutenção da diversidade de espécies do fragmento certamente estará sendo comprometida (FORMAN, 1995).

Os níveis de desmatamento têm reduzido a área das florestas tropicais e atualmente grande parte destas florestas é formada por florestas perturbadas ou por florestas secundárias. Segundo o relatório da FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (2007), as estimativas até o ano de 2005, indicavam

que 30% das terras do globo ainda estavam cobertas por florestas, com uma taxa média anual de perda de 2%. Para as florestas da América Latina, região onde estão concentrados os maiores quantitativos de florestas tropicais, o panorama é muito mais grave, já que esta região apresenta os mais altos índices de perda, com as taxas anuais chegando a 51%. Florestas perturbadas resultam da reconstituição de florestas que sofreram impactos menores como a retirada, em pequena escala, de madeira ou de lenha. Como esta escala de perturbação não inviabiliza a manutenção de grande percentual da diversidade de espécies, bem como da estrutura do solo e de nutrientes em grande parte da floresta, permite uma recuperação mais rápida do sistema. Ao passo que as florestas secundárias representam a regeneração natural de áreas completamente desmatadas, isto é, áreas anteriormente florestadas cuja exploração significou o corte raso da vegetação. Neste caso a composição original de espécies e a estrutura e nutrientes do solo são severamente comprometidos (CORLETT, 1994). Estas florestas, embora não restaurem a composição e estrutura da floresta original, podem melhorar os serviços do ecossistema e contribuir para a conservação da biodiversidade, já que valores de riqueza de espécies próximos aos observados em florestas maduras podem ser obtidos para muitos *taxa* de animais e plantas em florestas secundárias (DUNN, 2004; CHAZDON, 2008). Florestas secundárias podem ser capazes de recompor algumas das funções do ecossistema em taxas similares as da floresta madura, a exemplo da queda de serrapilheira e da decomposição (BARLOW *et al.*, 2007). Outro papel exercido por florestas perturbadas e florestas secundárias está no seu potencial como refúgio para espécies que dependem das condições encontradas em florestas maduras, muito embora elas tendam a abrigar grande quantidade de espécies que preferem áreas perturbadas (PESSOA *et al.*, 1997; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2008). Grandes variações na estrutura da vegetação e na

composição de espécies são percebidas nestas florestas, para isto muito contribuem sua idade, localização e histórico de perturbação (OLIVEIRA FILHO *et al.*, 1997; TABARELLI & MANTOVANI, 1999a; FONSECA & RODRIGUES, 2000).

Nas últimas décadas, a necessidade de ampliar os estoques de carbono na vegetação aliado à crescente taxa de desmatamento mundial e ao aquecimento global tem agregado valor às florestas degradadas. Florestas são reconhecidas como sumidouros naturais de carbono, pois as plantas através da fotossíntese capturam o gás carbônico da atmosfera e o convertem em matéria orgânica retida nos tecidos vegetais. Resultados a longo prazo de sequestro de carbono são fornecidos quando o carbono fica retido nos troncos de árvores (BUCKERIDGE *et al.*, 2008), preferencialmente em espécies arbóreas de crescimento lento que apresentam baixa substituição de tecidos lenhosos (CHAZDON, 2008). Como florestas perturbadas e florestas secundárias, em geral, são caracterizadas por apresentarem uma predominância de espécies das fases iniciais de sucessão, a composição florística da floresta tem papel relevante na avaliação do potencial da floresta para mitigar mudanças climáticas. No entanto a resposta das árvores a uma atmosfera mais enriquecida com gás carbônico, como consequência das mudanças climáticas, tem apontado no sentido de aceleração dos processos dinâmicos da floresta com elevação das taxas de substituição. Isto significa que espécies de ciclo de vida curto, de fases iniciais do processo de sucessão, portanto que estocam carbono por períodos mais curtos, tendem a ser favorecidas ocorrendo em densidades maiores e com crescimento acelerado (BUCKERIDGE *et al.*, 2008).

Os diferentes aspectos acima mencionados apontam fatores de ameaça à diversidade em florestas tropicais, bem como a necessidade de conservação dos remanescentes florestais. Na costa atlântica brasileira a Mata Atlântica é objeto de preocupação não só por deter 2,7% das espécies de plantas endêmicas do planeta

(MYERS *et al.*, 2000), como também pelos níveis alarmantes com que sua destruição vem ocorrendo.

Neste trabalho o foco principal são as relações entre a diversidade da comunidade arbórea e os efeitos da fragmentação em remanescentes florestais e seus possíveis desdobramentos na dinâmica de fragmentos sobre as pequenas elevações da planície costeira do estado do Rio de Janeiro. O processo de degradação e fragmentação da paisagem florestal da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, em especial da região da bacia do rio São João, muito provavelmente teve início com a ocupação deste espaço por diferentes grupos indígenas, antes da chegada dos primeiros colonizadores europeus. É muito provável que as características culturais dos povos indígenas não proporcionaram alterações significativas na paisagem (DEAN, 1996). O mesmo não pode ser dito à respeito dos fazendeiros, estabelecidos a partir do séc. XVI que derrubaram extensas áreas de floresta sobre a planície e os morrotes, para introdução de culturas de café, açúcar, arroz, de pastagens para criação de gado ou para o fornecimento de lenha para locomotivas e dos governantes que na década de 80 realizaram modificações no sistema de drenagem com a construção da Barragem de Juturnaíba (LAMEGO, 1946; PRIMO & VOLCKER, 2003). Estas ocupações e intervenções significaram o desaparecimento quase que completo das florestas situadas sobre os morretes e daquelas que ocupavam as áreas planas periodicamente inundadas. Hoje grande parte das florestas do estado do Rio de Janeiro, são florestas secundárias ou florestas perturbadas, em diferentes fases de regeneração e com diferentes históricos de perturbação (RODRIGUES, 2004; LIMA *et al.*, 2006; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; CARVALHO *et al.*, 2008).

Buscando melhor entender como se encontram estes remanescentes algumas questões foram colocadas: a) o tamanho do fragmento influencia a composição

florística e o número de espécies? b) o isolamento do fragmento e o grau de perturbação significam menores valores de diversidade? e c) como a fragmentação afeta a dinâmica da comunidade arbórea e de populações de árvores?

O formato escolhido para discussão das questões levantadas e apresentação dos resultados foi em forma de capítulos, por considerarmos esta a melhor maneira para abordagem das temáticas levantadas. O capítulo 1 aborda os conhecimentos gerados sobre as respostas de espécies arbóreas de florestas tropicais aos efeitos da fragmentação, baseado em um amplo levantamento da literatura abrangendo o período entre 1990-2008. O capítulo 2 apresenta uma análise da dinâmica da comunidade arbórea e de populações arbóreas de um fragmento, depois de um período de sete anos do primeiro censo (1999-2006). O capítulo 3 enfoca os efeitos da fragmentação na composição e riqueza de espécies arbóreas em sete fragmentos florestais e suas implicações na conservação da diversidade destas florestas.



## ÁREA DE ESTUDO

Os remanescentes florestais estudados estão localizados na região central da baixada fluminense conhecida como Baixada de Araruama e dentro da área da Bacia do Rio São João, entre as latitudes de 22° 24' e 22° 30' S e as longitudes de 42° 05' e 42° 22' W. A cobertura vegetal da região é caracterizada pela Floresta Ombrófila Densa, com a formação Submontana ocorrendo nos dissecamentos do relevo montanhoso, sobre a planície a floresta de terras baixas e em áreas inundadas a floresta aluvial (VELOSO *et al.*, 1991). Grandes extensões de brejos e campos, além de áreas de restinga também são observadas. A topografia da planície costeira da bacia do rio São João é caracterizada por um relevo predominantemente plano com presença de serras (21%), planaltos (13%), colinas arredondadas ou morrotes (32%), baixadas (30%) e restingas (4%) (PRIMO & VOLCKER, 2003). As pequenas colinas do tipo meia laranja que podem atingir até 200 m de altitude, são separadas por áreas baixas aluviais inundadas na época das chuvas. Nestes morrotes podem ser encontrados solos do tipo argissolos, principalmente, e em menores proporções cambissolos (EMBRAPA, 1999; LIMA *et al.*, 2006). Estes são solos bem drenados, de baixa fertilidade, suscetíveis à erosão sendo a retirada da cobertura vegetal prejudicial para a qualidade e fixação do solo. O uso destas áreas para pastagem, bem como a utilização de queimadas no preparo da terra para o cultivo facilita os processos erosivos e perda de fertilidade. Assim existe grande propensão ao aparecimento de ravinas e voçorocas e a ocorrência de deslizamentos, potencializados pela estação chuvosa prolongada e pelos declives acentuados das vertentes (CUNHA, 1995; PESSOA, 2003). É possível que a menor disponibilidade de água dos solos bem drenados aliado à baixa fertilidade possa

significar restrições ao desenvolvimento das árvores, refletido na grande quantidade de árvores de diâmetro médio encontradas nestas florestas (PESSOA, 2003).

O clima regional é do tipo megatérmico úmido (A'B2) na classificação de THORNTHWAITE (1948), correspondendo ao tipo As, tropical chuvoso, com estação seca no inverno pela classificação de KOEPPEN (1948). Nesta região a quantidade anual de chuva oscila entre 1500 e 2000 mm (PRIMO & VOLCKER, 2003). Entre janeiro de 1993 e dezembro de 2002, os meses de junho a agosto corresponderam ao período menos chuvoso e de temperaturas menos elevadas, sendo os meses de novembro a março o período mais chuvoso e de maiores temperaturas. Neste período a temperatura média foi de 25,5° C, oscilando entre 21,8° e 29° C. O valor médio anual de precipitação foi de 1.994,9 mm, assinalando 320 mm para o mês de dezembro e 38,9mm no mês de julho (PESSOA, 2003). Os estudos foram iniciados em 2006 e finalizados em 2008 e entre os anos de 2003 e 2008 não foram verificadas alterações significativas nos padrões climáticos acima mencionados.

No passado a floresta submontana recobria as colinas e a planície periódica ou permanentemente inundada era coberta por floresta aluvial, brejos e campos inundados (PRIMO & VOLCKER, 2003). Relatos históricos sobre esta região informam que desde o início do séc. XIX, o processo de transformação da paisagem era intenso, com a cobertura florestal sendo degradada pela exploração de diferentes tipos de madeira e por culturas de subsistência e comercial, a exemplo da cana de açúcar e do café (LAMEGO, 1946; PRIMO & VOLCKER, 2003). Com a construção da Estrada de Ferro Leopoldina, em 1888, a derrubada de madeira foi intensificada, pela necessidade de grande quantidade de lenha para abastecimento das fornalhas das locomotivas, além de promover o aumento demográfico da população pelo acesso facilitado a novas terras. Na segunda metade do século passado foram realizadas diversas obras de drenagem,

retificação de rios e a construção da Represa de Juturnaíba, as quais modificaram o sistema de águas da região e significaram a ampliação de áreas para uso agrícola ou pastoril (CUNHA, 1995; PRIMO & VOLCKER, 2003). Para a região da planície costeira situada entre os municípios de Silva Jardim, Casemiro de Abreu, Rio das Ostras e Cabo Frio, a construção da Represa de Juturnaíba em meados da década de 80, representou um dos grandes agentes modificadores da estrutura da paisagem (CUNHA, 1995). Desta forma, cidades foram expandidas, novas fazendas instaladas e o processo de abertura de áreas florestais para pastagem ou culturas agrícolas aumentado. Nas últimas décadas a instalação de oleodutos, gasodutos, redes de energia elétrica e antenas de telefonia móvel constituem outro fator de degradação local (RODRIGUES, 2004). Portanto, após mais de três séculos de ocupação humana e exploração dos recursos naturais, a cobertura florestal sofreu uma drástica redução e atualmente os remanescentes florestais encontrados são constituídos principalmente por florestas alteradas, em diferentes fases de regeneração e com diferentes históricos de perturbação (RODRIGUES, 2004; LIMA *et al.*, 2006; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2008).

O relevo de pequenas colinas representa 23% (49.310 ha) da área da bacia do Rio São João, porém apenas 5,5% (11.903 ha) têm atualmente algum tipo de cobertura florestal (figura 1). A transformação de parte da cobertura florestal em pasto é muito freqüente, com a cobertura florestal conservadas apenas nos topos das colinas ou morrotes e as encostas destes dando lugar a pastos. Esta é uma forma bastante comum de expansão da área de pastagem efetuada pelos fazendeiros da região. Na tentativa de salvaguardar as diferentes formações vegetais e os mananciais hídricos presentes na região da bacia do Rio São João, bem como, preservar e conservar a representação biótica destas formações, o poder público federal e estadual criou nas últimas décadas

quatro unidades de conservação: a Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico Leão-Dourado, a Reserva Biológica Poço das Antas, a Reserva Biológica União e o Parque Estadual dos Três Picos. Ao lado destas ações, a conscientização da importância de preservação de áreas florestais vem crescendo entre os proprietários de terra que estão mantendo os remanescentes florestais restantes na região, seja através da transformação destes remanescentes em RPPNs, Reservas Particulares do Patrimônio Natural, seja apenas impedindo ou cessando atividades extrativistas nestes remanescentes.

Os fragmentos estudados estão situados na Reserva Biológica de Poço das Antas e em fazendas da região (tabela 1), abrangendo os municípios de Silva Jardim e Casemiro de Abreu. Na região sul da Reserva Biológica de Poço das Antas e sobre extensa planície de inundação, estão situados dois fragmentos denominados fragmento E - FE (11,07 ha) e fragmento G - FG (11,33 ha) (PESSOA & OLIVEIRA, 2006). No município de Casemiro de Abreu, um fragmento está localizado na Fazenda do Trinta - FT.(5,19 ha) e outro na Fazenda Carioca - FC (24,09 ha). Os demais fragmentos estão situados no município de Silva Jardim. Na Fazenda Santa Helena foram levantados dois fragmentos o Santa Helena 1 – FSH1 (5,88 ha) e o Santa Helena 2 – FSH2 (33,25 ha) e na Fazenda Santo Antônio do Maratuã, vizinha a Fazenda Santa Helena, o fragmento FSA (63,76 ha). Os fragmentos estão situados sobre morrotes e à exceção dos localizados na Reserva Biológica de Poço das Antas, estão cercados por uma matriz de pastagens e sofreram corte seletivo de madeira. Os fragmentos FE e FG são os em melhor estado de conservação, sem vestígios de extração de madeira e isolados de qualquer ação antrópica até a construção da Represa de Juturnaíba (1984). Após a construção os solos da planície foram praticamente secos, extinguindo a floresta aluvial que juntamente com campos turfosos circundava boa parte destes remanescentes.

Transformada em campos, esta grande área plana e a partir de então seca facilitou a entrada de caçadores e permitiu que incêndios das fazendas vizinhas se alastrassem para dentro da Reserva. Ambas as áreas foram pouco afetadas por estes incêndios, ocorridos em 1984, 1986, 1991, 1993, 1997, 2000 e 2002, que atingiram pequenas porções da borda destes fragmentos. O incêndio ocorrido em 1997 penetrou em regiões mais internas do fragmento FE, provocando danos à camada de serrapilheira e ao estrato herbáceo em parte de sua região norte, sem no entanto atingir as parcelas amostrais. Os fragmentos FT e FC são os mais alterados, com uma presença maior de lianas, de maior quantidade de restos de troncos cortados e um sub-bosque menos denso e um dossel mais aberto. Alguns indivíduos de jaqueira são observados na borda do fragmento FC e ambos os fragmentos faz pouco mais de 10-15 anos, não são mais explorados. Os fragmentos FSA, FSH1 e FSH2 estão em processo de regeneração, com pouco mais de 20-40 anos de abandono de práticas de retirada seletiva de madeira, vestígios de extração de madeira de grande porte ainda podem ser notados mas em pequena quantidade. Nenhuma das áreas sofreu corte raso e as regiões externas que sofreram corte raso foram transformadas em pasto e, como pastos permanecem até hoje.

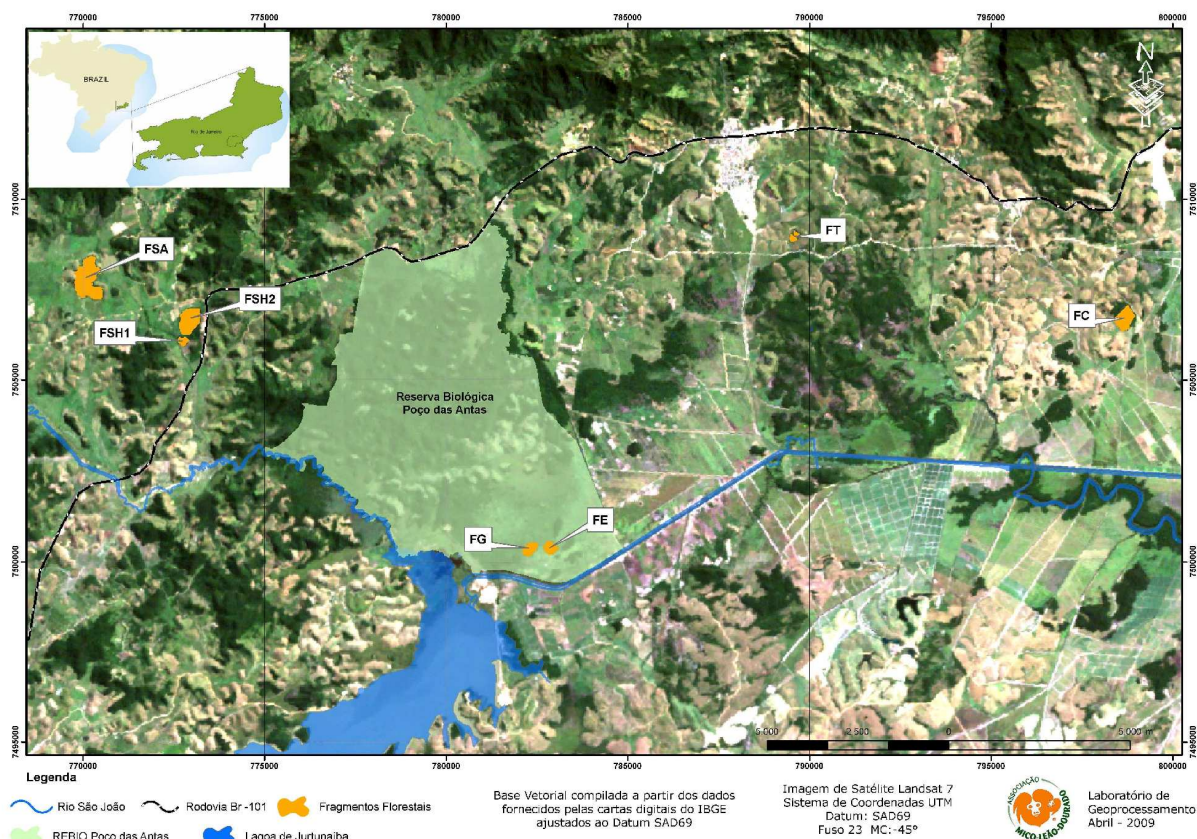


Figura 1 – Localização dos sete fragmentos de floresta submontana estudados na bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil. FC - Fazenda Carioca; FT - Fazenda do Trinta; FE e FG - Reserva Biológica de Poço das Antas; FSA - Fazenda Santo Antonio do Maratuã; FSH1 e FSH2 - Fazenda Santa Helena.

Tabela 1- Denominação, área e localização geográfica de sete fragmentos de floresta submontana localizados na bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

Fragmento	Tamanho (ha)	Coordenadas geográficas	
		latitude	longitude
Fazenda do Trinta – FT	5,19	22° 30' 03" S	42° 11' 07" W
Fazenda Santa Helena 1 – FSH1	5,88	22° 31' 47" S	42° 20' 54" W
Fragmento E – FE	11,07	22° 34' 46" S	42° 14' 56" W
Fragmento G – FG	11,33	22° 34' 48" S	42° 15' 16" W
Fazenda Carioca – FC	24,09	22° 31' 12" S	42° 05' 48" W
Fazenda Santa Helena 2 – FSH2	33,25	22° 31' 29" S	42° 20' 48" W
Fazenda Santo Antonio do Maratuã - FSA	63,76	22° 30' 53" S	42° 22' 26" W

**RESPOSTAS DA COMUNIDADE VEGETAL DE FLORESTAS  
NEOTROPICAIS ÚMIDAS À FRAGMENTAÇÃO: UMA VISÃO DO  
CONHECIMENTO**

## INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação dos habitats naturais representam uma das principais fontes de ameaça à biodiversidade (LAURANCE & COCHRANE, 2001; METZGER, 2006) e nas regiões das florestas neotropicais úmidas, através da substituição destas por áreas agrícolas e pastagens (KAHN & MCDONALD, 1997; ACHARD *et al.*, 2002; LAMB *et al.*, 2005; FAO, 2007), da expansão do crescimento demográfico e econômico e da demanda por produtos florestais (LAURANCE, 1999; ACHARD *et al.*, 2002; ETTER *et al.*, 2006; FAO, 2006), estes fatores atingem proporções alarmantes. A colonização de regiões florestais tendo como origem a ocupação das margens de estradas ou a proximidade de grandes áreas agrícolas constitui outra importante fonte de degradação florestal (RUDEL & ROPER, 1997; LAURANCE & WILLIAMSON, 2001).

A fragmentação transforma uma paisagem contínua em um conjunto de manchas de diferentes formas e tamanhos, isoladas entre si por uma matriz de habitat diferente do original. A literatura recente em fragmentação de habitat reconhece e distingue dois aspectos, os quais também são aceitos neste texto: o processo de perda de habitat e o de subdivisão do habitat (fragmentação *per se*) (FAHRIG, 2003; LINDENMAYER & FISCHER, 2006; EWERS & DIDHAM, 2006). A perda de habitat refere-se à remoção do ambiente apropriado para uma determinada espécie, é, portanto, um conceito espécie-específico. Isto significa que uma paisagem alterada, com perda de vegetação, não implica necessariamente em perda de habitat para determinada espécie (LINDENMAYER & FISCHER, 2006). A subdivisão do habitat envolve a partição de uma área contínua em várias áreas menores, isoladas, com alterações das propriedades



dos ambientes remanescentes (MURCIA, 1995; KAPOS *et al.*, 1997; DIDHAM & LAWTON, 1999; FAHRIG, 2003).

A redução da área de hábitat disponível, o aumento do isolamento e do número de fragmentos de hábitat, a diminuição no tamanho dos fragmentos de hábitat e outros efeitos advindos com o processo de fragmentação podem alterar os processos ecológicos que operam nos fragmentos com reflexos sobre a função e estrutura da comunidade florestal (MALCOLM, 1994; LAURANCE & BIERREGAARD, 1997; LAURANCE *et al.*, 1997, 1998a; LAURANCE & COCHRANE, 2001). Interações sinérgicas com mudanças climáticas e perturbações tais como a seca, o fogo, a caça e o corte de madeira também podem exercer forte influência sobre a dinâmica da floresta, com alterações na distribuição e abundância de diversas espécies de plantas (COCHRANE, 2001; LAURANCE & WILLIAMSON, 2001; LAURANCE *et al.*, 2001a; LAURANCE *et al.*, 2002).

No presente texto informações sobre os efeitos da fragmentação florestal na comunidade vegetal de florestas neotropicais úmidas são apresentadas. Informações disponíveis sobre o assunto foram levantadas e comentadas com o intuito de contribuir para um melhor direcionamento de futuras pesquisas, visando o conhecimento e a conservação destas florestas.

Foi conduzido um levantamento da literatura sobre o assunto nas bases de dados ISI Web of Knowledge e Scielo para trabalhos contendo “fragmentação” ou “floresta neotropical” no título ou como palavra chave. A pesquisa abrangeu o período entre 1990 – 2008, levantando mais de 2.800 referências, sendo a maioria dos trabalhos relacionados a animais. A filtragem dos trabalhos realizados em área de floresta neotropical úmida, referentes a plantas e de alguns artigos abordando efeitos em animais resultaram em um total de 80 trabalhos.

As variáveis de fragmentação mais comumente abordadas referem-se ao tamanho do fragmento, a perda de hábitat e ao efeito de borda. Do outro lado as respostas da comunidade vegetal à fragmentação são verificadas, principalmente, em termos de variações na estrutura, composição, riqueza e densidade (Tabela 1).

As diversas alterações ambientais que ocorrem próximo às bordas florestais, estão entre as principais causas de mudanças em comunidades fragmentadas. Mudanças na velocidade do vento e em variáveis microclimáticas observadas próximo às bordas (KAPOS *et al.*, 1997; TURTON & FREIBURGER, 1997; DIDHAM & LAWTON, 1999; SIQUEIRA *et al.*, 2004) podem causar efeitos profundos em processos ecológicos.

A influência da borda na estrutura da floresta tem sido apontada para distâncias variando de 10 até 300 m para o interior da floresta, dependendo do fator sob estudo, da idade da borda, da estruturação e aspecto da borda e da localidade alvo (WILLIAMS-LINERA, 1990a, 1993; LAURANCE, 1991; KAPOS *et al.*, 1997; TURTON & FREIBURGER, 1997; VIANA *et al.*, 1997; TABANEZ *et al.*, 1997; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 1998; LAURANCE *et al.*, 1998a, 1998b; DIDHAM & LAWTON, 1999; MESQUITA *et al.*, 1999; SIQUEIRA *et al.*, 2004; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006). Por exemplo, diferenças na distância de penetração da borda para variáveis microclimáticas e variáveis estruturais da vegetação, podem ocorrer entre bordas abertas, onde há desagregação dos estratos da floresta e das copas dos indivíduos do dossel, e bordas fechadas (WILLIAMS-LINERA, 1990a; DIDHAM & LAWTON, 1999). Enquanto mudanças na temperatura do solo e do ar e na umidade do ar podem ser registradas até 90-120 m para dentro do fragmento (SIQUEIRA *et al.*, 2004).

## COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES

Estudos sugerem alterações na riqueza e composição de espécies relacionadas à fragmentação, como resultado de uma redução da área do fragmento, uma mudança na forma e um aumento no isolamento dos fragmentos remanescentes (HILL & CURRAN, 2003). As investigações em florestas neotropicais úmidas mostram que outras variáveis também devem ser consideradas como possíveis fatores causais, a exemplo do histórico de perturbação e da topografia da área.

O aumento do tamanho do fragmento normalmente é relacionado a uma maior riqueza de espécies, pois uma área maior significa uma maior possibilidade de espaços e recursos que podem ser ocupados e/ou utilizados por uma gama maior de espécies. O nível de conservação do fragmento também tem se mostrado como possível agente facilitador de variações na composição e riqueza de espécies via a manutenção ou o impedimento do predomínio de determinados grupos de espécies. Em florestas fragmentadas, mas não perturbadas, a riqueza de espécies muitas vezes aparece positivamente correlacionadas com o tamanho do fragmento, com a floresta contínua contendo mais espécies do que os fragmentos (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTINEZ-RAMOS, 2003a). A força do tamanho do fragmento na composição de espécies tem sido percebida em análises de similaridade entre fragmentos de diferentes tamanhos, onde fragmentos de tamanhos comparáveis são mais similares do que fragmentos de tamanhos extremamente diferentes (SCARIOT, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO & MARTINEZ-RAMOS, 2003a; ARROYO-RODRIGUEZ & MANDUJANO, 2006; SANTOS *et al.*, 2007). Porém em escala maior, em nível regional, a distância entre os fragmentos pode atuar como o fator definidor, com maior similaridade entre fragmentos mais próximos em relação àqueles mais distantes (BERNACCI *et al.*, 1998).

Em áreas impactadas, a intensidade e o histórico de perturbação, a exemplo do corte seletivo e agricultura com uso do fogo, parecem exercer um papel mais relevante do que o tamanho do fragmento na determinação de variações na composição, riqueza e diversidade de espécies (METZGER *et al.*, 1997; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; VIANA & PINHEIRO, 1998; NASCIMENTO *et al.*, 1999; PEREIRA *et al.*, 2006; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; ARROYO-RODRIGUEZ & MANDUJANO, 2006; SANTOS *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2007). Da mesma forma variações na topografia e nas propriedades do solo e, entre a região da borda e a região interna do fragmento podem atuar como fortes agentes incrementadores e ou determinadores de diversidade de espécies (METZGER *et al.*, 1997; NUNES *et al.*, 2003; CARVALHO *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2007).

Mudanças profundas podem ocorrer na composição e distribuição espacial das espécies, seja em diferentes estágios de vida - semente, plântula, indivíduo jovem, indivíduo adulto (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; SCARIOT, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO & MARTINEZ-RAMOS, 2003a) seja como grupo funcional (TABARELLI *et al.*, 1999; METZGER, 2000). Espécies tolerantes à sombra, mais sensíveis, são esperadas serem mais afetadas pela fragmentação. Mudanças abruptas inerentes ao processo de fragmentação, como alterações na intensidade de luz, desfolhamento de copas, queda de galhos ou indivíduos inteiros etc, favorecem o recrutamento e a colonização por espécies generalistas, de início de sucessão, intolerantes à sombra (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE *et al.*, 1998b; NASCIMENTO *et al.*, 1999; ARROYO-RODRIGUEZ & MANDUJANO, 2006), em geral, com grande presença destas espécies nos fragmentos menores e em regiões próximas as bordas da floresta, onde estas mudanças são primeiramente sentidas (LAURANCE *et al.*, 1998a, 1998b; TABARELLI *et al.*, 1999; OOSTERHOORN &

KAPPELLE, 2000; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006; MICHALSKI *et al.*, 2007). Neste processo, espécies de crescimento lento, que normalmente toleram baixas condições de luminosidade para germinação de suas sementes, podem ser facilmente superadas por espécies pioneiras, de rápido crescimento.

A composição e riqueza de espécies também podem ser comprometidas por alterações em processos mutualísticos, tais como a polinização e a dispersão e predação de sementes pós-dispersão. Com isto afetam diretamente o sucesso reprodutivo e padrões de cruzamento de espécies de plantas, que podem isolar geneticamente os indivíduos levando à extinção de espécies (HAMILTON, 1999; LAURANCE & BIERREGAARD, 1997). Nos primeiros anos após o isolamento do fragmento, a reprodução de árvores não parece sofrer efeitos marcantes, com efeitos positivos e negativos na frequência de floração e frutificação podendo ocorrer em árvores próximas à borda do fragmento (LAURANCE *et al.*, 2003). Porém diferentes grupos de polinizadores, a exemplo de muitas espécies de invertebrados, podem responder negativamente à fragmentação (DIDHAM *et al.*, 1998; MURREN, 2002; TONHASCA *et al.*, 2002; BROSI *et al.*, 2008) comprometendo o sucesso reprodutivo de muitas espécies através da redução da produção de frutos ou de um aumento no nível de autopolinização. Muitos polinizadores mudam o comportamento de forrageamento permanecendo mais tempo na mesma flor, seja pela escassez de recursos seja por maiores distâncias a serem percorridas na busca pelo alimento. Mudanças no padrão de cruzamento, com flexibilização do sistema de cruzamento pela expressão de um sistema misto de cruzamento, pode ocorrer em resposta a ausência do polinizador (QUESADA *et al.*, 2004). Desta forma, alterações observadas na composição florística de florestas fragmentadas além de reduzirem as populações de polinizadores, em especial a de polinizadores especialistas, também podem provocar mudanças na

comunidade de dispersores, muitas vezes significando reduções de espécies importantes para a flora (TABARELLI *et al.*, 1999; QUESADA *et al.*, 2004). Diminuições ou ausência de animais dispersores, em geral, podem significar percentuais menores de dispersão de sementes (WRIGHT & DUBER, 2001; GALETTI *et al.*, 2006; CRAMER *et al.*, 2007a), levando a reduções na densidade de plântulas. A taxa de sobrevivência de plântulas pode ser afetada por modificações na comunidade de predadores de sementes, como consequência de um aumento na intensidade de predação (GUARIGUATA *et al.*, 2002) e níveis diferentes de predação-pós dispersão podem ocorrer da borda para o interior da floresta dependendo do dispersor (HOLL & LULOW, 1997; CHAUVET & FORGERT, 2005; CHRISTIANINI & GALETTI, 2007). Assim, a dinâmica da comunidade pode sofrer alterações drásticas, pois o padrão de dispersão de sementes pode influenciar a predação de sementes e esta, por sua vez afeta o recrutamento de plântulas. A dispersão de espécies com sementes pequenas, parece não ser afetada pela fragmentação, o inverso, entretanto, tende a ser mais significativo para espécies com sementes grandes (CRAMER *et al.*, 2007b), possivelmente em estreita ligação com a pressão exercida pela fragmentação sobre a mobilidade e manutenção de espécies de aves e mamíferos grandes (GRANJON *et al.*, 1996; PERES, 2001). Como sementes pequenas estão associadas a espécies pioneiras, de rápido crescimento, alterações na comunidade de dispersores e predadores de sementes também conduzem ao empobrecimento da comunidade vegetal ao favorecerem a persistência deste grupo de plantas.

Composição, riqueza de espécies e efeitos de borda - Alterações nas condições microclimáticas e de turbulência do vento próximo à margem do fragmento aumentam a mortalidade e danos em árvores (FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998a; D'ANGELO *et al.*, 2004), atuando a favor da germinação e crescimento de

espécies de início de sucessão e de perdas substanciais da biomassa arbórea (LAURANCE *et al.*, 1997). Variações mais intensas na composição de espécies têm sido observadas ocorrendo próximo à borda (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 2006; BAEZ & BALSLEV, 2007). As mudanças geradas pela criação da borda podem não ser sentidas de imediato pela vegetação, assim nos primeiros meses seguintes à criação da borda a composição pode ser bastante similar entre a borda e o interior do fragmento (WILLIAMS-LINERA, 1990b). Com o tempo, diferenças na composição de espécies entre a borda e o interior da floresta podem ocorrer, com espécies generalistas, intolerantes à sombra, com sementes e frutos pequenos predominando na borda e o interior abrigo um número maior de espécies especialistas, tolerantes à sombra, com sementes e frutos grandes (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; MOLINA & FINEGAN, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2004; LAURANCE *et al.*, 2006). No entanto, o domínio da região da borda por espécies pioneiras e secundárias não constitui um padrão e neste sentido o tempo decorrido desde a criação da borda e a arquitetura da borda parecem exercer papel fundamental (WILLIAMS-LINERA, 1990a, 1990b; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 1998). A vegetação da área do entorno do fragmento, denominada matriz de hábitat, normalmente constituída por espécies generalistas, pode ter forte participação nesta variação, funcionando como fonte de propágulos destas espécies que através da chuva de sementes chegam ao solo da borda florestal (MOLINA & FINEGAN, 2002; MELO *et al.*, 2006; LAURANCE *et al.*, 2006; NASCIMENTO *et al.*, 2006). Estas, ao encontrarem na região da borda condições propícias para germinação e estabelecimento podem progressivamente modificar a composição do remanescente (CLARK, 1990). O maior aporte de sementes de espécies generalistas vindas da matriz, geralmente pode significar uma redução na

frequência e abundância de espécies especialistas nestes locais, contribuindo para as alterações na composição verificadas nesta região.

Fragmentos florestais perturbados ou não podem conservar grande parte de sua composição e diversidade de espécies, durante as primeiras décadas depois do isolamento, sem que sejam registradas diminuições significativas na riqueza de espécies entre o ambiente de borda e o interior da floresta (MOLINA & FINEGAN, 2002; LAURANCE *et al.*, 2002; LAURANCE *et al.*, 2006). Porém, parece haver uma relação entre riqueza de espécies e número de bordas as quais o fragmento está exposto. Em fragmentos com mais de uma borda, isto é com bordas voltadas para mais de uma posição cardinal, a riqueza de espécies de plântulas recrutadas tende a diminuir proporcionalmente ao número de bordas (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003b). Para fragmentos isolados a várias décadas, a dicotomia borda-interior pode se tornar mais clara e dois grupos distintos de espécies podem ser reconhecidos. O interior, mais rico em espécies, onde predominam as tolerantes à sombra, de sementes grandes, e a borda onde espécies adaptadas às condições de perturbação proliferam em maior número, porém dando lugar a uma flora mais pobre em espécies (OLIVEIRA *et al.*, 2004).

Diferentes estudos sugerem a existência de uma tendência ao desaparecimento em fragmentos de espécies associadas à floresta contínua e a ausência em floresta contínua de espécies mais encontradas em fragmentos, bem como à existência de pequeno número de espécies comuns à borda e ao interior do fragmento (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003a; ARROYO-RODRIGUEZ & MANDUJANO, 2006). Como muitas espécies florestais são espécies de vida longa, elas podem responder lentamente à fragmentação e assim, algumas vezes persistindo, somente como indivíduos adultos, anos após a fragmentação (WILLIAMS-LINERA *et*



*al.*, 1998; LAURANCE *et al.*, 2006). A preponderância de espécies adaptadas à perturbação favorece o empobrecimento gradual da comunidade vegetal e em especial daquelas comunidades com uma história de perturbação anterior ao processo de fragmentação.

## **DENSIDADE POPULACIONAL**

É esperado que os efeitos da fragmentação reduzam a densidade das populações, principalmente das espécies mais especializadas e/ou mais sensíveis a variações, podendo significar a extinção daquelas que naturalmente ocorrem em baixa densidade e ou das endêmicas à determinada região (RUDEL & ROPER, 1997). Isto é particularmente grave em florestas tropicais, já que muitas das espécies destas florestas são localmente raras (HUBBELL & FOSTER, 1986).

As investigações têm observado que a densidade de plântulas, de palmeiras, de ervas e de árvores pode diminuir significativamente da floresta contínua para fragmentos e do maior para o menor fragmento, o inverso ocorrendo em relação à mortalidade de árvores (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE *et al.*, 1998a; SCARIOT, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO & MARTINEZ-RAMOS, 2003a; PESSOA & OLVEIRA, 2006; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2007). Aumentos drásticos na taxa de mortalidade e danos em árvores podem ocorrer devido ao aumento de árvores infestadas por lianas (LAURANCE *et al.*, 2001b) e os danos físicos provocados pela queda de serrapilheira podem significar percentuais similares na mortalidade de plântulas entre fragmentos e florestas contínuas (SCARIOT, 2000). Reduções nas populações de animais dispersores de sementes (GALETTI *et al.*, 2006) ou o aumento da herbivoria (TERBORGH *et al.*, 2001; RAO *et al.*, 2001) patrocinados pelas

alterações impostas ao sistema pela fragmentação podem ocasionar diminuições na densidade de plântulas. Situação inversa pode ser registrada com aumento na densidade e recrutamento de plântulas em fragmentos do que na floresta contínua, devido a uma menor predação de sementes pela diminuição ou ausência de predadores (WRIGHT & DUBER, 2001; HANSON *et al.*, 2006). Com o tempo a diminuição das taxas de recrutamento em todas as formas de vida pode não permitir que a abundância inicial seja recuperada levando ao empobrecimento da comunidade, à exceção das lianas, que podem apresentar um aumento no recrutamento em fragmentos e na floresta contínua, ocorrendo em maior densidade nos fragmentos (BENÍTEZ-MALVIDO & MARTÍNEZ-RAMOS, 2003a).

Variações no grau de perturbação em diferentes setores de um fragmento podem ocasionar o surgimento, naqueles setores mais perturbados, de respostas semelhantes às normalmente observadas em bordas isto é, uma maior densidade de árvores de pequeno porte, taxas de mortalidade e recrutamento elevadas, maior abundância de lianas (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; NUNES *et al.*, 2003). Valor mais elevado em fragmentos do que na floresta contínua tem sido apontado para a densidade de espécies pioneiras (NASCIMENTO & LAURANCE, 2006; MICHALSKI *et al.*, 2007).

Um declínio no tamanho da população de adultos reprodutivos pode afetar a regeneração, favorecendo a perda de variação genética, levando à endogamia, à deriva genética e a outras mudanças genéticas aumentando a probabilidade de extinção (TEMPLETON *et al.*, 1990; KAGEYAMA *et al.*, 1998). Redução na variabilidade genética pode comprometer o fluxo de pólen, causando depressão de endocruzamento e mudança na estabilidade a longo-prazo de populações (BAWA, 1990). Níveis mais baixos de diversidade genética (HALL *et al.*, 1996; SEOANE *et al.*, 2000; PITCHER *et*

*al.*, 2003; FRANCESCHINELLI *et al.*, 2007), perda de alelos por deriva genética e um aumento da estrutura genética espacial, com provável endogamia nas gerações seguintes, (KAGEYAMA *et al.*, 1998) foram observados em populações de espécies arbóreas em fragmentos florestais. Este quadro é agravado em fragmentos menores que 10 ha, onde um grande percentual de espécies com alto grau de risco de extinção, isto é espécies cujas populações não apresentam o quantitativo mínimo que permita sua viabilidade no local, pode ser observado (PESSOA & OLIVEIRA, 2006).

Densidade populacional e efeitos de borda - Modificações na estrutura da vegetação da borda e em direção ao interior do fragmento têm sido relacionadas a mudanças no ambiente físico (WILLIAMS-LINERA, 1990a; KAPOK *et al.*, 1997). O estresse hídrico e uma maior turbulência do vento próximo às bordas podem causar aumento da taxa de mortalidade, queda de galhos grossos e desenraizamento de árvores, com árvores de grande porte morrendo mais rapidamente e o aparecimento de clareiras por queda de árvores (WILLIAMS-LINERA, 1990a; LAURANCE *et al.*, 1998a; LAURANCE *et al.*, 2000; D'ANGELO *et al.*, 2004; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006). Em determinadas situações as características do fragmento, relacionadas ao grau de perturbação, ao isolamento e/ou ao tamanho do fragmento aliadas à intensidade de amostragem resultam na não detecção de efeitos de borda ou em efeitos atenuados (LEZCANO *et al.*, 2002; SCHEDLBAUER *et al.*, 2007).

Invasão da borda por espécies exóticas, alta proliferação de lianas e trepadeiras, aumento no recrutamento de plântulas e maior abundância de espécies de início de sucessão, têm sido apontados como responsáveis por alterações estruturais a exemplo de uma redução na altura das árvores do dossel e aumento da estatura do subdossel do interior em direção a borda do fragmento (WILLIAMS-LINERA, 1993; LAURANCE, 1991; 1997a; VIANA *et al.*, 1997; TABANEZ *et al.*, 1997; OLIVEIRA-

FILHO *et al.*, 1997; OOSTERHOORN & KAPPELLE, 2000; LAURANCE *et al.*, 2001b; LAURANCE *et al.*, 2006; NASCIMENTO & LAURANCE, 2006). Neste sentido o tipo de vegetação ao redor do fragmento pode ter influência significativa sobre a estrutura da vegetação e o tempo de recuperação. O predomínio de determinadas espécies na composição da matriz de hábitat pode representar uma aceleração no processo de tamponamento dos efeitos de borda, já que as espécies apresentam capacidades diferentes de tamponamento (MESQUITA *et al.*, 1999).

Assim, grandes flutuações na densidade de árvores, principalmente na região da borda, com episódios de mortalidade e de recrutamento, podem implicar em instabilidade da comunidade e variação temporal e espacial na abundância de espécies (MOLINA & FINEGAN, 2002; LAURANCE *et al.*, 2002; LAURANCE *et al.*, 2006). Por exemplo, algumas espécies de palmeira apresentam diminuição na abundância de indivíduos adultos devido a alterações na estrutura da floresta no ambiente de borda (BAEZ & BALSLEV, 2007). Aumento na densidade de plântulas e de indivíduos jovens e árvores em bordas recentes e antigas em relação ao interior da floresta, em decorrência da grande proliferação de árvores de porte e diâmetro menores podem ocorrer (WILLIAMS-LINERA, 1990a; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; SIZER & TANNER, 1999; OOSTERHOORN & KAPPELLE, 2000; SCHEDLBAUER *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2007). Como diversos aspectos estão envolvidos, alguns próprios à espécie, uma diminuição na densidade também pode ser observada em bordas com pouco tempo de criação (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997). Elevações na taxa de recrutamento e o crescimento vertical acelerado de plântulas e indivíduos jovens podem acelerar o desenvolvimento de uma vegetação mais adensada, auxiliando no abrandamento das condições climáticas próximo à borda (WILLIAMS-LINERA, 1990b; LAURANCE *et al.*, 1998b; SIZER & TANNER, 1999; BENÍTEZ-MALVIDO

& MARTÍNEZ-RAMOS, 2003b; SCHEDLBAUER *et al.*, 2007). Muitas vezes o impacto da fragmentação florestal pode ocorrer, preferencialmente, sobre determinados componentes da estrutura florestal, a exemplo de um aumento na mortalidade de árvores maiores em decorrência da maior turbulência do vento na região da borda (FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998a).

## CONSIDERAÇÕES

Os estudos levantados documentaram que respostas positivas, negativas ou mesmo ausência de resposta podem ser obtidas. Isto em muito se deve a complexidade e multiplicidade de fatores e processos envolvidos, as espécies responderem de forma diferenciada, existindo, portanto, um leque amplo de respostas espécie-específicas e a possibilidade de alterações nas respostas com o tempo. Variações na composição, na riqueza e diversidade de espécies e na densidade e abundância de populações podem ser devidas a uma gama de fatores tão diversos quanto: à frequência e intensidade das perturbações, a composição florística inicial, o tipo de vegetação da matriz ao redor do fragmento, ao tipo de borda, a idade da borda, ao tipo de solo, a topografia, ao tempo de isolamento, a qualidade e quantidade da fauna e as características e necessidades individuais de cada espécie.

Isto implica que um grande esforço deve ser direcionado para a realização de estudos abordando a temática dos efeitos da fragmentação. Pouco se conhece sobre os efeitos da fragmentação em fragmentos recentemente isolados, isto é menos de uma década de isolamento. Portanto ampliar o conhecimento nesta escala temporal de isolamento é importante. Melhorar o conhecimento de como variáveis ligadas à manutenção da biodiversidade como a abundância, riqueza, variabilidade genética, etc;

se comportam em paisagens contínuas e fragmentadas também poderia auxiliar na previsão de efeitos da fragmentação. Efeitos sobre outras formas de vida ou grupos taxonômicos, pouco abordados, também necessitam de entendimento. Melhorar o entendimento de interações como polinização e dispersão e predação de sementes dentro de fragmentos e em paisagens fragmentadas seria essencial na avaliação da dinâmica da comunidade. E estudos da matriz de hábitat adjacente ao fragmento têm se mostrado de grande importância para o entendimento da dinâmica dos fragmentos.

Finalmente, propostas de longo prazo também devem ser incentivadas, já que muitas espécies vegetais apresentam vida longa e dificilmente respondem a estudos de curto prazo. E, como a intervenção do homem nos ambientes naturais vem ocorrendo em níveis cada vez mais intensos, desfigurando grandes áreas em velocidades alarmantes é crucial que tenhamos o conhecimento para prever e sugerir as mais adequadas formas de intervenção para a conservação.

Tabela 1. Relação de variáveis de fragmentação e de respostas da comunidade vegetal, mais encontradas em trabalhos de fragmentação em florestas neotropicais úmidas, para o período entre 1990-2008. Os valores correspondem ao número de trabalhos que abordaram cada uma das diferentes combinações das variáveis. Os símbolos após os valores correspondem ao tipo de resposta: - = resposta negativa, + = resposta positiva e Ø = ausência de resposta.

Variáveis de fragmentação	Resposta da comunidade vegetal (variações)						
	Composição	Riqueza/diversidade	Estrutura	Densidade	Variabilidade genética	Grupo funcional	Dispersão/predação de sementes
Tamanho do fragmento	5- / 1Ø	2- / 1Ø	4- / 2Ø	4- / 1+ / 1Ø	2-	4-	6- / 2+
Forma do fragmento	3-	1- / 1Ø	2-	2-	-	-	1-
Perda de hábitat	1-	1-	-	1-	2-	-	5-
Isolamento do fragmento	1-	1-	1-	2-	1-	-	2+ / 5- / 2Ø
Efeito de borda	8- / 3Ø	6- / 1+ / 2Ø	15- / 1+ / 2Ø	9- / 2+	-	1- / 1Ø	3- / 1Ø
Qualidade do hábitat	6-	3- / 1+	8-	1+ / 5-	-	2-	3Ø / 2- / 2+
Qualidade da matriz	-	-	1+	-	-	-	-

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UM FRAGMENTO FLORESTAL NA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL APÓS UM PERÍODO DE SETE ANOS (1999-2006)**



## INTRODUÇÃO

Embora diversas perturbações que resultam em mudanças na paisagem e destruição de habitat possam estar ligadas a processos naturais, as alterações na paisagem proporcionadas pela ação do homem constituem atualmente o mais importante fator de perda de habitat e de fragmentação de habitat, atuando diretamente na redução dos níveis da biodiversidade mundial (SAUNDERS *et al.*, 1991; FAHRIG, 2003; LINDENMAYER & FISCHER, 2006). A fragmentação de habitat, ao lado de outras formas de perturbação de maior escala, a exemplo de furacões, incêndios e deslizamentos de terra podem resultar em alterações significativas na dinâmica da floresta, com reflexos na composição e estrutura da comunidade arbórea (LAURANCE & BIERREGAARD, 1997; SCARIOT *et al.*, 2003).

Nas florestas tropicais úmidas da costa atlântica brasileira, em especial na região da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, a fragmentação de habitat é importante fonte de perturbação (SIQUEIRA *et al.*, 2004; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2008). Atividades humanas, principalmente a exploração seletiva de madeira, o uso do fogo, a criação de gado, a extração de areia, a drenagem artificial e a retificação de rios, têm contribuído para a modificação da cobertura vegetal. A substituição das formações florestais originais, por fragmentos florestais em diversos estágios de desenvolvimento ou por formações campestres, transforma a paisagem em um mosaico de remanescentes florestais de tamanhos variados, isolados e em sua maioria, altamente perturbados, inseridos em amplas extensões de áreas campestres colocando em risco a persistência de muitas populações de espécies da flora e fauna locais (KIERULFF & RYLAND, 2003;

FIGUEIREDO & FERNANDEZ, 2004; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; MANSUR, 2007).

Em comunidades florestais as árvores exercem um importante papel ecológico na determinação da arquitetura da floresta e das condições microclimáticas (MATLACK, 1993; LAURANCE *et al.*, 1998a), além de constituírem o principal componente da diversidade destas florestas (DENSLOW, 1987). Assim, mudanças impostas aos elementos arbóreos podem exercer grande influência sobre os padrões de dinâmica em florestas tropicais. Nestas florestas estudos têm demonstrado a ocorrência de variações espaciais (LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987) e temporais (MANOKARAN & KOCHUMMEN, 1987) nos índices de dinâmica, sob a influência de variáveis ambientais, a exemplo do histórico de perturbação (GOMES *et al.*, 2003; HIGUCHI *et al.*, 2008) e efeitos da fragmentação (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007).

Florestas submetidas à fragmentação são fortemente influenciadas pelos efeitos de borda, uma série de mudanças ecológicas associadas com a borda artificial surgida com a fragmentação. Uma maior radiação solar neste local, associada com calor e ventos secos vindos da matriz aberta, altera o microclima desta região (MATLACK, 1993; TURTON & FREIBURGER 1997) e seus efeitos podem ser verificados em mudanças nos padrões de distribuição dos indivíduos (DIDHAM, 1997; KAPOS *et al.*, 1997). Estresse hídrico e aumento da turbulência do vento respondem por taxas altas de mortalidade e recrutamento de árvores próximo as bordas e nas clareiras surgidas no processo de fragmentação (LAURANCE *et al.*, 1998a). Também tem sido observada uma alta proliferação de lianas e trepadeiras e a invasão por espécies exóticas, que podem ocasionar transformações na composição e estrutura da floresta (VIANA *et al.*, 1997; LAURANCE, 1991, 1997a). Mudanças no ambiente físico acarretam modificações na composição e estrutura da vegetação da borda bem como em direção ao

interior da floresta, diferenciando as comunidades das regiões sob influência da borda daquelas das porções mais interiores (WILLIAMS-LINERA, 1990a, 1990b; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 1997). Variação espacial nas taxas de dinâmica entre a borda e o interior da floresta também pode estar relacionada aos efeitos de borda (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007).

Neste trabalho foi analisada a dinâmica da comunidade arbórea e de populações arbóreas de um fragmento de floresta tropical úmida, depois de um período de sete anos do primeiro censo (1999-2006). O foco do estudo gira em torno da pergunta: Como a fragmentação afeta a dinâmica da comunidade arbórea e de populações de árvores? Para tanto foi realizado em 2006 um novo censo nas mesmas parcelas, sendo levantadas as seguintes hipóteses: (a) a fragmentação afeta diferencialmente a dinâmica da comunidade arbórea com a região da borda mostrando dinâmica mais acelerada em relação à região mais interna do fragmento; b) a fragmentação afeta diferencialmente as populações de espécies arbóreas, provocando concentrações desiguais de espécies de acordo com a preferência destas espécies por locais de borda e de interior.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em um fragmento de floresta ombrófila densa, submontana (VELOSO *et al.*, 1991) com aproximadamente 11,00 ha, situado na Reserva Biológica de Poço das Antas (22°30' e 22°35' S, 42°14'e 42°19'W), município de Silva Jardim, estado do Rio de Janeiro, Brasil. O clima da região é do tipo As de Koeppen - tropical chuvoso, com estação seca no inverno, as temperaturas médias anuais são elevadas durante quase todo o ano e a quantidade de chuva oscila entre 1500 e 2000 mm. Os solos são bastante diversificados ocorrendo Argissolos e Cambissolos nas

pequenas elevações e solos Gleizados, Orgânicos e Aluviais nas planícies de inundação e aluviais (LIMA *et al.*, 2006). O remanescente estudado possui formato arredondado fazendo parte de um grupo de oito fragmentos florestais sobre pequenas elevações, relativamente isolados e sem corredores de vegetação interligando-os, situados em extensa planície cujo sistema de águas foi modificado pela construção de uma represa. A construção da represa, em 1984, provocou uma diminuição na área dos fragmentos, além de modificar as formações vegetacionais do seu entorno e facilitar a ação de incêndios que provocaram modificações, em graus diferenciados, sobre a região da borda e interior de cada um dos oito fragmentos (PESSOA, 2003). Seguindo o primeiro levantamento dois incêndios foram verificados, com a região da matriz entre os fragmentos sofrendo grande perda de cobertura e o fragmento objeto deste estudo sendo atingido levemente em uma de suas bordas com danos na camada de serrapilheira e no estrato herbáceo em pequena porção da parte norte. Estruturalmente o fragmento em estudo é caracterizado por altos percentuais de espécies com baixa densidade e alta densidade de árvores nas menores classes de diâmetro, com poucos indivíduos nas maiores classes de diâmetro. No que concerne a composição estas florestas são caracterizadas pela riqueza e densidade das famílias Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Rubiaceae e Annonaceae com destaque para as espécies *Senefeldera verticillata*, *Actinostemon verticillatum*, *Mabea piriri* (Euphorbiaceae), *Anaxagorea dolichocarpa* (Annonaceae), *Helicostyles tomentosa* (Moraceae), *Ecclinusa ramiflora* (Sapotaceae), *Pterocarpus rohrii* (Fabaceae), *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) e *Faramea multiflora* (Rubiaceae) (PESSOA & OLIVEIRA, 2006).

## Amostragem e Análises

Em 1999 foram implantados dois transectos subdivididos em parcelas contíguas de 10 x 25 m, com orientação norte-sul e leste-oeste, em um total de 26 parcelas (0,65 ha). Todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito (1,30 m)  $\geq$  5 cm foram marcados, mensurados dados referentes à altura e diâmetro e coletado material botânico para identificação das espécies (PESSOA & OLIVEIRA, 2006). Um segundo censo realizado após sete anos, em 2006, nestas mesmas parcelas registrou dados de sobrevivência e mortalidade para os indivíduos incluídos no primeiro censo e anotou dados de recrutamento e crescimento em diâmetro e altura para os indivíduos arbóreos que satisfizeram o critério de inclusão estabelecido no censo anterior.

Dinâmica da comunidade arbórea – Parâmetros de dinâmica, taxa de mortalidade e recrutamento de indivíduos, taxas de perda e ganho em área basal, foram calculados para a amostra total e para as duas porções da amostra total identificadas em estudo prévio (PESSOA, 2003), definidas como Borda (16 parcelas) e Interior (10 parcelas). Neste estudo foi observado que a região sob influência dos efeitos de borda, ou seja, a distância de penetração da borda, podia se estender até 100 metros para o interior do fragmento. As taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) foram calculadas assumindo que as mudanças no tamanho da população, por intervalo de tempo, são uma proporção constante da população inicial (SHEIL, 1995; SHEIL *et al.*, 1995, 2000). As taxas anuais médias de mortalidade (M), recrutamento (R), perda (P) e ganho (G) em área basal foram calculadas pelas seguintes fórmulas (SHEIL *et al.*, 1995, 2000):

$$M = \{1 - (N_s/N_o)^{1/\Delta t}\} \times 100$$

$$R = \{1 - (1 - r/N_t)^{1/\Delta t}\} \times 100$$

$$P = \{1 - (AB_s + AB_d/AB_o)^{1/\Delta t}\} \times 100$$

$$G = 1 - \{1 - (AB_r + AB_g)/AB_t\}^{1/\Delta t} \times 100$$

sendo,  $N_s$  = tamanho da população sobrevivente ao final do intervalo de tempo medido,  $N_t$  = tamanho da população ao final do intervalo de tempo medido,  $N_o$  = tamanho inicial da população,  $m$  = número de indivíduos mortos entre os censos,  $r$  = número de indivíduos recrutados neste mesmo intervalo e  $\Delta t$  = intervalo de tempo entre os censos,  $AB_s$  = área basal dos indivíduos sobreviventes no final do estudo,  $AB_t$  = área basal dos indivíduos presentes no final do estudo,  $AB_o$  = área basal dos indivíduos presentes no começo do estudo,  $AB_r$  = área basal dos indivíduos recrutados entre os censos  $AB_d$  = perda em área basal dos indivíduos sobreviventes (redução diamétrica e perda parcial de tronco) e  $AB_g$  = crescimento em área basal dos indivíduos sobreviventes. A fórmula para cálculo da taxa de ganho é derivada da utilizada para estimar a quantidade de indivíduos recrutados (SHEIL *et al.*, 2000). Mudanças na comunidade foram também avaliadas através do cálculo de “half-life” ( $T_H$ ) e doubling time ( $T_D$ ). “Half-life” corresponde ao tempo necessário para uma dada comunidade perder 50% de todos os seus indivíduos na taxa atual de mortalidade e “doubling time” ao tempo necessário para duplicar a comunidade inicial na taxa atual de recrutamento. Os valores de  $T_H$  e  $T_D$  foram calculados segundo as fórmulas (KORNING & BALSLEV, 1994):

$$T_H = \ln(0,5)/\ln(1+M)$$

$$T_D = \ln(2)/\ln(1+R).$$

Taxas de substituição (turnover rate) do número de indivíduos ( $T_N$ ) (PHILIPS & GENTRY, 1994) e da área basal ( $T_{AB}$ ) (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; WERNECK & FRANCESCHINELLI, 2004) foram obtidas e calculadas pelas fórmulas:

$$T_N = (M + R)/2$$

$$T_{AB} = (P+G)/2$$

Para avaliar as diferenças nas taxas de dinâmica da comunidade arbórea entre as regiões Borda e Interior, cada uma das taxas foi analisada individualmente pelo teste t (ZAR, 1996). A independência entre as frequências de indivíduos sobreviventes, mortos e recrutados nas duas regiões foi verificada pelo teste do qui-quadrado. A diferença entre o número de mortos e de recrutados na amostra total e nas duas regiões foi verificada por comparações entre contagens de Poisson (ZAR, 1996) e para análise de diferenças no número de mortos e de recrutados entre as regiões da Borda e do Interior foi aplicado o teste t.

A dinâmica das árvores por classe de diâmetro foi analisada para a amostra total e para as regiões de Borda e Interior usando os mesmos intervalos de classe com amplitudes crescentes (5-10, >10-20, > 20-40 e > 40 cm), adotados em estudos de dinâmica florestal, em florestas da região sudeste (APPOLINÁRIO *et al.*, 2005; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008). As variações ocorridas, no intervalo entre os censos, em cada classe de diâmetro foram verificadas pelo registro do número de árvores que permaneceram na classe, mortas, recrutadas, imigrantes (indivíduos vindos de outra classe de diâmetro) e emigrantes (indivíduos que migraram para outras classes de diâmetro) e pelas taxas de perda e ganho em área basal. A diferença entre o número de árvores ingressantes (recrutadas + imigrantes) e árvores egressas (mortas + emigrantes) em cada classe de diâmetro foi verificada por comparações entre contagens de Poisson para as duas regiões e para a amostra total (ZAR, 1996). O teste do qui-quadrado foi utilizado para verificar se as frequências de árvores vivas em 2006 e de árvores mortas eram independentes das classes de diâmetro, tendo como base a distribuição de diâmetros em 1999.

Dinâmica das populações arbóreas – Para análise da dinâmica populacional na amostra total e nas duas regiões foram escolhidas aquelas espécies que no primeiro inventário

apresentavam 10 ou mais indivíduos, totalizando 17 espécies. Foram calculados os parâmetros de dinâmica: taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, taxa de perda e taxa de ganho em área basal. A diferença entre a frequência do número de recrutas e mortos, em cada uma das 17 populações, foi verificada por comparações de contagem de Poisson. Para verificar a influência de grupos ecológicos de espécies na dinâmica do fragmento, as 17 espécies foram classificadas por grupo ecológico, considerando a classificação proposta por SWAINE & WHITMORE (1988) para árvores de florestas tropicais. Os grupos ecológicos são: pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra. Espécies pioneiras e clímax se diferenciam em suas exigências de luz para germinação e estabelecimento. Sementes de pioneiras requerem luz solar direta para germinarem e suas plântulas e indivíduos jovens encontrados em áreas abertas da floresta. Espécies clímax exigentes de luz necessitam de radiação solar para o crescimento das plântulas e ao encontrarem estas condições apresentam rápido crescimento. Espécies clímax tolerantes à sombra requerem pouco ou quase nada de radiação solar para a liberação do crescimento de suas plântulas. A classificação das espécies nos grupos ecológicos foi baseada em literatura e na vivência de mais de 10 anos de trabalho de campo nesta vegetação. Para identificar a existência de habitats preferenciais para cada uma das 17 espécies foi realizado o teste t e, o de Mann-Whitney para aquelas espécies que não satisfizeram as premissas de normalidade e homogeneidade.

## **RESULTADOS**

Dinâmica da comunidade – Durante o intervalo entre os censos foi observada para a amostra total e para as duas regiões Borda e Interior uma tendência ao declínio no



número de árvores e estabilidade em área basal (tabela 1). O número de árvores mortas foi superior ao número de árvores recrutadas em 21 das 26 parcelas amostrais. A abundância de indivíduos mortos foi significativamente maior que a de recrutadas na amostra geral ( $Z = 6,72$ ,  $P = 0$ ), na Borda ( $Z = 5,85$ ,  $P = 0$ ) e no Interior ( $Z = 3,7$ ,  $P < 0,001$ ), porém não foi observada diferença significativa entre a região da Borda e do Interior para a abundância de indivíduos mortos ( $t = -0,01$ ,  $P = 0,99$ ) e de recrutadas ( $t = -1,44$ ,  $P = 0,16$ ). As frequências esperadas de sobreviventes, mortos e recrutadas não diferiram significativamente entre Borda e Interior ( $\chi^2 = 4,23$ ,  $P = 0,12$ ). O mesmo ocorrendo nas relações entre as frequências de mortos e sobreviventes ( $\chi^2 = 2,14$ ,  $P = 0,14$ ) e recrutadas e sobreviventes ( $\chi^2 = 4,23$ ,  $P = 0,12$ ).

Tabela 1 – Dinâmica da comunidade arbórea em uma área de floresta submontana durante o período de 7 anos de estudo (1999-2006) na Reserva Biológica de Poço das Antas, Brasil.

Características	Amostra total	Borda	Interior
Número de árvores			
1999	1074	639	435
2006	974	572	402
Sobreviventes	913	540	373
Mortos	161	99	62
Recrutadas	61	32	29
Taxa de mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )	2,25	2,33	2,13
Taxa de recrutamento (% ano <sup>-1</sup> )	0,9	0,8	1,04
Taxa de substituição (% ano <sup>-1</sup> )	1,57	1,57	1,59
Área basal			
1999 (m <sup>2</sup> )	20,26	12,70	7,56
2006 (m <sup>2</sup> )	20,24	13,2	7,04
Mortos (m <sup>2</sup> )	2,86	1,32	1,54
Recrutadas (m <sup>2</sup> )	0,14	0,07	0,07
Crescimento sobreviventes (m <sup>2</sup> )	2,7	1,7	1,0
Taxa de perda (% ano <sup>-1</sup> )	2,1	1,53	3,14
Taxa de ganho (% ano <sup>-1</sup> )	2,14	2,1	2,21
Taxa de substituição (% ano <sup>-1</sup> )	2,1	1,8	2,7

A estabilidade em área basal verificada resultou de taxas de ganho superiores às de perda em área basal, evidenciado pelo crescimento das árvores sobreviventes (tabela 1), a despeito de no Interior ter sido verificada taxa de ganho inferior à de perda em área basal. Comparações individuais entre as regiões de Borda e de Interior, para cada uma

das taxas de dinâmica, identificaram diferenças significativas somente para a taxa de substituição em área basal ( $t = -2,30$ ,  $P = 0,03$ ) e para a taxa de perda em área basal ( $t = -2,2$ ,  $P = 0,04$ ). A região de Interior apresentou os maiores valores para ambas as taxas, com o valor de perda em área basal duas vezes superior ao obtido para a Borda (tabela 1). Não foram encontradas diferenças significativas entre as duas regiões para as taxas de mortalidade ( $t = 0,41$ ,  $P = 0,68$ ), recrutamento ( $t = -1,12$ ,  $P = 0,27$ ), ganho em área basal ( $t = -0,58$ ,  $P = 0,56$ ) e substituição do número de árvores ( $t = -0,18$ ,  $P = 0,85$ ). Estes resultados sugerem que a região mais interna do fragmento apresentou neste período, uma dinâmica mais acelerada no que diz respeito a mudanças em área basal, enquanto a tendência ao declínio na abundância se apresentou distribuída de forma mais equilibrada dentro do fragmento.

A análise das mudanças ocorridas na abundância de indivíduos por classe de diâmetro registra diferenças entre a região da Borda e do Interior, em especial na classe de 5 - 10 cm de diâmetro (tabela 2). Entre 1999 e 2006 ocorreu uma redução na abundância de indivíduos nas classes de 5-10 cm e > 10-20 cm em ambas as regiões, sendo também observadas as maiores quantidades de mortos, tanto na amostra geral quanto na região da Borda e do Interior. Nas classes de > 20 - 40 cm e > 40 cm houve um pequeno aumento em abundância na Borda e, no Interior apenas a classe > 40 cm registrou aumento no número de árvores. Porém, não foi encontrada diferença significativa na distribuição de diâmetros entre 1999 e 2006 para a amostra total ( $\chi^2 = 2,38$ ,  $P = 0,5$ ), Borda ( $\chi^2 = 2,36$ ,  $P = 0,5$ ) e Interior ( $\chi^2 = 1,11$ ,  $P = 0,77$ ). Os valores de abundância foram maiores que o esperado apenas na maior classe de diâmetro, tanto para a amostra total como para a Borda e o Interior (tabela 2). As maiores quantidades de indivíduos mortos foram registradas nas duas menores classes de diâmetro, tanto para a amostra total, como para as duas regiões, não sendo encontradas diferenças

significativas na mortalidade para a amostra total ( $\chi^2 = 2,65$  P= 0,45), Borda ( $\chi^2 = 4,45$ , P = 0,22) e Interior ( $\chi^2 = 3,79$ , P= 0,28). A mortalidade foi maior que a esperada nas classes intermediárias de diâmetro - > 10-20 cm e > 20-40 cm, para a Borda e Interior respectivamente (tabela 2). A dinâmica dos indivíduos egressos (mortos + emigrantes) e ingressantes (recrutados + imigrantes) em cada uma das classes de diâmetro mostrou que o número de indivíduos egressos foi significativamente maior que o de ingressantes na menor classe de diâmetro, tanto para a amostra total como para a Borda e o Interior (tabela 2). Na classe > 10 – 20 cm o número de egressos foi significativamente superior ao número de ingressantes na Borda e na amostra total. Para as demais classes de diâmetro não foram encontradas diferenças significativas (tabela 2). Na região da Borda o ganho em área basal superou a perda em área basal em todas as classes de diâmetro. O comportamento observado no Interior foi o oposto, com as perdas superando os ganhos em área basal, fato não registrado apenas para a classe de 5 -10 cm (tabela 2) Assim os resultados vêm demonstrando que as menores classes de diâmetro respondem, principalmente, pelas mudanças observadas na abundância de indivíduos, tanto na região da Borda como do Interior. Ao passo que o desbalanceamento em área basal observado na região mais interna do fragmento é caracterizado por perdas em área basal em indivíduos das classes acima de 10 cm de diâmetro. Vale ressaltar que durante o intervalo entre os censos uma das clareiras já existentes no interior do fragmento (PESSOA & OLIVEIRA, 2006), teve seu diâmetro aumentado. A queda da árvore de maior diâmetro na área ainda significou a queda de mais três outros indivíduos todos com diâmetros superiores a 20 cm.

A taxa de mortalidade de 2,2% ano<sup>-1</sup> significou uma meia-vida (“half-life”) de 31,2 anos. O recrutamento foi de 0,9% ano<sup>-1</sup>, causando um “doubling-time” de 77,2 anos, com uma taxa de substituição de 1,57% ano<sup>-1</sup> no número de indivíduos e

substituição de  $2,1\% \text{ ano}^{-1}$  em área basal. Se o limite mínimo de diâmetro considera apenas os indivíduos  $\geq 10 \text{ cm}$ , os valores caem para 29,5 anos (meia-vida) e 37,9 anos (“doubling-time”).

Tabela 2- Dinâmica da comunidade arbórea por classe de diâmetro para uma floresta submontana durante um período de sete anos de estudo (1999-2006) na Reserva Biológica de Poço das Antas, Brasil. Frequências esperadas (esp.). Emigrantes (emigr.), Imigrantes (imigr.), Recrutadas (recr.). Contagem de Poisson: valores de Z e P.

Classe de diâmetro	Número de Indivíduos		esp.	N°	Mortos		Perda % ano <sup>-1</sup>	Ganho % ano <sup>-1</sup>	Emigr. N°	Imigr. N°	Recr. N°	Cont. Poisson	
	1999	2006			esp.	% ano <sup>-1</sup>						Z	P
<b>Amostra geral</b>													
5-10	571	491	(556,9)	81	(85)	2,1	2,1	2,99	61	1	61	5,60	ns0
> 10-20	349	327	(354,5)	58	(53)	2,6	2,2	0,9	26	62	-	2,56	0,01
> 20-40	130	127	(134,8)	21	(19,7)	2,4	2,6	1,33	7	25	-	0,41	ns
> 40-80	24	29	(27,8)	1	(3,3)	0,6	1,3	2,79	-	6	-	1,89	ns
Total	1074	974		161					94	94	61		
<b>Borda</b>													
5-10	330	277	(320,3)	51	(51,1)	2,3	2,1	3,54	34	-	32	4,9	<0,001
>10-20	209	188	(209,5)	39	(33,3)	2,9	0,97	1,46	16	34	-	2,23	0,03
> 20-40	83	87	( 89,7)	9	(12,3)	1,6	0,98	1,09	3	16	-	0,76	ns
> 40-80	17	20	(19,5)	0	(2,3)	0	1	2,82	-	3	-	1,73	ns
Total	639	572		99					53	53	32		
<b>Interior</b>													
5-10	241	214	(236,4)	30	(33,8)	1,8	2,07	2,27	27	1	29	2,89	<0,001
> 10-20	140	139	(145,0)	19	(19,8)	2,1	1,7	0,18	10	28	-	0,13	ns
> 20-40	47	40	( 45,2)	12	(7,4)	4,0	4,11	1,88	4	9	-	1,4	ns
> 40-80	7	9	( 8,3)	1	(1,0)	2,1	4,39	2,7	-	3	-	1,0	ns
Total	435	402		62					41	41	29		

Dinâmica da população arbórea - Das 150 espécies de árvores presentes em 1999, nove estavam ausentes em 2006, não havendo entrada de novas ocorrências. A abundância das populações mudou muito pouco no intervalo entre os censos. Quarenta e duas espécies (28%) perderam ou ganharam ao menos um indivíduo. Dezesesseis espécies apresentaram ganho ou perda de 2 a 5 indivíduos e apenas cinco espécies perderam mais de 5 indivíduos. Quarenta e uma espécies diminuíram e três aumentaram a abundância de suas populações, as demais não apresentaram mudança. No período, 60 espécies sofreram mortalidade e 25 apresentaram recrutamento. As espécies *Senefeldera verticillata* (34 ind. mortos), *Anaxagorea dolichocarpa* (16), *Mabea piriri* (12), *Astrocaryum aculeatissimum* (10) e *Faramea truncata* (8) apresentaram as maiores perdas correspondendo a 49,7% da mortalidade. As espécies que apresentaram os maiores recrutamentos foram *Senefeldera verticillata* (15 ind.), *Anaxagorea dolichocarpa* (9), *Faramea truncata* (6) *Actinostemon verticillatum* (4) e *Mabea piriri* (3), correspondendo estas cinco espécies a 60,6% do recrutamento.

Entre as populações de espécies com mais de 10 indivíduos em 1999, diferenças significativas entre o número de indivíduos recrutados e mortos foram observadas em três espécies, todas com mortalidade maior do que o recrutamento, *S. verticillata* ( $Z= 2,71$ ,  $P= 0,005$ ), *A. aculeatissimum* ( $Z= 2,71$ ,  $P= 0,01$ ) e *M. piriri* ( $Z= 2,32$ ,  $P=0,02$ ). Sete espécies diminuíram a abundância e perderam área basal, com *A. aculeatissimum* (45%), *M. piriri* (25%) e *Virola gardneri* (25%) mostrando os maiores percentuais em redução do número de indivíduos. Uma espécie não alterou sua abundância e apresentou ganho em área basal. Sete espécies diminuíram em abundância, porém com ganhos em área basal. Uma espécie apresentou aumento em abundância e ganho em área basal e uma espécie diminuiu a abundância e não apresentou alteração em área basal. As espécies *A. aculeatissimum*, *Faramea multiflora*, *Tetraplandra leandrii* e

*Guapira opposita* apresentaram as maiores perdas em área basal (tabela 3). Portanto, entre as espécies mais abundantes nos dois inventários oito espécies tiveram populações com dinâmica semelhante à apresentada pelo conjunto de populações da comunidade, isto é uma tendência ao declínio no número de indivíduos e estabilidade em área basal.

A existência de habitats preferenciais foi apenas constada para as populações das espécies *Pseudolmedia laevigata*, *F. truncata*, *F. multiflora* e *Ecclinusa ramiflora*, todas preferenciais por Interior e as demais indiferentes ao habitat (tabela 3). As duas primeiras apresentaram o padrão predominante na comunidade, com redução na abundância e estabilidade em área basal. *E. ramiflora* embora apresentando ganho em área basal, não apresentou mudança em abundância. Enquanto *F. truncata* é uma espécie climática exigente de luz, as outras três são tolerantes à sombra. Entre as espécies cujas populações tiveram redução na abundância e na área basal, duas são pioneiras, três são climática tolerante à sombra e duas climática exigente de luz. Das sete espécies que apresentaram redução na abundância e aumento em área basal uma é pioneira, duas são climática exigente de luz e quatro são climática tolerante à sombra. Aumento em abundância e área basal foi apresentado apenas por uma espécie climática exigente de luz. A distribuição dos grupos ecológicos indica oito espécies climática exigente de luz, seis climática tolerante à sombra e três pioneiras. Possíveis relações entre as taxas de dinâmica e os ambientes de Borda ou Interior, não foram detectadas já que a maior parte das espécies foi indiferente ao habitat. Os maiores valores para as taxas de substituição em área basal e número de indivíduos foram observadas em *A. aculeatissimum*, espécie que não apresentou preferência por habitat. Apenas *F. multiflora*, preferencial por Interior apresentou alta substituição em área basal. O fato do grupo ecológico climática se apresentar quantitativamente mais numeroso em termos de espécies e indivíduos em relação às pioneiras, sugere que este grupo esteja exercendo uma maior influência sobre

a dinâmica da área, sejam as espécies tolerantes ou não à sombra (tabela 3), ao passo que não foi sinalizada uma clara tendência à existência de habitats preferenciais entre as espécies que se fizeram presentes em maior número.



Tabela 3 – Dinâmica da população das 17 espécies mais abundantes em floresta submontana no intervalo de sete anos (1999-2006) na Reserva Biológica de Poço das Antas, Brasil. Grupo ecológico: CTS= clímax tolerante à sombra, CEL = clímax exigente de luz, PI = pioneira. Número de árvores:  $N_0$  = inicial (1999),  $N_f$  = final (2006). Área basal:  $AB_0$  = inicial (1999),  $AB_f$  = final (2006).  $T_N$  = taxa de substituição do número de indivíduos.  $T_{AB}$  = taxa de substituição da área basal. T t', MW = teste t' e Mann-Whitney para identificação de habitats preferenciais: valores de Z e P.

Espécie	GE	Número de indivíduos				Área basal (m <sup>2</sup> )		$T_N$	$T_{AB}$	T t'	MW Z	P
		$N_0$	M	R	$N_f$	$AB_0$	$AB_f$					
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	CTS	243	34	15	223	3,456	3,476	1,47	2,32	-1,33	-	0,20
<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwicht	CTS	97	16	9	90	0,612	0,591	1,89	1,80	-1,06	-	0,30
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzch) Baill.	CTS	78	5	4	77	0,586	0,622	0,83	0,78	-1,43	-	0,16
<i>Faramea truncata</i> DC.	CTS	52	8	6	50	0,360	0,387	2,04	1,58	-	-2,187	0,03
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	PI	48	12	3	39	1,002	0,849	2,33	2,32	1,76	-	0,09
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	CTS	33	3	2	31	0,570	0,642	1,36	1,28	0,92	-	0,36
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	CEL	26	1	1	26	0,386	0,401	0,55	0,85		-2,08	0,03
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	PI	22	10	1	13	0,156	0,085	4,63	5,12	-0,84	-	0,41
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	PI	21	5	2	18	0,103	0,116	2,69	1,91	1,35	-	0,19
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	CEL	17	2	1	16	0,324	0,251	1,79	2,69	0,72	-	0,48
<i>Bathysa mendoncae</i> K. Schum.	CEL	18	-	2	20	0,118	0,133	0,73	1,12	-1,23	-	0,23
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC	CEL	14	2	1	12	0,051	0,041	2,27	3,47	-	-2,05	0,04
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	CTS	12	3	1	10	0,303	0,292	2,71	1,76	-1,16	-	0,26
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	CEL	12	1	-	11	0,150	0,150	0,61	1,05	-0,47	-	0,64
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul.	CEL	12	1	-	11	0,065	0,066	0,61	1,89	-	-2,21	0,03
<i>Tetraplandra leandri</i> Baill.	CEL	11	2	1	10	0,158	0,127	2,12	2,95	-1,11	-	0,28
<i>Swartzia apetala</i> var. <i>glabra</i> (Vogel) R.S.Cowan	CEL	10	1	-	9	0,054	0,055	0,73	0,73	-0,34	-	0,73

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo apontam que para o intervalo de tempo considerado, a dinâmica da comunidade estudada se caracteriza pelo desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento, com percentuais mais elevados para as taxas de mortalidade, porém com tendência à estabilidade entre as taxas de perda e ganho em área basal. Contrariando a expectativa, a abundância dos indivíduos não apresentou a variação espacial esperada entre a região mais externa e a mais interna do fragmento, pois o número de indivíduos sobreviventes, mortos e recrutados se mostrou independente do local. Em florestas fragmentadas a região da Borda, em geral, aparece como forte influenciadora de modificações em comunidades vegetais, normalmente testemunhando grandes flutuações em abundância, através de episódios de mortalidade e recrutamento de árvores (WILLIAMS-LINERA, 1990; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998a, 1998b; CARVALHO *et al.*, 2007; BAEZ & BALSLEV, 2007). Bordas mais recentes, normalmente, mais propensas a grandes danos estruturais relacionados à maior exposição destas regiões a ventos mais intensos, que em conjunto podem provocar mudanças ecológicas que afetam negativamente a biota e a ecologia da floresta (SAUNDERS *et al.*, 1991; MURCIA, 1995; LAURANCE, 1997b; FERREIRA & LAURANCE, 1997). Com o decorrer do tempo os efeitos da proximidade da borda tendem a diminuir com o fechamento do dossel, pelo adensamento de galhos, e pela expansão do limite original da borda com a vegetação ocupando regiões limítrofes à matriz vizinha (MATLACK, 1994; KAPOV *et al.*, 1997). LOVEJOY *et al.* (1986) sugerem que fragmentos menores que 10 ha são integralmente afetados pelos efeitos de borda. Isto indica que condições presentes na borda podem ser sentidas a distâncias maiores em direção ao interior do fragmento. No fragmento em estudo a criação da

borda teve origem há mais de 50 anos (PESSOA, 2003) e seu aspecto atual, mesmo após alguns incêndios, é de uma borda estruturada sugerindo que os efeitos de borda causadores de mudanças extremas estão sendo sentidos com menor força. Isto é, o crescimento de indivíduos e o adensamento das copas dão lugar a um dossel mais fechado, amenizando as condições microclimáticas e de luz anteriormente mais severas. O tamanho reduzido do fragmento também pode estar auxiliando a existência de condições muito semelhantes entre as duas regiões. Desta forma borda antiga e o tamanho reduzido poderiam ser condicionantes importantes para os resultados observados.

Mortalidade independente do tamanho da árvore tem sido registrada, em geral, em florestas tropicais para árvores com diâmetro acima de 5 a 10 cm, significando que árvores pequenas e árvores grandes têm a mesma possibilidade de morte (LIEBERMAN *et al.*, 1985; SWAINE, 1990; GENTRY & TERBORGH, 1990). Este declínio logarítmico no número de árvores com o aumento do tamanho é uma consequência da dinâmica da floresta, permitindo a coexistência de árvores de diferentes tamanhos e o recrutamento de novos indivíduos (SWAINE, 1990; RANKIN-DE-MERONA *et al.*, 1990). Os resultados são consistentes com o quadro acima apresentado e típico de florestas tropicais em equilíbrio dinâmico (steady state) (SWAINE *et al.*, 1987; WHITMORE, 1998) com a variação observada na mortalidade e recrutamento dos indivíduos podendo ser mais associada a flutuações periódicas (MANOKARAN & KOCHUMNEM, 1987) do que em resposta a processos de reconstrução pós-distúrbio (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; APPOLINÁRIO *et al.*, 2005) ou a mudanças sucessionais de longo prazo (GENTRY & TERBORGH, 1990; FOSTER, 1990). Como reforço a esta idéia se destaca a presença e manutenção de grande proporção de espécies de fases mais tardias, o que enfraquece a idéia de processos de reconstrução pós-

distúrbio. É possível também que o intervalo de 7 anos entre os censos não tenha sido grande o suficiente e desta forma, pode estar influenciando os dados em favor de taxas mais altas de mortalidade (SWAINE *et al.*, 1987). O tamanho do fragmento também não deve ser negligenciado, já que este pode exercer influência direta sobre a persistência das espécies. Populações pouco abundantes podem ser afetadas por processos a nível da população, através de eventos genéticos e/ou demográficos (GILPIN & SOULÉ, 1986) e processos a nível da comunidade como a perda de polinizadores e ou dispersores de sementes podem comprometer a reprodução e o estabelecimento (AIZEN & FEINSINGER, 1994).

O surgimento de clareiras constitui parte da dinâmica natural de florestas tropicais e diferentes processos a exemplo de senescência, ataque de patógenos, herbivoria, etc, podem conduzir à morte de árvores, condicionando a abertura de claros na floresta. Além de importantes para o crescimento e estabelecimento de muitas espécies, ao proporcionarem o surgimento de ambientes ricos em luz dentro do sub-bosque sombreado da floresta (HARTSHORN, 1978; DENSLOW, 1985, 1987; HUBBELL & FOSTER, 1990; PHILIPS *et al.*, 1994), estes ambientes também podem reduzir a dominância de espécies competitivamente superiores (CONNELL, 1978). A queda de uma árvore ou de partes desta pode significar que outras árvores imediatamente caíam ao serem carregadas juntas na queda ou que a abertura da clareira favoreça a queda de outros indivíduos nos anos seguintes (LIEBERMAN *et al.*, 1985; DENSLOW, 1987; SWAINE *et al.*, 1987). Neste estudo a biomassa, medida em termos de área basal, apresentou uma tendência à estabilidade na amostra como um todo, porém com perdas proporcionalmente maiores no Interior do que na Borda. Duas situações percebidas na região mais interna podem estar interferindo nos resultados. Queda em maior número de indivíduos das maiores classes de diâmetro e crescimento negativo de

alguns indivíduos. A presença de uma clareira nesta região, já notificada à época do primeiro censo (PESSOA & OLIVEIRA, 2006), possivelmente influenciou a queda de indivíduos localizados em sua borda e daqueles danificados. Perdas de biomassa acompanhadas ou não por reduções na densidade de indivíduos podem estar ligadas à queda de árvores de grande porte (SHEIL *et al.*, 2000), portanto é possível que estas relações possam estar ocorrendo na área. Como o crescimento negativo não foi observado em indivíduos mais antigos, não se acredita que os resultados estejam relacionados ao fato já relatado para outras florestas tropicais onde taxas frequentemente negativas foram observadas em indivíduos senescentes ou próximos da morte (SWAINE *et al.*, 1987). Outro fator possível seriam as características edáficas favorecendo o crescimento de espécies de menor tamanho ou limitando o tamanho de indivíduos mesma espécie, que poderiam responder por variações em área basal em regiões diferentes de uma mesma área (KORNING & BALSLEV, 1994). Uma possível influência de características do solo no crescimento negativo parece pouco provável, considerando que não foram encontradas na área, variações grandes o bastante para provocar alterações significativas no crescimento de indivíduos (PESSOA, 2003). Portanto, ainda não são claras as causas de uma maior perda em área basal observada no interior do fragmento.

O valor de 31,7 ( $\geq 5$  cm DAP) e de 29,5 anos ( $\geq 10$  cm DAP) para a meia-vida da comunidade arbórea deste fragmento está dentro da série de valores registrados para florestas tropicais, onde os valores estendem-se de 22,5 a 139,3 anos, (média de 46,5 anos) (PHILLIPS & GENTRY, 1994). O valor encontrado para este fragmento ( $\geq 10$  cm DAP) está muito próximo do obtido em um fragmento de 10 ha (meia-vida de 28 anos) na Amazônia Central (LAURANCE *et al.*, 1998a). Infelizmente o estudo não indica dados de parâmetros de dinâmica específicos ao fragmento que permitam outras

avaliações, o que seria bastante interessante considerando a área total de 11,07 ha e condições de isolamento entre este estudo e o citado. À semelhança do índice tempo de substituição, o índice acima mencionado também sofre forte influência do limite mínimo de DAP utilizado, além de depender da estrutura de classes e de diferenças locais na composição e tipos de perturbação natural (RANKIN-DE-MERONA *et al.*, 1990). Da mesma forma, não se deve negligenciar que taxas de mortalidade mais altas normalmente estão associadas a indivíduos mais jovens, que o crescimento e a sobrevivência de indivíduos jovens podem ser negativamente afetados pela proximidade de indivíduos adultos co-específicos e dentro da população as taxas de mortalidade podem mudar com o tamanho do indivíduo (HUBBELL & FOSTER, 1990).

No intervalo estudado, a comunidade não apresentou incremento em espécies, mas sim diminuição, com as perdas concentradas naquelas espécies que ocorreram com baixo número de indivíduos. Este fato sugere que problemas demográficos possam estar ocorrendo nas populações de algumas espécies, que por apresentarem número insuficiente de recrutas dificultam sua permanência na comunidade (PESSOA & OLIVEIRA, 2006). Em florestas fragmentadas o aparecimento de espaços e de condições que favoreçam e aumentem as chances de germinação e estabelecimento são em geral reduzidas (BENÍTEZ-MALVIDO, 1998; SCARIOT, 2000; LAURANCE *et al.*, 2001a), comprometendo assim a manutenção de populações de espécies em baixa densidade. A presença de espécies em baixa densidade é mencionada como um aspecto característico as florestas tropicais (HUBBELL & FOSTER, 1986), porém estas espécies são mais propensas à extinção local, devido a variações ambientais e demográficas, problemas genéticos e eventos naturais (GILPIN & SOULÉ, 1986; NASON *et al.*, 1997). Como as árvores, em geral, vivem por muitos anos, muitas espécies podem responder lentamente à fragmentação, persistindo no local, apenas como indivíduos

adultos, por vários anos (FOSTER, 1990; GENTRY & TERBORGH, 1990; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 1998; LAURANCE *et al.*, 2006), porém com populações não viáveis (KAGEYAMA *et al.*, 1998). Assim, espécies assinaladas no segundo censo podem não estar mais presentes daqui a alguns anos ou constituírem populações de indivíduos testemunhos de épocas passadas.

A forma como cada espécie e cada indivíduo, durante o seu ciclo de vida, responde as mudanças locais nas condições ambientais determina em grande parte, a estrutura e a composição florística da floresta (SWAINE, 1990). Perturbações em pequena escala, a exemplo de clareiras têm se mostrado de grande importância neste sentido, devido a grandes variações na densidade que estes eventos podem proporcionar. Quando uma ou poucas árvores grandes caem, novos espaços são abertos permitindo o crescimento de muitas árvores pequenas e as alterações nas condições microclimáticas podem favorecer o estabelecimento de novas espécies, aumentando assim a diversidade de espécies no local (BROKAW, 1985; DENSLow, 1995). Como as espécies se diferenciam em suas necessidades para germinação, estabelecimento, crescimento e reprodução, os parâmetros dinâmicos da comunidade podem ser influenciados pela composição local de espécies, bem como a persistência da espécie pode ser ditada pelas condições ambientais do local. Mudanças demográficas e em crescimento observadas na comunidade espelham bem esta situação. Apenas três espécies foram responsáveis pelas maiores reduções em densidade, ou seja, o valor para a taxa de mortalidade teve influência direta destas espécies. A existência de uma clareira provocou a morte de espécies e estas não se fizeram representar entre as espécies recrutadas. Cautela na interpretação de relações entre a presença de clareiras e índice de mortalidade é necessária, pois muitas árvores podem morrer sem condicionar o surgimento de clareiras e de forma oposta, o aparecimento de uma única clareira pode ter sido ocasionado pela

morte de dezenas de árvores (LIEBERMAN *et al.*, 1985; LIEBERMAN *et al.*, 1990). Reconhecer em que momentos qual das situações pode estar preponderando seria importante para viabilizar a presença da espécie na comunidade, como também, realizar comparações do comportamento demográfico da espécie em diferentes localidades, como forma de avaliar o papel de diferenças espécie-específicas em parâmetros dinâmicos (SWAINE *et al.*, 1987; HUBBELL & FOSTER, 1990).

As espécies mais abundantes sinalizaram a preponderância de um padrão de redução na abundância e na área basal. Entre estas espécies a mortalidade foi proporcionalmente maior entre os indivíduos de maior diâmetro, resultando em valores superiores de perda de área basal em relação ao ganho pelo crescimento. A detecção de relações entre tamanho e mortalidade não tem sido possível em diversos estudos de florestas tropicais (GENTRY & TERBORGH, 1990; LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987) e, onde esta relação foi observada a mortalidade de grandes árvores foi associada com períodos de seca (HUBBELL & FOSTER, 1990) apesar de eventos de seca também estarem associados a mortalidade em árvores menores (HARTSHORN, 1990). O predomínio entre estas espécies de grupos ecológicos mais tardios, também pode oferecer um dado a mais, pois estes apresentam, preferencialmente, crescimento lento. Ou seja, o ganho anual em área basal proveniente do crescimento em diâmetro dos indivíduos, é baixo.

Analogias entre grupos ecológicos e mudanças demográficas nestas mesmas espécies mostraram baixo quantitativo de espécies pioneiras. A baixa abundância de espécies pioneiras tem sido relacionada, em florestas tropicais, a condições de pouca perturbação (HARTSHORN, 1980), embora também seja associada à fases de recuperação pós-distúrbio (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; WERNECK *et al.*, 2000; SHEIL *et al.*, 2000; GOMES *et al.*, 2003; WERNECK & FRANCESCHINELLI, 2004;



OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007). O histórico da área não aponta para eventos drásticos na comunidade, as grandes transformações limitadas a matriz de habitat e a região do limite entre a floresta e a matriz. É fato que a perda da cobertura florestal que anteriormente recobria a matriz pode ter significado oscilações na temperatura e umidade do ar, bem como na velocidade do vento, principalmente nas regiões mais próximas ao entorno do fragmento, como também que com a quebra do contínuo de vegetação diversas interações podem ter sido perdidas ou seriamente alteradas. Porém, é plausível supor que a baixa abundância de espécies deste grupo esteja relacionada a condições de pouca perturbação dentro do fragmento, onde a estrutura da floresta condiciona ambientes menos favoráveis à germinação e crescimento destas espécies.

A despeito da instabilidade observada na abundância da comunidade como um todo não foi detectado uma heterogeneidade espacial significativa entre a região mais externa e a mais interna do fragmento. As variações não parecem ocorrer preferencialmente na região da borda, como observado em outros estudos (WILLIAMS-LINERA, 1990; FERREIRA & LAURANCE, 1997; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997) e sim decorrentes da própria dinâmica da floresta, através da queda de partes de árvores ou da árvore inteira. A presença de heterogeneidade espacial tem sido associada à existência de espécies que pelo conjunto de suas características e necessidades tenderiam a ocorrer preferencialmente em determinado ambiente (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; APPOLINÁRIO *et al.*, 2005; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007). No presente caso, a resposta das espécies a um ambiente estruturalmente mais homogêneo, se refletiu na não observância de espécies preferenciais de Borda ou de Interior.

## CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no intervalo entre 1999 e 2006 sugerem uma comunidade em equilíbrio dinâmico e alertam para a possibilidade de baixa resiliência desta comunidade. As mudanças observadas nas taxas de dinâmica foram, em geral, similares tanto na região da borda como na parte mais interna do fragmento. Esta observação sugere que o tempo decorrido desde a criação da borda possa ter sido suficiente para abrandar os efeitos vinculados ao surgimento da borda, tornando a dinâmica das duas regiões muito semelhantes.

O surgimento de clareiras de pequena dimensão permite a auto-perpetuação de espécies de fases mais tardias e o estabelecimento e crescimento de umas poucas espécies iniciais, cujas necessidades para germinação e crescimento são atendidas, preferencialmente, com o surgimento de clareiras de diâmetros maiores. As variações em abundância embora com ligeira inclinação a favor da mortalidade não se mostraram suficientes para o registro de diferenças significativas, sugerindo que estas variações estejam associadas a flutuações periódicas e não em resposta a processos de reconstrução pós-distúrbio.

As transformações ocorridas na comunidade tiveram reflexo na composição arbórea, com redução da diversidade de espécies. Nove espécies que ocorriam em baixa densidade desapareceram, sinalizando a possibilidade de um destino semelhante para muitas das espécies que se fazem presentes em baixa densidade na área. Deve-se salientar, que o tamanho reduzido do remanescente aliado às condições da matriz de habitat vizinha a este, são fatores que tornam este sistema mais vulnerável a incêndios, inundações e ventanias ocasionais. Isto é, um sistema menos resistente a eventos estocásticos.

A composição da comunidade é caracterizada pelo predomínio de espécies de vida longa. Devido a este fato, os resultados obtidos devem ser vistos com cautela, pois o intervalo entre os censos pode não ter sido suficientemente extenso para acusar mudanças em todas as populações. Assim, é possível que após um novo levantamento alguns resultados aqui colocados possam ser alterados. Isto reforça a importância da realização de estudos de longo prazo, para o entendimento da dinâmica de comunidades florestais.

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO NA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE  
ESPÉCIES ARBÓREAS NA PLANÍCIE COSTEIRA DO ESTADO DO RIO DE  
JANEIRO, RJ, BRASIL**

## INTRODUÇÃO

A fragmentação e degradação da vegetação anteriormente contínua é uma realidade mundial observada em todas as regiões do globo cobertas por florestas tropicais (WHITMORE, 1997) e esta comprovação tem aumentado o interesse em estudos voltados para as consequências da fragmentação sobre a conservação da biodiversidade (WALDHOFF & VIANA, 1993; STOUFFER & BIERREGAARD, 1995a, 1995b; TABANEZ *et al.*, 1997; METZGER *et al.*, 1997; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; BERNACCI *et al.*, 1998; VIANA & PINHEIRO, 1998; BROKAW, 1998; METZGER *et al.*, 1999; NASCIMENTO *et al.*, 1999; SIH *et al.*, 2000; GASCON *et al.*, 2001; RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003, FAHRIG, 2003).

Como os ambientes naturais são sistemas dinâmicos, estes apresentam diferentes cenários no espaço e no tempo, em resposta às mudanças naturais ou antrópicas que ali ocorrem. Esta variação amplia opções e oportunidades de espaços possíveis de ocupação e diversifica a gama de prováveis ocupantes (SOUSA, 1984; DENSLOW, 1985, DALLING *et al.*, 1998). Neste sentido, a biodiversidade não pode ser vista como algo inalterado, isto é, a composição e a abundância das espécies sofrem mudanças, e sua dimensão varia no tempo e no espaço. A perda de diversidade biológica vem, ao longo do último século, sendo agravada pela expansão desordenada das cidades, ocupação descontrolada das áreas naturais e condições desiguais da sociedade (FAO, 2007). Entre os principais processos responsáveis pela diminuição da biodiversidade, a perda e a fragmentação de habitats figuram entre um dos mais preocupantes, ao lado das mudanças climáticas cuja importância é foco de ampla divulgação e reconhecimento na última década (SAUNDERS *et al.*, 1991, FAHRIG, 2003; BUCKERIDGE *et al.*, 2008). A introdução de espécies e doenças exóticas, a

exploração excessiva das espécies, o emprego de híbridos e monoculturas e a contaminação do solo, água e atmosfera por poluentes também são reconhecidos como fortes agentes influenciadores para a perda de biodiversidade (DIAS, 2001).

As florestas submontanas situadas sobre as pequenas elevações ou morrotes, os chamados mares de morros da região central da planície costeira do estado do Rio de Janeiro, foram intensamente devastadas por diferentes usos ao longo dos dois últimos séculos (LAMEGO, 1946). Nas últimas décadas, a atividade pecuarista vem sendo a principal fonte de modificação desta paisagem. Como observado em outras florestas tropicais, estas florestas também apresentam uma parte significativa de suas espécies ocorrendo em baixa densidade, isto é, com poucos indivíduos por unidade de área (CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007; NEVES & PEIXOTO, 2008; CARVALHO *et al.*, 2008). Modificações surgidas com a fragmentação, como variações ambientais e demográficas, problemas genéticos e eventos naturais, tornam estas espécies mais propensas à extinção local (GILPIN & SOULÉ, 1986; NASON *et al.*, 1997), já que suas pequenas populações são mais suscetíveis às transformações impostas ao ambiente, dificultando assim a permanência destas espécies. Assim, este fato aliado às mudanças surgidas no processo de fragmentação, tem forte significado tanto sobre a estrutura e a composição florística destas áreas como também sobre a riqueza de espécies.

O processo de substituição de extensas áreas de floresta por outros ecossistemas dando surgimento a manchas isoladas de floresta, geralmente implica em graves consequências deletérias para muitas espécies da flora e fauna da floresta original (MEFFE *et al.*, 1997; PRIMACK, 1993). Perturbações antrópicas constantes constituem fonte importante de ameaça à biodiversidade em regiões onde há décadas a degradação vem ocorrendo (TURNER *et al.*, 1996; TURNER, 1996). Entre os fatores

advindos da fragmentação, o efeito de borda, o impedimento ou redução na taxa de migração entre fragmentos, a diminuição do tamanho populacional efetivo, com consequente perda de variabilidade genética e a invasão de espécies exóticas, estão entre os principais mecanismos de deterioração de paisagens florestais e perda de espécies a estas associadas (TURNER, 1996; TURNER & COLLET, 1996). Em contraste com a vegetação original, os fragmentos são descontínuos e geralmente de área muito reduzida e os organismos que persistem no fragmento ficam expostos às condições de um ecossistema vizinho diferente e, conseqüentemente, ao que tem sido chamado “efeitos de borda” (MURCIA, 1995). Alterações microclimáticas associadas a este processo tais como aumento na exposição ao vento, intensidade de luz e umidade do ar, podem afetar a densidade e distribuição de espécies de plantas e animais e as interações entre as espécies (LOVEJOY *et al.*, 1986; SAUNDERS *et al.*, 1991; MURCIA, 1995; AIZEN & FEINSINGER, 1994). Como em florestas tropicais as interações mutualísticas são bastante frequentes, a fragmentação florestal pode derivar altas taxas de extinção (BAWA, 1990; AIZEN & FEINSINGER, 1994). As conseqüências genéticas e ecológicas da fragmentação dependem se a fragmentação resulta ou não no isolamento genético total do habitat isolado, quando então cada fragmento isolado torna-se demograficamente independente, podendo ocorrer extinção local com perda da variabilidade genética por depressão de endocruzamento (TEMPLETON *et al.*, 1990; AIZEN & FEINSINGER, 1994). Assim, a fragmentação é um processo normalmente ligado a uma redução na biodiversidade, embora o aumento ou a manutenção do número original de espécies também possam ocorrer (DESOUZA *et al.*, 2001).

Neste trabalho são colocadas as seguintes hipóteses: a) quanto maior a área do fragmento mais diversa é a composição florística e maior o número de espécies;

b) o isolamento do fragmento significa menores valores de riqueza de espécies e c) quanto maior o grau de perturbação do fragmento menor a diversidade.

Partindo-se do pressuposto de que a fragmentação provoca deterioração da paisagem com o isolamento das manchas florestais remanescentes e perda de espécies, são esperados os seguintes resultados, a serem levantados no presente estudo: menor riqueza de espécies nos fragmentos mais isolados, valores mais elevados de riqueza nos fragmentos com dimensões maiores e maior diversidade nos remanescentes menos perturbados.

## **MATERIAL E MÉTODO**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado em 7 fragmentos, com dimensões variando de 5 a 63 ha situados na região de influência da bacia hidrográfica do Rio São João, abrangendo áreas dos municípios de Silva Jardim e Casemiro de Abreu, estado do Rio de Janeiro. Duas áreas estão localizadas dentro de uma unidade de conservação do IBAMA, a Reserva Biológica de Poço das Antas, estando as demais dentro de fazendas particulares. Os fragmentos apresentam graus de isolamento diferenciados, podendo formar agrupamentos ou estarem situados próximos a outro remanescente ou bem afastados. A cobertura da matriz é campestre, constituída principalmente por gramíneas de uso em pastagens de gado, sendo pouco frequente a presença de árvores isoladas servindo como local de sombreamento para o gado. Informações mais detalhadas sobre cada um dos fragmentos são fornecidas na descrição geral da área de estudo.



## **Amostragem e Análises**

No levantamento do componente lenhoso foram amostrados sete fragmentos florestais. A escolha dos fragmentos foi feita sobre uma imagem de satélite englobando a região da APA da Bacia do Rio São João. A escolha procurou abranger fragmentos de diferentes tamanhos e graus de isolamento. Como na região predominam fragmentos perturbados de tamanhos médios e pequenos, buscou-se amostrar aqueles com menor perturbação e/ou maior tempo de regeneração pós-distúrbio. Foram escolhidos três fragmentos médios (63 a 24 ha) e quatro fragmentos pequenos (11 a 5 ha). O espaçamento mínimo, entre o fragmento amostrado e o fragmento vizinho mais próximo, foi de 65 m e o máximo de 262 m.

Para o levantamento dos dados florísticos foram implantados dois transectos de 10 m de largura e comprimento variado, de acordo com a extensão do fragmento, com orientações norte-sul e leste-oeste, subdivididos em parcelas contíguas de 10 x 25 m. O método de transecto foi escolhido de forma a incluir na amostragem a maior quantidade possível da heterogeneidade florístico-estrutural existente em cada um dos fragmentos. No fragmento de maior tamanho o transecto não pôde ser contínuo, devido às condições de grande declividade encontradas. No fragmento FT (5,19 ha) foram amostradas 18 parcelas (4.500 m<sup>2</sup>); no fragmento FSH1 (5,88 ha) 16 parcelas (4.000 m<sup>2</sup>); no fragmento FE (11,07 ha) 26 parcelas (6.500 m<sup>2</sup>); no fragmento FG (11,33 ha) 22 parcelas (5.500 m<sup>2</sup>); no fragmento FC (24,09 ha) 23 parcelas (5.750 m<sup>2</sup>); no fragmento FSH2 (33,25 ha) 33 parcelas (8250 m<sup>2</sup>) e no fragmento FSA (63,76 ha), 40 parcelas (1 ha) (ver tabela 3). Todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (1,30 m)  $\geq$  5 cm foram marcados; o material botânico foi coletado e foram registrados os dados referentes à altura e diâmetro. A presença de árvores mortas ainda em pé foi anotada.

Na identificação do material botânico, a classificação seguiu o sistema APG II (2003), com a inclusão dos gêneros nas famílias baseada em SOUZA & LORENZI (2008), sendo utilizada consulta a especialistas, a literatura e à coleção do herbário do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB), onde foi depositado o material testemunho. Os materiais cuja identificação ao nível de espécie ainda não foi possível foram categorizados como morfoespécies.

Como a área amostral teve tamanhos distintos em cada um dos fragmentos, foi construída uma curva de rarefação de espécies baseada em indivíduos para validar as comparações de riqueza entre as áreas, corrigindo eventuais distorções decorrentes dos tamanhos distintos das áreas amostrais (GOTELLI & COWELL, 2001). Nesta análise a curva é construída considerando a média do número de espécies em função do número de indivíduos amostrados. O programa EstimateS (COWELL, 2006) foi empregado no cálculo dos dados para a construção da curva.

No intuito de observar possíveis influências de efeitos da fragmentação sobre a predominância ou não de determinada síndrome de dispersão (TABARELLI *et al.*, 1999; SILVA & TABARELLI, 2000; SANTOS *et al.*, 2007) as espécies foram classificadas por síndromes de dispersão. Foi utilizada consulta a especialistas e a literatura, sendo adotada a terminologia empregada por van der PIJL (1982) e as espécies classificadas em anemocóricas, zoocóricas e autocóricas.

Na análise da composição florística entre cada um dos fragmentos foram empregados os seguintes métodos multivariados: a) uma análise de agrupamento utilizando o índice de Jaccard como medida de similaridade florística e para confecção do dendrograma o método de agrupamento das médias não ponderadas (UPGMA) e b) uma análise de correspondência para ordenação espacial dos dados e emprego de gráfico de dispersão para representação dos resultados. O programa FitopacShell versão

1.6.4 (SHEPHERD, 2006) foi utilizado na elaboração das análises. O método denominado Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla – MRPP (QUINN & KEOUGH, 2002) foi empregado na comparação da composição florística entre grupos de fragmentos, tendo como medida a similaridade de Jaccard. Duas análises foram realizadas, a primeira agrupando os fragmentos por tamanho, originando dois grupos, fragmentos médios e fragmentos pequenos. A segunda análise agrupou os fragmentos por grau de perturbação, formando três grupos: baixa, intermediária e alta. Na elaboração da análise foi utilizado o programa PC-Ord versão 5.0 (MCCUNE & MEFFORD, 1999). Na análise da diversidade foram considerados dois componentes da diversidade: a  $\alpha$  diversidade, isto é a diversidade dentro da comunidade e a  $\beta$  diversidade, a diversidade entre comunidades (MAGURRAN, 2004). No cálculo da  $\alpha$  diversidade foi utilizado o índice de Shannon e o índice de similaridade de Jaccard empregado na avaliação da  $\beta$  diversidade, sendo o índice de  $\beta$  diversidade derivado do resultado do índice de similaridade de Jaccard subtraído de 1 (MAGURRAN, 2004). Como a similaridade refere-se a diferenças em termos da composição de espécies entre locais, ela pode ser vista como uma medida de  $\beta$  diversidade, e desta forma, quanto menor a similaridade entre as áreas maior sua  $\beta$  diversidade (MAGURRAN, 2004). A escolha do índice de Jaccard foi devido a sua ampla utilização e por este realçar as diferenças entre as áreas, ao dar menor peso as espécies comuns entre as áreas (MAGURRAN, 1988). A equabilidade de Pielou (J), isto é a uniformidade na abundância das espécies, também foi medida.

O teste de correlação de Spearman (ZAR, 1996) foi empregado para verificar correlações entre o tamanho da área e a riqueza de espécies e entre o isolamento e a riqueza de espécies. Para verificar a existência de independência entre o número de espécies e o número de indivíduos, nas diferentes categorias de síndromes de dispersão,

e o tamanho dos fragmentos, médios e pequenos, foi utilizado o teste do qui-quadrado (ZAR, 1996).

## RESULTADOS

Nos sete fragmentos estudados, que juntos totalizaram uma área amostral de 4,44 ha foram levantados 6.104 indivíduos distribuídos entre 454 espécies, 54 famílias e 183 gêneros. O elevado percentual de materiais em estado vegetativo (132 materiais) contribuiu para que uma parte do mesmo permanecesse identificada a nível de família ou gênero (102 materiais ou 22%) ou mesmo sem identificação alguma (30 materiais ou 7%). As famílias Myrtaceae (22 morfoespécies) e Lauraceae (20 morfoespécies) foram aquelas onde o fato foi mais percebido, embora tivessem contado com a ajuda dos especialistas na identificação.

No que concerne à representatividade das espécies em famílias e gêneros, os dados para a área total amostrada apontam as famílias Myrtaceae (67 espécies), Lauraceae (52), Fabaceae (43), Annonaceae (19), Sapotaceae (18), Rubiaceae (17), Euphorbiaceae (16), Meliaceae (13), Chrysobalanceae (11), Apocynaceae (11) e Malpighiaceae (10) como as de maior riqueza de espécies e estas representaram 61% do total de espécies amostradas. Este quadro, com ligeiras modificações pode ser observado em cada um dos fragmentos estudados, sendo as famílias Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae as de maior expressão (tabela 1). Entre os gêneros identificados os mais diversos foram *Eugenia* (24 espécies), *Ocotea* (17), *Pouteria* (8), *Trichilia* e *Casearia* (7), *Miconia* e *Maytenus* (6) e *Annona*, *Guatteria*, *Licania*, *Erythroxylum*, *Inga*, *Calyptanthus*, *Marlierea*, *Myrcia* e *Psychotria* (5). Porém, quando à representatividade destes gêneros é analisada para cada um dos fragmentos apenas os

Tabela 1 – Famílias e gêneros de maior riqueza de espécies arbóreas em sete fragmentos de floresta submontana da bacia do rio São João, estado do Rio de Janeiro, Brasil. S= número de espécies; % percentual da riqueza total.

Locais	Total		FSA		FSHII		FC		FG		FE		FSHI		FT	
	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%	S	%
Família																
Myrtaceae	67	14,7	26	14,3	20	10,8	4	3,5	19	11,6	14	9,3	30	18,9	8	8,7
Lauraceae	52	11,4	20	11,0	25	13,5	12	10,6	29	17,7	14	9,3	17	10,7	7	7,6
Fabaceae	43	9,4	20	11,0	17	9,2	12	10,6	16	9,8	15	10,0	13	8,2	13	14,1
Annonaceae	19	4,2	7	3,8	5	2,7	6	5,3	9	5,5	9	6,0	5	3,1	2	2,2
Sapotaceae	18	4,0	12	6,6	9	4,9	5	4,4	7	4,3	6	4,0	7	4,4	7	7,6
Rubiaceae	17	3,7	6	3,3	6	3,2	1	0,9	6	3,7	8	5,3	6	3,8	1	1,1
Euphorbiaceae	16	3,5	10	5,5	9	4,9	5	4,4	7	4,3	6	4,0	7	4,4	7	7,6
Meliaceae	13	2,9	4	2,2	4	2,2	5	4,4	4	2,4	6	4,0	5	3,1	1	1,1
Chrysobalanaceae	11	2,4	5	2,8	5	2,7	-	-	8	4,9	6	4,0	4	2,5	2	2,2
Apocynaceae	11	2,4	6	3,3	5	2,7	2	1,8	2	1,2	2	1,3	2	1,3	3	3,3
Malpighiaceae	10	2,3	1	0,5	1	0,5	7	6,2	-	-	-	-	1	0,6	3	3,3
Gênero																
Eugenia	24	13,1	10	9,9	10	9,5	3	4,2	9	9,6	9	9,0	12	13,6	4	5,6
Ocotea	17	9,3	7	6,9	9	8,6	4	5,6	14	14,9	8	8,0	7	7,9	3	4,2
Pouteria	8	4,4	6	5,9	5	4,8	-	-	3	3,2	3	3,0	3	3,4	2	2,8
Casearia	7	3,8	3	3,0	3	3,0	4	5,6	2	2,1	2	2,0	4	4,5	1	1,4
Trichilia	7	3,8	2	2,0	3	3,0	2	2,8	1	1,1	3	3,0	2	2,3	-	-
Maytenus	6	3,3	1	1,0	2	2,0	1	1,4	1	1,1	2	2,0	1	1,1	2	2,8
Miconia	6	3,3	2	2,0	3	3,0	2	2,8	2	2,1	1	1,0	3	3,4	3	4,2
Marlierea	5	2,8	3	3,0	1	1,0	-	-	-	-	1	1,0	2	2,3	-	-
Myrcia	5	2,8	3	3,0	1	1,0	-	-	-	-	1	1,0	3	3,4	2	2,8
Calyptranthes	5	2,8	-	-	1	1,0	-	-	1	1,1	2	2,0	4	4,5	-	-
Annona	5	2,8	3	3,0	-	-	2	2,8	3	3,2	2	2,0	-	-	-	-
Guatteria	5	2,8	2	2,0	1	1,0	3	4,2	1	1,1	1	1,0	3	3,4	1	1,4
Inga	5	2,8	2	2,0	1	1,0	3	4,2	2	2,1	2	2,0	-	-	1	1,4
Licania	5	2,8	4	4,0	4	4,0	-	-	4	4,2	3	3,0	3	3,4	1	1,4
Psychotria	5	2,8	3	3,0	2	2,0	-	-	-	-	2	2,0	3	3,4	1	1,4
Erythroxylum	5	2,8	1	1,0	2	2,0	1	1,4	2	2,1	3	3,0	1	1,1	1	1,4

gêneros *Ocotea* e *Eugenia* surgem com maior expressividade (tabela 1). Uma avaliação das 10 espécies mais significativas em termos de indivíduos para cada um dos fragmentos (tabela 2), indica uma distribuição muito desigual tanto em termos numéricos quanto de locais de ocorrência. De fato, apenas as espécies *Mabea piriri*, *Astrocaryum aculeatissimum*, *Cupania racemosa*, *Casearia arborea*, *Bathysa mendoncaei*, *Helicostyles tomentosa*, *Pogonophora schomburgkiana*, *Cabralea canjerana*, *Siparuna reginae* e *Aparisthimium cordatum* ocorreram em quatro ou mais fragmentos portando 10 ou mais indivíduos.

Os resultados obtidos para cada um dos fragmentos sugerem uma relação positiva entre a área total do fragmento e o número de espécies e ou gêneros, ou seja, quanto maior a área do fragmento maior o número de espécies e gêneros. A exceção foi dada pelo fragmento FC, um dos dois fragmentos mais perturbados; esta tendência também não foi observada na composição de famílias (tabela 3).

Tabela 2 – Relação das dez espécies arbóreas mais significativas para sete fragmentos na região da bacia do rio São João, estado do Rio de Janeiro, Brasil. Ni= número de indivíduos; VI= posição em valor de importância.

	FSA		FSH II		FC		FG		FE		FSH I		FT	
	Ni	VI	Ni	VI	Ni	VI	Ni	VI	Ni	VI	Ni	VI	Ni	VI
<i>Mabea piriri</i>	159	1°	54	2°	0		38	2°	48	4°	49	1°	3	
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	174	2°	64	4°	47	3°	20	9°	22	10°	29	3°	22	2°
<i>Cupania racemosa</i>	122	3°	90	1°	59	2°	-		2		11	9°	35	3°
<i>Casearia arborea</i>	69	4°	11		10		22		4		9		11	10°
<i>Lacistema pubescens</i>	35	6°	14		11		-		-		9		5	
<i>Brosimum guianense</i>	29	9°	1		-		3		8		3		1	
<i>Guarea guidonea</i>	27		-		12		-		2		-		1	
<i>Bathysa mendoncae</i>	26		83	5°	-		19		18		11		-	
<i>Aniba firmula</i>	25	8°	21		5		4		2		3		1	
<i>Cecropia hololeuca</i>	25	10°	-		-		3		-		-		-	
<i>Helicostyles tomentosa</i>	24		77	3°	-		29	5°	33	6°	46	2°	1	
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	22		49	6°	5		1		6		11		21	7°
<i>Rinorea guianensis</i>	14		40	8°	-		6		12		1		1	
<i>Guapira opposita</i>	5		29	7°	-		16	10°	17	9°	9		3	
<i>Pouteria glomerata</i>	9		28		-		2		1		2		-	
<i>Cabrlea canjerana</i>	10		23	9°	1		16	7°	2		14	5°	-	
<i>Siparuna reginae</i>	24	7°	23	10°	26	10°	14		6		10		-	
<i>Xylopi sericea</i>	22	5°	2		77	1°	2		1		11	6°	4	
<i>Cupania furfuracea</i>	6		6		29	4°	-		3		2		18	8°

continuação

<i>Guatteria</i>	3	6	22	6°	-	-	2	7	
<i>campestris</i>									
<i>Nectandra</i>	17	-	15		-	0	-	16	6°
<i>oppositifolia</i>									
<i>Senefeldera</i>	20	1	-		161	1°	242	1°	2
<i>verticillata</i>									
<i>Anaxagorea</i>	-	-	-		-		97	2°	-
<i>dolichocarpa</i>									
<i>Actinostemum</i>	-	-	-		29	8°	78	3°	1
<i>verticillatum</i>									
<i>Faramea</i>	-	-	-		-		52	5°	-
<i>truncata</i>									
<i>Ecclinusa</i>	7	12	-		12		26	7°	3
<i>ramiflora</i>									
<i>Aparisthium</i>	18	12	-		-		21		12
<i>cordatum</i>									
<i>Tetraplandra</i>	-	5	-		23	4°	11		7
<i>leandrii</i>									
<i>Miconia</i>	9	1	9		-		1		5
<i>cinnamomifolia</i>									
<i>Balizia</i>	2	6	-		-		1		4
<i>pedicellaris</i>									
<i>Tapirira</i>	3	10	2		-		3		10
<i>guianensis</i>									
<i>Chamaecrista</i>	3	11	-		6		2		3
<i>ensiformis</i>									
<i>Pseudopiptadenia</i>	5	8	14	5°	3		8		8
<i>contorta</i>									
<i>Cybistax</i>	21	3	14	7°	-		-		2
<i>anthysiphilitica</i>									
<i>Artocarpus</i>	-	-	15	8°	-		-		-
<i>heterophylus</i>									
<i>Annona</i>	3	-	14	9°	-		-		-
<i>dolabripetala</i>									0



continuação

<i>Copaifera langsdorfii</i>	1	3	-	1		2	9	7°	-
<i>Andradea floribunda</i>	-	-	-	9	3°	2	1		-
<i>Martiodendron mediterraneum</i>	-	-	-	2	6°	7	-		-
<i>Pterocarpus rohrii</i>	4	1	3	2		6	8°	-	-

Tabela 3 – Características físicas e florísticas de sete fragmentos localizados na região da bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil

Fragmento	Área total (ha)	Área amostrada (ha)	Isolamento (m)	No. ind.	No. spp	No. fam.	No. gen.	H' (nat/ind.)	J
FSA	63,76	1	221	1459	182	39	101	4,05	0,78
FSH2	33,25	0,82	67	1092	185	42	105	4,18	0,80
FC	24,09	0,57	218	681	113	36	71	3,9	0,83
FG	11,33	0,55	105	818	164	40	94	4,12	0,81
FE	11,07	0,65	65	1074	150	42	100	3,68	0,73
FSH1	5,88	0,4	67	551	159	42	88	4,4	0,87
FT	5,19	0,45	262	429	92	31	71	3,98	0,88

A curva de rarefação de espécies baseada em indivíduos mostrou que para um mesmo número de indivíduos (neste caso o menor número de indivíduos amostrados) o aumento gradativo do número de espécies não segue o aumento em área do fragmento (figura 1). Isto permite sugerir a atuação e influência sobre os resultados demonstrados na curva, de outros fatores que não o esforço de amostragem.

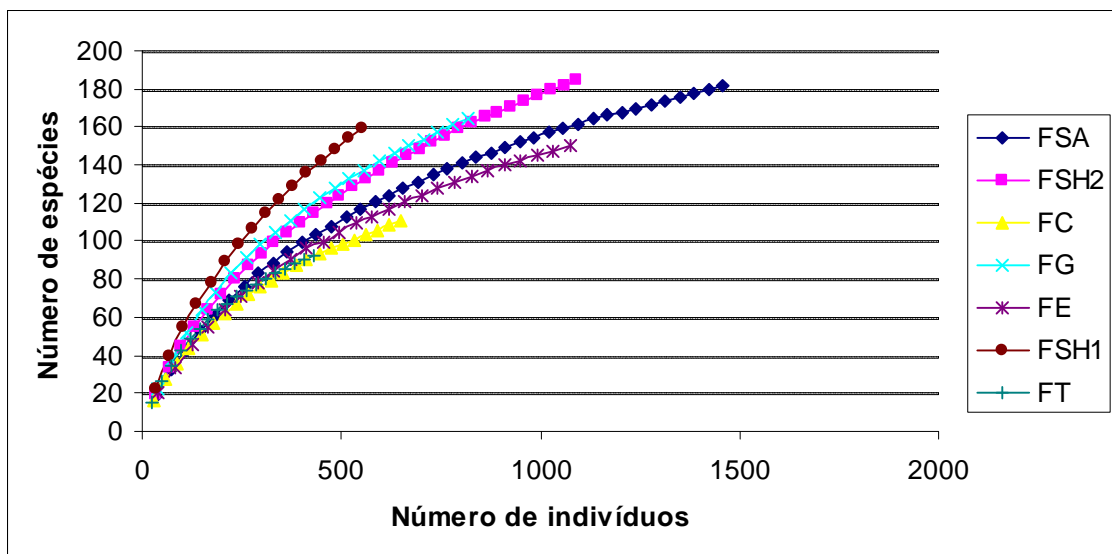


Figura 1- Curva de rarefação para o número de espécies arbóreas amostradas em sete fragmentos de floresta submontana na bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

A avaliação da  $\alpha$  diversidade para cada um dos fragmentos teve como resultado os seguintes valores para o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade ( $J$ ): FSH1 - 4,4 nats/ind., 0,87; FSH2 - 4,18 nats/ind., 0,80; FG - 4,12 nats/ind., 0,81; FSA - 4,05 nats/ind., 0,78; FT - 3,98 nats/ind., 0,88; FC - 3,90 nats/ind., 0,83 e FE - 3,68 nats/ind., 0,73. Os valores obtidos indicam áreas de alta diversidade de espécies. Como este índice considera em seus cálculos o número de espécies presentes e o número de indivíduos de cada uma das espécies (MAGURRAN, 1988), é provável que a densidade

das espécies esteja interferindo nos resultados, considerando a pequena dimensão do fragmento que obteve o maior valor de diversidade de espécies (FSH1). Para a  $\beta$  diversidade, aqui considerada em termos de medida de similaridade, os valores obtidos para o índice de similaridade de Jaccard foram baixos, variando entre 0,15 e 0,38. Portanto conferindo valores altos de  $\beta$  diversidade entre os fragmentos estudados, ao mesmo tempo os resultados também realçam a dissimilaridade entre o fragmento FC e os demais, pois este fragmento consistentemente apresentou os mais baixos valores (tabela 4). Assim, estes resultados espelham uma elevada diferenciação na composição de espécies entre estes fragmentos. De fato, 48% das espécies foram restritas a apenas um fragmento, 16% ocorreram em apenas 2 fragmentos e 21% foram observadas em 4 ou mais fragmentos (tabela 5). Os fragmentos FC e FG apresentaram os maiores percentuais de espécies exclusivas, com 30% e 26% respectivamente.

Tabela 4 - Similaridade florística entre sete fragmentos localizados na bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

	FT	FSH1	FSH2	FC	FG	FSA
FE	0,21	0,29	0,25	0,15	0,38	0,29
FT		0,23	0,26	0,21	0,15	0,26
FSH1			0,38	0,17	0,26	0,32
FSH2				0,20	0,28	0,39
FC					0,17	0,19
FG						0,24

A análise de agrupamento revelou a formação de dois grupos. Um primeiro grupo formado pelos fragmentos FSA, FSH2 e FSH1 e um segundo grupo formado pelos fragmentos FE e FG, com os fragmentos FC e FT aparecendo como grupos externos a estes dois agrupamentos (figura 2). A proximidade geográfica e o grau de perturbação são os fatores que, provavelmente, mais contribuem nas relações de similaridade nos grupos. De fato, os fragmentos FE e FG estão mais próximos em relação aos demais sendo aqueles em melhor estado de conservação. O outro grupo

formado pelos fragmentos FSA, FSH2 e FSH1 também apresenta níveis de perturbação semelhantes e maior proximidade geográfica. A análise de correspondência confirmou os resultados obtidos no dendrograma da análise de agrupamento evidenciando mais fortemente o afastamento do fragmento FC dos demais e uma provável condição intermediária do fragmento FT (figura 3).

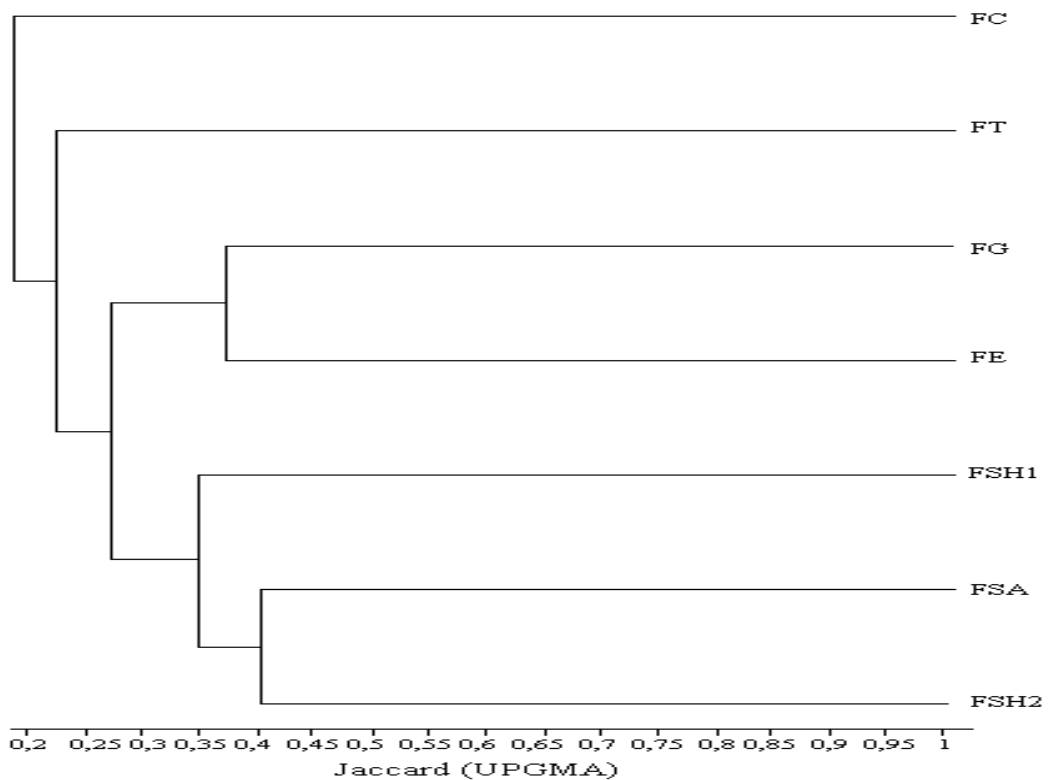


Figura 2 – Dendrograma produzido pelo critério de agrupamento (UPGMA) representando a similaridade da composição arbórea entre 7 fragmentos de floresta submontana localizados na bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

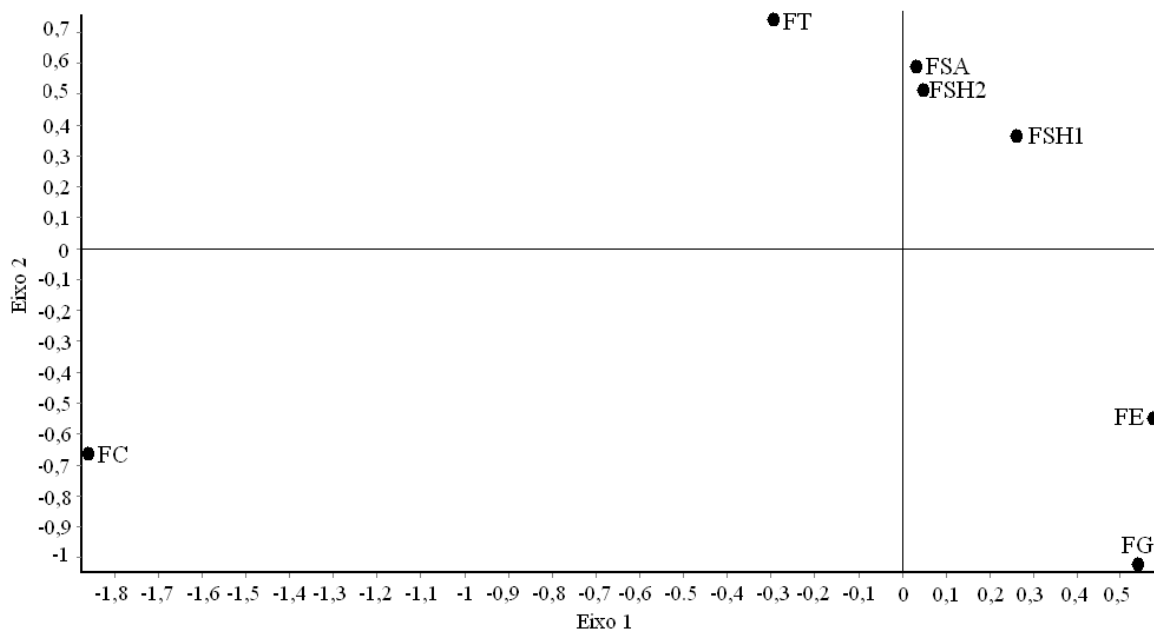


Figura 3 – Relações florísticas entre sete fragmentos de floresta submontana da bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil produzida pela análise de correspondência. O eixo 1 explicou 22,2% e o eixo 2 explicou 19,9% da variância nos dados.

Na análise da composição florística entre fragmentos de tamanho médio e fragmentos de tamanho pequeno, o resultado da MRPP indicou ausência de diferenças na composição entre fragmentos médios e pequenos ( $A = 0,002$ ,  $p = 0,46$ ). No entanto, a resposta produzida quando o grau de perturbação (ver descrição geral da área de estudo) foi considerado apontou diferenças significativas na composição florística entre os fragmentos ( $A = 0,165$ ,  $p = 0,01$ ). Estes resultados sugerem que, atualmente, a composição florística destes fragmentos pode estar sendo mais influenciada pelo grau de perturbação do que pelo tamanho do fragmento.

As análises realizadas para verificar relações entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies e entre isolamento do fragmento e riqueza de espécies não apoiaram as hipóteses levantadas de aumento da riqueza de espécies com o aumento da área do fragmento e de redução na riqueza de espécies com o aumento do isolamento dos fragmentos. Os valores obtidos para o coeficiente de correlação de Spearman não evidenciaram relações entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies ( $R=0,714$ ,

p = 0,07), bem como entre o isolamento do fragmento e a riqueza de espécies (R= -0,31, p = 0,05).

A distribuição das espécies por síndrome de dispersão encontrou 350 espécies zoocóricas, 55 anemocóricas e 11 autocóricas, sendo 4.704 indivíduos (77%) zoocóricos e 1.347 (22%) anemocóricos ou autocóricos (tabela 5).

A análise da composição de espécies por síndrome de dispersão aponta a existência de influência do tamanho do fragmento sobre estes parâmetros. Diferenças significativas foram registradas nas frequências esperadas de espécies zoocóricas e não zoocóricas (anemocóricas/autocóricas) entre fragmentos médios e pequenos ( $\chi^2= 19,02$ , p< 0,001) e de indivíduos zoocóricos e não zoocóricos entre fragmentos médios e pequenos ( $\chi^2 = 20,32$ , p< 0,001). No entanto, avaliando os valores obtidos para a frequência esperada e observada (tabela 6) pode ser visualizado que padrões esperados para fragmentos médios foram apresentados pelos fragmentos pequenos. Fragmentos pequenos apresentaram valores maiores do que o esperado para número de espécies e indivíduos com síndrome de dispersão zoocórica. Este fato sugere a possibilidade de atuação de outros fatores que não somente o tamanho do fragmento.

Tabela 6 – Número de espécies (S), número de indivíduos (Ni) e frequência esperada (esp.) de tipos de síndrome de dispersão em fragmentos da região da bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil.

<b>Tamanho do fragmento</b>	<b>Médio</b>				<b>Pequeno</b>			
	<b>S</b>	<b>esp</b>	<b>Ni</b>	<b>esp</b>	<b>S</b>	<b>esp.</b>	<b>Ni</b>	<b>esp.</b>
zoocoria	216	(257,6)	2416	(2503,1)	262	(220,3)	2228	(2140)
Anemocoria/barocoria	40	(50,1)	826	(756,7)	53	(42,9)	578	(647,2)

## DISCUSSÃO

A riqueza de espécies encontrada para o conjunto dos 7 fragmentos (454 espécies) corrobora a elevada riqueza de espécies arbóreas desta região como apontado por CARVALHO *et al.* (2008). Ao compilarem estudos de 20 fragmentos que ocorrem na região de influência da bacia do rio São João, estes autores encontraram um total de 460 espécies e apresentaram projeções de 599 e 647 espécies, segundo estimadores 'jackknife'. Se considerarmos que neste estudo o número de fragmentos avaliados é quase três vezes menor e que a inclinação da curva de rarefação de espécies baseada em indivíduos não demonstra estabilização, os resultados obtidos reforçam ainda mais a riqueza em espécies arbóreas desta região da floresta atlântica.

Nas áreas a riqueza em espécie das famílias Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae, Sapotaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae e Rubiaceae é bem marcante e caracteriza as florestas submontanas sobre morrotes da planície costeira do sudeste brasileiro (GUEDES, 1988; MELO *et al.*, 2000; SZTUTMAN & RODRIGUES, 2002; RODRIGUES, 2004; CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; PESSOA & OLIVEIRA, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007; NEVES & PEIXOTO, 2008; CARVALHO *et al.*, 2008). As famílias Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae também têm se destacado pela elevada riqueza específica em florestas submontanas situadas entre o sopé de serras e os limites interiores da planície costeira do estado do Rio de Janeiro (KURTZ & ARAÚJO, 2000; BORÉM & RAMOS, 2001; BORÉM & OLIVEIRA-FILHO, 2002; MORENO *et al.*, 2003). Este padrão de riqueza, com grande participação das famílias Myrtaceae, Fabaceae e Lauraceae, bem como dos gêneros *Ocotea* e *Eugenia* reforça os padrões apontados por OLIVEIRA FILHO & FONTES (2000) para as florestas de baixa altitude do sudeste brasileiro, nos quais estas famílias e gêneros

sobressaem entre os mais importantes. Além destas, outras famílias e gêneros observados neste estudo ocorrem na maioria dos estudos acima relacionados, sugerindo que a composição de famílias e gêneros destes remanescentes apresenta padrões florísticos similares àqueles observados em outras florestas desta formação.

Estudos têm apontado Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae como famílias indicadoras do estágio de regeneração, do grau de degradação ou do tamanho reduzido do remanescente (LEITÃO FILHO, 1993; TABARELLI & MANTOVANI, 1999b; TABARELLI *et al.*, 1999). Resultados similares foram obtidos neste estudo, com menores quantitativos de espécies de Myrtaceae e Lauraceae encontrados nos fragmentos mais alterados e redução de espécies de Fabaceae nos fragmentos de tamanhos menores (tabela 1). Se considerarmos que estas famílias, em especial Lauraceae e Myrtaceae, constituem fonte importante de recurso alimentar para animais frugívoros (TABARELLI & MANTOVANI, 1999a), as mudanças observadas podem ter efeitos diretos sobre a abundância e persistência de grupos animais (TERBORGH, 1992a), podendo vir a comprometer diferentes processos ecológicos nestas comunidades. É relevante salientar que a importância de Myrtaceae mostra estreita relação com as formações da costa atlântica, onde esta se apresenta com elevado padrão de riqueza (PEIXOTO & GENTRY, 1990). Ao passo que a altitude parece ser fator condicionante para a família Fabaceae, que tem sua importância aumentada nas florestas de baixa altitude (LIMA, 2000).

As desigualdades encontradas na representatividade numérica das espécies possivelmente estariam ligadas ao grau de perturbação e ao tamanho do fragmento. O papel do tamanho do fragmento estaria relacionado a uma maior ou menor disponibilidade de habitat, com fragmentos maiores, em média, apresentando maior variedade e quantidade de habitats e de recursos disponíveis, possibilitando assim a



presença de um maior número de espécies, bem como suportando, quando comparado a fragmentos menores, populações maiores (MACARTHUR & WILSON, 1967). Além de que fragmentos grandes teriam “zonas núcleo” distantes de efeitos negativos proporcionados pela borda, permitindo a existência de espécies que não toleram as condições mais extremas da região da borda (MURCIA, 1995; LAURANCE *et al.*, 1998b). As perturbações ao promoverem mudanças muitas vezes drásticas, normalmente reduzem o número de habitats na área, o que pode causar desajuste em relações mutualísticas com animais, a exemplo de polinização e dispersão de frutos e sementes (AIZEN & FEINSINGER, 1994), provocando diminuição no tamanho das populações. Mudanças na abundância das espécies também podem constituir uma resposta à perturbação, garantindo não só a permanência da espécie na área como também permitindo que o sistema continue funcionando. Assim espécies abundantes podem apresentar reduções, enquanto espécies pouco abundantes podem aumentar sua abundância (CREED, 2006). Nas ocasiões em que a intensidade e frequência das perturbações são intermediárias, um aumento na riqueza de espécies e na abundância das espécies pode ser observado, já que as condições reinantes permitiriam a coexistência de espécies generalistas e especialistas de habitat (CONNELL, 1978).

As análises estatísticas demonstraram ausência de diferenças significativas entre o tamanho do fragmento e a composição florística, bem como ausência de relações entre riqueza de espécies e tamanho ou isolamento do fragmento. Estes resultados não suportam as hipóteses levantadas de aumento da riqueza de espécies com o aumento da área do fragmento e de redução na riqueza de espécies com o aumento do isolamento dos fragmentos. Isto realça o fator perturbação, evidenciado em níveis diferenciados nos fragmentos, como forte influenciador das variações na composição e riqueza de espécies destes remanescentes, bem como chama atenção para a importância da interação entre

fatores. Um maior isolamento, necessariamente não significa um empobrecimento de espécies se o remanescente possui condições ambientais e dimensões suficientes para abrigar um maior número de espécies. De fato, os dados para o fragmento FSA sugerem que, apesar de seu maior afastamento do fragmento mais próximo, suas dimensões e condições intermediárias de perturbação permitem, atualmente, uma alta riqueza de espécies (CONNELL, 1978).

Os fragmentos apresentaram alta diversidade de espécies arbóreas com valores muito próximos ou ligeiramente menores, que os observados em diferentes trechos de floresta submontana da região ou do sudeste brasileiro. Em áreas consideradas alteradas ( $H' = 3,02$  a  $4,9$  nats/inds) (BORÉM & OLIVEIRA FILHO, 2002; RODRIGUES, 2004; CARVALHO *et al.*, 2006; GUEDES-BRUNI *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007), em regeneração ( $H' = 3,24$  nats/ind.,  $3,98$  nats/ind) (NEVES & PEIXOTO, 2008) ou bem conservadas ( $H' = 4,02$  a  $4,3$  nats/inds) (KURTZ & ARAUJO, 2000; SZTUTMAN & RODRIGUES, 2002; MORENO *et al.*, 2003). Analisando os valores obtidos neste índice para cada um dos fragmentos observa-se que a ordenação dos valores não segue um padrão de tamanho ou de grau de perturbação dos fragmentos. O maior e o menor valor foram alcançados por dois fragmentos pequenos, FSH1 e FE, sendo o primeiro mais perturbado que o segundo, e os dois fragmentos mais perturbados, FT e FC, tiveram valores superiores ao fragmento FE. Possivelmente a abundância das espécies na amostra deve estar atuando fortemente sobre os resultados, já que este índice utiliza em seus cálculos a proporção de indivíduos por espécie (MAGURRAN, 1988). De fato, o fragmento FE possui uma estrutura oligárquica, com alto percentual de espécies em baixa densidade. Apenas três espécies ocorrem em alta densidade, em especial *Senefeldera verticillata*, com duas vezes mais indivíduos do que a segunda espécie mais abundante. A maior dominância desta espécie também pode ter implicações sobre o

quantitativo de espécies que ocorrem neste fragmento. Sua alta dominância sugere que a espécie possui maior habilidade competitiva, portanto mais eficiente na exploração dos recursos e na ocupação dos espaços, desta forma diminuindo as chances de permanência ou eliminando outras espécies. Um estudo da dinâmica deste fragmento (ver capítulo 2) apontou que suas condições ambientais parecem bastante apropriadas para esta espécie, pois embora esta tenha apresentado a maior mortalidade (34 ind.) também apresentou o maior recrutamento (15 ind.). Assim, a menor diversidade observada possivelmente refletiria a dominância de umas poucas espécies. Por outro lado não deve ser descartada na avaliação da diversidade em cada um dos fragmentos, a atuação do fator perturbação. Perturbações promovem heterogeneidade espacial e temporal, favorecendo a coexistência de espécies com diferentes demandas por nutrientes, luz, temperatura e umidade, portanto atuando sobre a composição e diversidade da comunidade (DENSLOW, 1980, TERBORGH, 1992b). Assim, a hipótese inicial de diminuição da diversidade com o aumento do nível de perturbação, não foi apoiada, embora os dois fragmentos mais alterados tenham apresentado baixos valores. Como já indicado a abundância, isto é, o número de indivíduos com que as espécies se fazem representar na amostra, exerceu influência sobre os resultados.

As diferenças florísticas entre as comunidades evidenciadas pelo percentual de espécies exclusivas a apenas um local (48%), traduziram-se nos baixos valores de similaridade obtidos, indicando alta diversidade regional de espécies arbóreas (diversidade  $\beta$ ). Possivelmente este resultado possa ser reflexo dos diferentes graus de perturbação apresentados por estes fragmentos, condicionando assim alta heterogeneidade dentro e entre amostras. A influência da perturbação torna-se mais evidente pela maior proximidade dos valores ocorrendo de acordo com o grau de perturbação do fragmento (tabela 4), fato também indicado pela análise de permutação

que mostrou diferenças significativas na composição em relação ao nível de perturbação. Desta forma, fragmentos com nível de perturbação semelhante apresentam valores mais próximos, a exemplo dos fragmentos FE e FG. Alta diversidade  $\beta$ , devido a uma maior diferenciação florística promovida por grande heterogeneidade entre amostras e perturbação tem sido apontada por outros autores (FELFILI & FELFILI, 2001; PEREIRA *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2008).

As relações de similaridade entre os fragmentos, ainda que em níveis baixos, conduziram à formação de dois grupos. Como exposto acima, a formação destes grupos pode ser explicada pelo nível e/ou histórico de perturbação e, possivelmente também o seja pela proximidade e conectividade entre as áreas. A proximidade e a conectividade facilitarão a troca e a dispersão de propágulos entre as áreas, ou seja, quanto mais próximas e com conexões mais densas, maiores serão as chances de sucesso de eventos envolvendo deslocamento de espécies e/ou transferência de material reprodutivo ou genético (AIZEN & FEINSINGER, 1994; STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE, 1999; LOPES & BUZATO, 2007). Ao passo que áreas com nível e/ou histórico de perturbação semelhante teriam proporcionalmente mais possibilidade de apresentarem condições ambientais mais similares e espécies com características e exigências ecológicas parecidas. Portanto aumentam as chances de sucesso no estabelecimento e crescimento das espécies que ali aportam. A proximidade geográfica e o grau e/ou histórico de perturbação, também vêm sendo apontados como fatores favorecedores para a formação de grupos em outros estudos em Floresta Atlântica (CARVALHO *et al.*, 2006; PEREIRA *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2008). Como as condições climáticas e de relevo para a região onde estão localizados os fragmentos podem ser julgadas como semelhantes, estes fatores não foram considerados, embora sua contribuição já tenha sido apontada em formações de grupos

(SILVA *et al.*, 2008). Em se tratando dos fragmentos aqui abordados, o fator nível e/ou histórico de perturbação também estaria atuando na dissimilaridade, pois os dois fragmentos mais alterados constituíram elementos externos aos dois grupos formados.

Uma variável que não deve ser negligenciada, quando trabalhando em paisagens fragmentadas, refere-se à área que circunda o fragmento, denominada matriz de habitat. A importância da matriz sobre diferentes processos ecológicos que ocorrem nos fragmentos é bastante documentada (SAUNDERS *et al.*, 1991; METZGER, 1997; GASCON *et al.*, 1999; MESQUITA *et al.*, 1999; NASCIMENTO *et al.*, 2006). Dependendo do tipo da matriz, esta pode funcionar como um facilitador ou como uma barreira para o fluxo de espécies e propágulos, para a penetração de agentes de alterações como incêndios e espécies invasoras ou mesmo reduzindo os efeitos de borda (MESQUITA *et al.*, 1999; RICKETTS, 2001; SCARIOT, 2001; PIRES *et al.*, 2002). Não esquecendo que características biológicas da espécie, como tolerância, preferência de habitat e capacidade de dispersão também devem ser consideradas. À exceção dos fragmentos FE, FG, FSH1 e FSH2 que possuem uma faixa de conexão florestal em formação os demais são, totalmente ou em parte, circundados por áreas de pastagem. Assim, para a grande maioria destes fragmentos o ambiente da matriz possui fisionomia e composição florística totalmente diferente, o que poderia ou não estar dificultando os fluxos biológicos e facilitando a entrada de espécies de plantas e animais exóticos.

As relações entre tamanho dos fragmentos e riqueza de espécies e/ou indivíduos por síndromes de dispersão apresentaram relações significativas com o tamanho do fragmento (médio ou pequeno). No entanto, com frequência esperada maior para espécies zoocóricas nos fragmentos de menor tamanho. Resultados controversos já foram apontados a este respeito, com tendência ao declínio na proporção de espécies zoocóricas com a diminuição do tamanho do fragmento (TABARELLI *et al.*, 1999) e

maior proporção de espécies zoocóricas em fragmentos pequenos (SANTOS *et al.*, 2007). A qualidade da matriz é sugerida como fator de forte influência na riqueza e abundância deste grupo nos fragmentos de menor tamanho. De fato, a qualidade da matriz que cerca parte dos fragmentos FSH1, FE e FG, por ser mais estruturada, isto é, com presença de uma cobertura florestal ainda que pouca adensada, pode aumentar a conectividade destes fragmentos isto é, a capacidade de receberem fluxos biológicos de fragmentos vizinhos (METZGER, 2000). E quanto maior a similaridade estrutural entre a matriz e a região de borda do fragmento mais permeável o ambiente da matriz, permitindo o movimento de indivíduos de uma mesma espécie ou de diferentes espécies entre os fragmentos, portanto de processos de colonização e recolonização destas áreas (STOUFFER & BIERREGAARD, 1995a; HANSKI & GILPIN, 1997). A proximidade também seria outro importante fator facilitador, não apenas para os fragmentos pequenos como também para os fragmentos médios. A maior proximidade entre fragmentos aliada a uma matriz mais permeável, significa maior probabilidade de sucesso para aquelas espécies cujas sementes e ou frutos são dispersos por pequenos mamíferos (PIRES *et al.*, 2002). Embora em quantitativos menores, espécies e indivíduos zoocóricos também predominaram nos fragmentos médios. Possivelmente a presença de árvores isoladas na matriz, servindo como pontos de ligação (“stepping-stones”) e a extensão da distância entre fragmentos, contribuam para o predomínio deste grupo na totalidade dos fragmentos, possivelmente mediado principalmente, por pássaros e morcegos, dispersores de longa distância e com grandes áreas de forrageamento. A inesperada maior riqueza e abundância de espécies zoocóricas nos fragmentos menores, realçam o papel chave da estrutura da matriz interhabitat e do grau de isolamento na definição da riqueza e abundância de espécies zoocóricas para os fragmentos analisados.

## CONCLUSÃO

Diferentemente do que se esperava o tamanho dos fragmentos não parece estar relacionado à diversidade de espécies destes fragmentos, já que os fragmentos maiores não são necessariamente os mais diversos. A composição e a diversidade de espécies dos fragmentos parecem estar ligadas aos diferentes níveis de perturbação impostos a estas florestas, portanto relacionadas a características ambientais e diferentes estágios de regeneração da floresta.

A despeito de o tamanho do fragmento e o isolamento não terem apresentado relações significativas com a riqueza de espécies arbóreas, estes resultados não invalidam a participação da fragmentação sobre a composição e riqueza de espécies destes fragmentos. Como árvores, em média, vivem por muitos anos, possivelmente muitas espécies respondam lentamente a fragmentação, permanecendo vários anos no local como indivíduos adultos devido A sua longevidade (FOSTER, 1990; GENTRY & TERBORGH, 1990; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 2006).

Espécies zoocóricas constituem parte importante da riqueza regional de espécies arbóreas e sua predominância nos fragmentos estudados, enfatizam a participação da matriz e do grau de isolamento na composição de espécies destes fragmentos.

Embora apenas os fragmentos de maior tamanho sejam considerados importantes para a conservação, fragmentos médios ou pequenos também deveriam ser considerados, pela alta heterogeneidade florística que estes podem conter, devido às variações ambientes e perturbações sofridas por estas florestas (SANTOS *et al.*, 2007; ARROYO-RODRIGUEZ *et al.*, 2009). Assim, conforme ilustrado no presente estudo fragmentos médios e pequenos (< 100 ha) mostram-se essenciais para a manutenção da

biodiversidade em regiões de paisagem antropizada por serem capazes de suportar um número significativo de espécies, aumentando assim a probabilidade de sobrevivência do “pool” regional de espécies.



## DISCUSSÃO GERAL

Efeitos vinculados ao processo de fragmentação, como alterações no tamanho, o tempo desde o isolamento e o histórico de perturbação do fragmento e/ou de seu entorno mostraram-se como promotores importantes de alterações e variações observadas em diferentes níveis de organização: comunidade (capítulo 1, 2 e 3), guilda (capítulo 2 e 3) e população (capítulo 2). A combinação destes fatores ou de parte destes possibilitou a obtenção dos resultados encontrados a exemplo de alta diversidade  $\beta$  e de fragmentos pequenos apresentando riqueza de espécies superior a de fragmentos médios (capítulo 3), bem como de ausência de diferenças na dinâmica da comunidade entre a região da borda e do interior do fragmento (capítulo 2).

Três questões nortearam o estudo: como a fragmentação afeta a dinâmica da comunidade arbórea e de populações de árvores; o tamanho do fragmento influencia a composição florística e a riqueza de espécies e, o isolamento e a perturbação reduzem a diversidade.

A fragmentação florestal trouxe ao processo natural de dinâmica da comunidade a influência do efeito do espaço temporal transcorrido desde o isolamento do fragmento, do tamanho do fragmento e, da intensidade e frequência de modificações na matriz de hábitat vizinha ao remanescente. A dinâmica foi caracterizada por mudanças na estrutura da comunidade com redução no número de indivíduos independente da classe de tamanho e uma tendência a estabilidade em área basal. Em termos de composição, a comunidade apresentou diminuição no número de espécies, porém sem alteração na hierarquia das espécies dominantes, onde preponderaram espécies de grupos ecológicos mais tardios. Tempo de isolamento e transformações na matriz de habitat promoveram reestruturação da borda (MATLACK, 1994; KAPOV *et al.*, 1997) permitindo o crescimento de indivíduos sobreviventes, ao mesmo tempo que

minimizaram eventos de mortalidade normalmente observados em maior incidência nesta região (WILLIAMS-LINERA, 1990; FERREIRA & LAURANCE, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998 a e b; BAEZ & BALSLEV, 2007). A reestruturação da borda permitiu a presença e manutenção de espécies de fases mais tardias e estas por serem de ciclo de vida longo e apresentarem baixo incremento anual em diâmetro, contribuíram e levaram a tendência em estabilidade em área basal apresentada pela comunidade. O tamanho reduzido do fragmento e a borda estruturada também auxiliaram a existência de um ambiente estruturalmente mais homogêneo, com ocorrência de clareiras de pequena dimensão na porção mais interna do fragmento, o que se refletiu na ausência de espécies preferenciais por ambiente de borda ou de interior (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; APPOLINÁRIO *et al.*, 2007), em perdas proporcionalmente maiores de biomassa no interior e no favorecimento a presença de condições ambientais locais mais apropriadas a persistência de espécies climáticas tolerantes ou não à sombra, características de fases mais tardias do desenvolvimento de comunidades vegetais.

Na avaliação de variações na composição e riqueza de espécies em resposta ao tamanho do fragmento, a maioria das variações nestes dois aspectos pode ser atribuída mais fortemente à proximidade geográfica e ao grau de perturbação do remanescente, do que ao tamanho do fragmento. Na escala do fragmento, o tamanho da área possui um papel muito importante, visto que a este está associada uma série de fatores que irão contribuir para a presença, distribuição e abundância de espécies no remanescente (MACARTHUR & WILSON, 2001). Além disso, em populações menores o risco de extinção é aumentado por eventos estocásticos na demografia, genética e no ambiente (FISCHER & LINDENMAYER, 2007) e quanto menor o fragmento menor será a região nuclear mais preservada (MURCIA, 1995). Entretanto, a despeito da relevância do parâmetro tamanho da área, para a diferenciação qualitativa e quantitativa na

composição e riqueza de espécies observada entre os fragmentos amostrados este parâmetro teve sua importância diminuída. Maior heterogeneidade ambiental, condicionando áreas espacialmente mais diversas que abrigam maior variedade e número de espécies e a proximidade entre fragmentos, agindo como agente facilitador do movimento de fluxos biológicos entre manchas (FAHRIG, 2003; UEZU *et al.*, 2005) apareceram como fatores mais atuantes.

Em relação ao papel do isolamento e da perturbação na diversidade de espécies arbóreas os resultados encontrados indicam que o grau de perturbação do fragmento afetou a diversidade de espécies, em desacordo com o padrão esperado de uma relação positiva entre tamanho e diversidade (MACARTHUR & WILSON, 1967). O fato de alguns fragmentos de menor tamanho terem alcançado valores superiores a fragmentos maiores indica a forte atuação da heterogeneidade espacial. Perturbações provocam alterações na vegetação e nas condições ambientais, aumentando a heterogeneidade ambiental e espacial prévia do remanescente. Para muitas espécies as transformações podem ter sido de tal forma que as condições do habitat tornaram-se impróprias a sua permanência. Para outras, em geral aquelas espécies mais adaptadas a ambientes perturbados, as modificações teriam sido benéficas condicionando sua presença e/ou aumento de suas populações. Assim espécies de fases iniciais do processo sucessional podem ser beneficiadas, enquanto espécies de fases mais tardias poderão desaparecer ou apresentar drásticas reduções populacionais. Porém, perturbações dependendo de sua intensidade e frequência podem estar associadas à perda de habitat, podendo levar a reduções na abundância de espécies ou falhas no sucesso reprodutivo (LINDENMAYER & FISCHER, 2006). Desta forma, é possível que espécies hoje presentes nas áreas amostradas, ainda persistam por um tempo, porém, não sendo mais

capazes de se reproduzir ou ocorrendo apenas como indivíduos adultos (FOSTER, 1990; GENTRY & TERBORGH, 1990).

Portanto, para a paisagem aqui considerada as respostas da comunidade e de suas populações de espécies, em termos de ocorrência e abundância de espécies e de sua dinâmica, mostraram-se intimamente associadas e serem influenciadas por uma série de fatores em escala da paisagem e em escala local. Estes abrangeram desde as condições ambientais e estruturais do remanescente, até os níveis de contraste com a área circunvizinha e a quantidade e qualidade dos remanescentes de habitat na paisagem.

## CONCLUSÃO GERAL

As investigações conduzidas mostraram que as florestas submontanas da Bacia do Rio São João, embora estejam em uma paisagem bastante alterada, constituem áreas de grande diversidade biológica, portanto de grande interesse para a conservação da biodiversidade regional. Fragmentos pequenos e fragmentos médios se mostraram igualmente importantes, porém como fragmentos pequenos, em geral, podem apresentar maiores dificuldades para a permanência das espécies é importante que estratégias que aumentem a conectividade e facilitem eventos migratórios entre remanescentes sejam estimuladas.

Em vista dos resultados aqui colocados, medidas visando a conservação da diversidade desta região, deveriam considerar como de alta prioridade o incentivo à criação de RPPNs pelos proprietários rurais ou a adoção pelo poder público de ferramentas que estimulem os proprietários à preservação dos trechos florestados de suas propriedades.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H-J.; MAYAUX, P.; GALLEGO, J.; RICHARDS, T. & MALINGREAU, J-P. 2002. "Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests". *Science*, v. 297, pp. 999-1002.
- AIZEN, M.A. & FEINSINGER, P. 1994. "Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina". *Ecology* . v. 75, n.2, pp. 330-351.
- APG II, 2003. "An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants". *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 141, pp. 399-436.
- APOLINÁRIO, V., OLIVEIRA-FILHO, A. T. & GUILHERME, F. A. G. 2005. "Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest." *Revista Brasileira de Botânica*, v. 28, n 2, pp. 347-360.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V. & MANDUJANO, S. 2006. "The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico". *Biodiversity Conservation*, v.15, pp. 4159-4179.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V.; AGUIRRE, A.; BENÍTEZ-MALVIDO, J. & MANDUJANO, S. 2007. "Impact of rain forest fragmentation on the population of a structurally important palm species: *Astrocaryum mexicanum* at Los Tuxtlas, Mexico". *Biological Conservation*, v. 138, pp. 198-206.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F. & BENÍTEZ-MALVIDO, J. 2009. "Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest". *Conservation Biology*, v. 23, n. 3, pp. 729-739.
- BAEZ, S. & BALSLEV, H. 2007. "Edge effects on palm diversity in rain forest fragments in western Ecuador". *Biodiversity Conservation*, v. 16, pp. 2201-2211.
- BARLOW, J, GARDNER, T. A., FERREIRA, L. V. & PERES, C. A. 2007. "Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantations forests in the Brazilian Amazon". *Forest Ecology and Management*, v. 247, pp. 91-97.
- BAZZAZ, F. A. 1998. *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology*. Cambridge, Cambridge University Press.
- BAWA, K.S. 1990. "Plant-pollinator interactions in tropical rain forests". *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 21, pp. 399-422.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. 1998. "Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest". *Conservation Biology*, v.12, n. 2, pp. 380-389.

- BENÍTEZ-MALVIDO, J. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2003a. "Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia". *Conservation Biology*, v. 17, n. 2, pp. 389-400.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. & MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2003b. "Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments". *Biotropica*, v. 35, n. 4, pp. 530-541.
- BERNACCI, L.C.; GOLDENGERG, R. & METZGER, J.P. 1998. "Estrutura florística de 15 fragmentos florestais ripários da bacia do Jacaré-Pepira (SP)". *Naturalia*, v. 23, pp. 23-54.
- BORÉM, R.T.A. & RAMOS, D.P. 2001. Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma topossequencia alterada de uma área de floresta atlântica, no município de Silva Jardim-RJ. *Revista Árvore*, v. 25, n.1, PP. 131-140.
- BORÉM, R.T.A. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2002. "Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim, RJ, Brasil". *Revista Árvore*, v.26, n.4, pp. 727-742.
- BROKAW, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York, Academic Press. pp. 53-69.
- BROKAW, N.1998. "Fragments past, present and future". *Trends in Ecology and Evolution*, v. 13, n, 10, pp. 382-383.
- BROSI, B.J.; DAILY, G.C.; SHIH, T.M.; OVIEDO, F. & DURAN, G. 2008. "The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside". *Journal of Applied Ecology*, v. 47, pp. 773-783.
- BUCKERIDGE, M. S., AIDAR, M. P. M., MARTINEZ, C. A. & SILVA, E. A. 2008. "Respostas de plantas às mudanças climáticas globais". In: Buckridge, M.S (org.). *Biologia & Mudanças climáticas no Brasil*. capítulo 4, São Carlos, Brasil, Rima Editora.
- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T. & BRAGA, J. M. A. 2006. "Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ". *Acta Botanica Brasilica*, v. 20, pp. 727-740.
- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T. & BRAGA, J. M. A. 2007. "Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica

- submontana no município de Rio Bonito,RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho)". *Revista Árvore*, v. 31, pp. 717-730.
- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. 2008. "Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do Rio São João, RJ, Brasil". *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 4, pp. 929-940.
- CARVALHO, W. A. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. & CURI, N. 2007. "Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil". *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 2, pp. 315-335.
- CHAUVET, S. & FORGET, P-M. 2005. "Edge effects on post-dispersed seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana". *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, pp. 113-116.
- CHAZDON, R. L. 2008. "Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands". *Science*, v.320, pp. 1458-1460.
- CHRISTIANINI, A. V. & GALETTI, M. 2007. "Spatial variation in post-dispersal seed removal in a Atlantic forest: effects of habitat, location and guilds of seed predators." *Acta Oecologica*, v. 32, pp. 328-336.
- CLARK, D. B. 1990. "The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forests". In: *Reproductive ecology of tropical forest plants*. v. 7, *Man and the Biosphere series*, United Nations Educational Scientific and Cultural Organization, The Parthenon Publishing Group, pp. 291-315
- COCHRANE, M. A. 2001. "Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire evergreen tropical forests". *Conservation Biology*, v.15, n. 6, pp. 1515-1521.
- CONNELL, J. H. 1978. "Diversity in tropical rain forest and coral reefs". *Science*, v. 199, pp. 1302-1310.
- CORLETT, R. T. 1994. "What is secondary forest?" *Journal of Tropical Ecology*, v. 10, pp. 445-447.
- COWELL, R. K. 2006. "EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples". Version 8. Persistent URL. < [purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates) >
- CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G.; BENTOS, T. V.; MOSER, B. & WILLIAMSON, G. B. 2007a. "Forest fragmentation reduces seed dispersal of *Duckeodendron cestroides*, a Central Amazon endemic". *Biotropica*, v. 39, n. 6, pp. 709-718.



- CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G. & WILLIAMSON, G. B. 2007b. "Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees". *Biological Conservation*, v.137, pp. 415-423.
- CREED, J. C. 2006. "Perturbações em comunidades biológicas". In: Rocha,C.F.D., Bergallo,H.G., Sluys,M.Van & Alves,M.A.S.(orgs). *Biologia da Conservação: Essências*. capítulo 8, São Carlos, Brasil, RiMa Editora
- CUNHA S. B. 1995. *Impactos das obras de engenharia sobre o ambiente biofísico da bacia do Rio São João (Rio de Janeiro – Brasil)*. Tese de D. Sc., Faculdade de Letras, Universidade de Coimbra, Lisboa, Portugal.
- DALLING, J. W., HUBBELL, S. P. & SILVEIRA, K. 1998. "Seed dispersal, seedling establishment and gap portioning among tropical pioneer trees". *Journal of Ecology*, v. 86, pp. 674-689.
- D'ANGELO, S. A.; ANDRADE, A. C. S.; LAURANCE, S., LAURANCE, W. F. & MESQUITA, R. C. G. 2004. "Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests". *Journal of Tropical Ecology*, v.20, pp. 243-146.
- DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo. Companhia das Letras.
- DENSLOW, J. S. 1980. "Gap portioning among tropical rain forest trees". *Biotropica*, (Suppl.), v. 12, pp. 47-55.
- DENSLOW, J. S. 1985. "Disturbance-mediated coexistence of species". In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. chapter 17, San Diego, USA, Academic Press.
- DENSLOW, J. S. 1987. "Tropical rain forests gaps and tree species diversity". *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 18, pp. 431-451
- DENSLOW, J. S. 1995. "Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect". *Ecological Applications*, v. 5, n. 4, pp. 962-968.
- DESOUZA, O., SCHOEREDER, J. H., BROWN, V. & BIERREGAARD, R. O. Jr. 2001. "A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments". In: Bierregaard, R.O. JR, Gascon, C., Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*, chapter 2, New Haven & London, Yale University Press.
- DIAS, B. F. S. 2001. "Demandas governamentais para o monitoramento da diversidade biológica brasileira". In: Garay, I. & Dias, B. F. S (orgs.) *Conservação da*

*biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Editora Vozes, pp. 17-28.

- DIDHAM, R. K. 1997. "The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia". In: Laurence, W.F. & Bierregard, R.O. Jr. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. chapter 5, Chicago, USA, University of Chicago Press.
- DIDHAM, R. K.; HAMMOND, P.; LAWTON, J.; EGGLETON, P. & STORK, N. 1998. "Beetle species responses to tropical forest fragmentation". *Ecological Monographs*, v. 68, pp. 295-303.
- DIDHAM, R. K. & LAWTON, J. H. 1999. "Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments". *Biotropica*, v. 31, n. 1, pp. 17-30.
- DUNN, R. R. 2004. "Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration". *Conservation Biology*, v. 18, n. 2, pp. 302-309.
- EMBRAPA, 1999. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Embrapa Produção de Informação, Brasília, Rio de Janeiro, Embrapa Solos.
- ETTER, A; MCALPINE, C.; PULLAN, D. & POSSINGHAM, H. 2006. "Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: drivers, patterns and rates". *Journal of Environmental Management*, v. 76, pp. 74-87.
- EWERS, R. M. & DIDHAM, R. K. 2006. "Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation". *Biological Review*, v. 81, pp. 117-142.
- FAHRIG, L. 2003. "Effects of habitat fragmentation on biodiversity". *Annual Review in Ecology Evolution and Systematics*, v. 34, pp. 487-515.
- FAO.2006. *Tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina y el Caribe*. Rome, Estudio FAO Montes: 148.
- FAO. 2007. *State of the World's Forest*. Rome.
- FELFILI, M. C. & FELFILI, J. M. 2001. "Diversidade alfa e beta no cerrado *seunstricto*". *Acta Botanica Brasílica*, v. 15, n. 2, pp. 243-254.
- FERREIRA, L. V. & LAURANCE, W. F. 1997. "Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia". *Conservation Biology*, v. 11, n. 3, pp. 797-804.

- FIGUEIREDO, M. de S. L & FERNANDEZ, F. A. dos S. 2004. "Contrasting effects of fire on populations of two small rodent species in fragments of Atlantic Forest in Brazil". *Journal of Tropical Ecology*, v. 20, pp. 225-228.
- FISCHER, J & LINDENMAYER, D. B. 2007. "Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis". *Global Ecology and Biogeography*. v. 16, pp. 265-280.
- FRANCESCHINELLI, E. V.; VASCONCELOS, G. M. P.; LANDAU, E. C.; ONO, K. Y & SANTOS, F. A. M. 2007. "The genetic diversity of *Myrciaria floribunda* (Myrtaceae) in Atlantic Forest fragments of different sizes". *Journal of Tropical Ecology*, v. 23, pp. 361-367.
- FONSECA, R. C. B. & RODRIGUES, R. R. 2000. "Análise estrutural e aspectos domosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP". *Scientia Forestalis*, v. 57, pp. 27-43.
- FORMAN, R. T. T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, Cambridge University Press.
- FOSTER, R. B. 1990. "Long-term change in the sucessional forest community of the Rio Manu floodplain". In: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical rainforests*. Yale University Press, pp.565-572
- GALETTI, M.; DONATTI, C. I.; PIRES, A. S.; GUIMARÃES Jr.; P. R. & JORDANO, P. 2006. "Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation". *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 151, pp. 141-149.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. "Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants". *Biological Conservation*, v. 91, pp. 223-229.
- GASCON, C.; LAURANCE, W. F. & LOVEJOY, T. E. 2001. "Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central" In: Garay, I. & Dias, B. F. S (orgs.) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Editora Vozes, pp. 112-127.

- GENTRY, A. H. & TERBORGH, J. 1990. "Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest". In: Gentry, A. H. (ed.) *Four neotropical rainforests*, chapter 27, New Haven and London, Yale University Press.
- GILPIN, M. E. & SOULÉ, M. E. 1986. "Minimum viable populations: processes of species extinction". In: Soulé, M. E. (ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. chapter 2, Sunderland, USA, Sinauer Press.
- GOMES, E. P. C., MANTOVANI, W. & KAGEYAMA, P. Y. 2003. "Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil". *Brazilian Journal of Biology*, v. 63, n.1, pp. 47-60.
- GOTELLI, N. J. & COWELL, R. K. 2001. "Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness". *Ecology Letters*, v. 4, pp. 379-391.
- GRANJON, L.; COSSON, J. F. JUDAS, J. & RINGUET, L. S. 1996. "Influence of tropical rainforest fragmentation on mammal communities in French Guiana: short-term effects". *Acta Oecologica*, v. 17, n. 6, pp. 673-684.
- GUARIGUATA, M. R.; CLAIRE, H. A. & JONES, G. 2002. "Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscape, northeastern Costa Rica". *Biotropica*, v. 34, n. 3, pp. 405-415.
- GUEDES, R.R. 1988. Composição florística e estrutura de um trecho de mata perturbada de baixada no município de Magé, Rio de Janeiro. *Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, v. 29, pp. 155-200.
- GUEDES-BRUNI, R. R., NETO, S. J. S., MORIM, M. P. & MANTOVANI, W. 2006. "Composição florística e estrutura de dossel em trecho de floresta ombrófila densa atlântica sobre morrote mamelonar na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil". *Rodriguésia*, v. 57, n. 3, pp. 429-442.
- 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*, v.10, n. 3, pp. 757-768.
- HAMILTON, M. B. 1999. "Tropical tree gene flow and seed dispersal". *Nature*, v. 401, pp. 129-130.
- HANSKI, I. A. & GILPIN, M. E. 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. London, Academic Press.

- HANSON, T.; BRUNSFELD, S. & FINEGAN, B. 2006. "Variation in seedling density and seed predation indicators for the emergent tree *Dipterix panamensis* in continuous and fragmented rain forest". *Biotropica*, v. 38, n.6, pp. 770-774.
- HARTSHORN, G. S. 1978. "Tree falls and tropical forest dynamics". Pp. 617-638. In: Tomlinson, P.B. & Zimmermann, M.H. (eds.). *Tropical trees as living systems*. London, Cambridge University Press.
- HARTSHORN, G. S. 1980. "Neotropical forest dynamics". *Biotropica*, v. 12 (suppl.), pp. 23-30.
- HARTSHORN, G. S. 1990. "An overview of neotropical forest dynamics". In: Gentry, A.H. (ed.) *Four neotropical rainforests*, chapter 30, New Haven and London, Yale University Press..
- HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; SILVA, A.C.; MACHADO, E.L.M.; SANTOS, R. M. & PÍFANO, D. S. 2008. "Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos". *Revista Árvore*, v. 32, n.3, pp. 417-426.
- HILL, J. L. & CURRAN, P. J. 2003. "Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation". *Journal of Biogeography*, v. 30, pp. 1391-1403.
- HOLL, K. D. & LULLOW, M. E. 1997. "Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest". *Biotropica*, v. 29, n. 4, pp. 459-468.
- HUBBELL, S. P. 2004. "Two decades of research on the BCI forest dynamics plot". In: Losos, E.C. & Leigh, E.G.Jr. *Tropical forest diversity and dynamism: findings from a large-scale plot network*. chapter 2. Chicago, USA, The University of Chicago Press.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1986. "Commonness and rarity in a Neotropical forest: implications for tropical tree conservation". In: Soulé, M.E. (ed.). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. chapter 10, Sunderland, USA, Sinauer Associates.
- HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1990. "The fate of juvenile trees in a neotropical forest: implications for the natural maintenance of tropical tree diversity". *Reproductive ecology of tropical forest plants*. v. 7, *Man and the Biosphere series*. UNESCO & The Parthenon Publishing Group, pp. 317-344.

- JANZEN, D. H. 1983. "No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases". *Oikos*, v. 41, pp. 402-410.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. & SOUZA, L.M.I. 1998. "Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas". *Série Técnica IPEF*, v. 12, n.32, pp.:65-70.
- KAHN, J. R. & MCDONALD, J. A. 1997. "The role of economics factors in tropical deforestation" In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. chapter 2, Chicago, USA, The University of Chicago Press.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L. & GANADE, G. 1997. "Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia". In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. chapter 3. Chicago, USA, The University of Chicago Press.
- KIERULFF, M. C. M. & RYLAND, A. 2003. "Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*)". *American Journal of Primatology*, v. 59, pp. 22-44.
- KOEPPEN, W. 1948. *Climatologia*. México. Ed. Fondo de la Cultura Económica.
- KORNING, J. & BALSLEV, H. 1994. "Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador". *Journal of Vegetation Science*, v. 5, pp. 77-86.
- KURTZ, B. C. & ARAUJO, D. S. D. 2000. "Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil". *Rodriguésia*, v. 51, n. 78/79, pp. 69-112.
- LAMB, D.; ERSKINE, P. D. & PARROTA, J. A. 2005. "Restoration of degraded tropical forest landscapes". *Science*, v. 310, pp. 1628-1632.
- LAMEGO, A. R. 1946. *O homem e a restinga*. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Conselho Nacional de Geografia.
- LAURANCE, W. F. 1991. "Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves". *Biological Conservation*, v. 57, pp. 205-219.
- LAURANCE, W. F. 1997a.. "Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia". In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and*

- conservation of fragmentation communities*. chapter 6, Chicago, USA, University of Chicago Press.
- LAURANCE, W. F. 1997b. "Plants and plant-animal interactions". In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. section 4. Chicago, USA, The University of Chicago Press.
- LAURANCE, W. F. 1999. "Reflections on the tropical deforestation crisis". *Biological Conservation*, v. 91, pp. 109-117.
- LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmentation communities*. Chicago, University of Chicago Press.
- LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; GASCON, C. & LOVEJOY, T. E. 1997. "Biomass collapse in Amazonian forest fragments". *Science*, v. 278, pp. 1117-1118.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURANCE, S. G. 1998a. "Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities". *Ecology*, v. 79, pp. 2032-2040.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G.; HUTCHINGS, R. W. & LOVEJOY, T. E. 1998b. "Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities". *Conservation Biology*, v. 12, n. 2, pp. 460-464.
- LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L. & LOVEJOY, T. E. 2000. "Rainforest fragments kills big trees". *Nature*, v. 404, pp. 836.
- LAURANCE, W. F. & COCHRANE, M. A. 2001. "Synergistic effects in fragmented landscapes". *Conservation Biology*, v. 15, pp. 1488-1489.
- LAURANCE, W. F.; WILLIANSO, G. B.; DELAMÔNICA, P.; OLIVEIRA, A.; LOVEJOY, T. E.; GASCON, C. & POHL, L. 2001a. "Effects of a strong drought on amazonian forest fragments and edges". *Journal of Tropical Ecology*, v. 17, pp. 771-785.
- LAURANCE, W. F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L. & LOVEJOY, T. E. 2001b. "Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities". *Ecology*, v. 82, n. 1, pp. 105-116.

- LAURANCE, W. F. & WILLIANSO, G. B. 2001. "Positive feedbacks among forest fragmentation drought, and climate change in the Amazon". *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, pp. 1529-1535.
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S. G. & SAMPAIO, E. 2002. "Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation". *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, pp. 605-618.
- LAURANCE, W. F.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; ANDRADE, A.; LAURANCE, S. G.; D'ANGELO, S.; LOVEJOY, T. E. & VASCONCELOS, H. L. 2003. "Rain-forest fragmentation and the fenology of Amazonian tree communities". *Journal of Tropical Ecology*, v. 19, pp. 343-347.
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT. R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E. & D'ANGELO, S. 2006. "Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments". *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 103, n. 50, pp. 19010-19014.
- LEITÃO FILHO, H. F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)*. Campinas, Editora Unicamp.
- LEZCANO, H.; FINEGAN, B.; CONDIT, R. & DELGADO, D. 2002. "Variación de las características de la comunidad vegetal en relación al efecto de borde en fragmentos de bosque Las Pavas, Cuenca del Canal de Panamá". *Revista Forestal Centroamericana*, v. 38, pp. 33-38.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. & HARTSHORN, G. S. 1985. "Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica". *Journal of Ecology*, v. 73, pp. 915-924.
- LIEBERMAN, D & LIEBERMAN, M. 1987. "Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982)". *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, n. 4, pp. 347-358.
- LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G. S.; LIEBERMAN, M. & PERALTA, R. 1990. "Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985". In: Gentry, A.H. (ed.) *Four neotropical rainforests*, chapter 25, New Haven and London, Yale University Press.



- LIMA, H. C. 2000. *Leguminosas arbóreas da Mata Atlântica – uma análise da riqueza, padrões de distribuição geográfica e similaridades florísticas em remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro*. Tese de D.Sc. UFRJ, Rio de Janeiro, RJ. Brasil.
- LIMA, H. C., PESSOA, S. V. A., GUEDES-BRUNI, R. R., MORAES, L. F. D., GRANZOTTO, S. V., IWAMOTO, S & DI CIERO, J. 2006. “Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil”. *Rodriguésia*, v. 57, n.3, pp.369-390.
- LINDENMAYER, D.B. & FISCHER, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change – an ecological and conservation synthesis*. Washington, Island Press..
- LOPES, L. E. & BUZATO, S. 2007. “Variation in pollinator assemblages in a fragmented landscape and its effects on reproductive stages of a self-incompatible treelet, *Psychotria suterella* (Rubiaceae)”. *Oecologia*, v.154, pp. 305-314.
- LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RYLANDS, A. B., MALCON, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. 1986. “Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments”. In: Soulé, M.E. (ed.). *Conservation biology, the science of scarcity and diversity*. chapter 12, Sunderland, Sinauer Press.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 2001. *The theory of island biogeography*. 13 ed. Princenton and Oxford, Princenton University Press.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London, Croom Helm Limited.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science Ltda.
- MALCOLM, J. R. 1994. “Edge effects of Amazonian forest fragments”. *Ecology*, v. 75, pp. 2438-2445.
- MANOKARAN, N. & KOCHUMMEN, K. M. 1987. “Recruitment, growth and mortality of the species in lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia”. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, n. 4, pp. 315-330.
- MANSUR, D. R.; BUENO, C.; MANSUR, K.; SCHMITT, R.; TIELLET, L. & SILVA, P. P. de L. 2007. “APA da Serra de Sapiatiba - projeto conhecer para preservar”. 2. ed. Iguaba Grande, Ed. IPEDS.

- MATLACK, G. R. 1993. "Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States". *Biological Conservation*, v. 66, pp. 185-194.
- MATLACK, G. R. 1994. "Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time". *Journal of Ecology*, v.75, pp. 853-858.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. version 5.0. Gleneden Beach. MjM Software.
- MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R & CONTRIBUTORS. 1997. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, Sinauer Press.
- MELO, F. P.L.; DIRZO, R. & TABARELLI, M. 2006. "Biases seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest". *Biological Conservation*, v. 132, pp. 50-60.
- MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P. & LAURANCE, W. F. 1999. "Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments". *Biological Conservation*, v. 91, pp.129- 134.
- METZGER, J. P. 1997. "Relationships between landscapes structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil". *Landscape and Urban Planning*, v. 37, pp. 29-35.
- METZGER, J. P. 2000. "Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape". *Ecological Applications*, v. 10, n. 4, pp. 1147-1161.
- METZGER, J. P. 2006. "Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas". *Natureza & Conservação*, v. 4, n. 2, pp. 11-23.
- METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C. & GOLDENBERG, R. 1997. "Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil)". *Plant Ecology*, v. 133, pp. 135-152.
- METZGER, J. P., GOLDENBERG, R. & BERNACCI, L. C. 1999. "Caminhos da biodiversidade". *Ciência Hoje*, v. 25, n. 146, pp. 62-64.
- MICHALSKI, F.; NISHI, I. & PERES, C. A. 2007. "Disturbance-mediated drift in the functional groups in Amazonian forest fragments". *Biotropica*, v. 39, n. 6, pp. 691-701.
- MOLINA, A. F. & FINEGAN, B. 2002. "Efectos de borde en la vegetación de remanentes de bosque muy húmedo tropical en el norte de Costa Rica, y sus

- implicaciones para el manejo y la conservación”. *Revista Forestal Centroamericana*, v. 38, pp. 39-43.
- MORENO, M. R., NASCIMENTO, M. T. & KURTZ, B. C. 2003. “Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica da região do Imbé, RJ”. *Acta Botanica Brasílica*, v. 17, n. 3, pp. 371-386.
- MOTZKIN, G.; WILSON, P.; FOSTER, D. R. & ALLEN, A. 1999. “Vegetation patterns in heterogeneous landscapes: the importance of history and environment”. *Journal of Vegetation Science*, v. 10, pp. 903-920.
- MURCIA, C. 1995. “Edge effects in fragmented forests: implications for conservation”. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 10, n. 2, pp. 58-62.
- MURREN, C. J. 2002. “Effects of habitat fragmentation on pollination: pollinators, pollinia viability and reproductive success”. *Journal of Ecology*, v. 90, pp. 100-107.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B. da & KENT, J. 2000. “Biodiversity hotspots for conservation priorities”. *Nature*, v. 403, pp. 853-858.
- NASCIMENTO, H. E. M.; DIAS, A. S.; TABANEZ, A. A. J. & VIANA, V. M. 1999. “Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP”. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, pp. 329-342.
- NASCIMENTO, H.E.M. & LAURANCE, W. F. 2006. “Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento”. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, pp. 183-192.
- NASCIMENTO, H. E. M.; ANDRADE, A. C. S.; CAMARGO, J. L. C.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; RIBEIRO, J. E. L. 2006. “Effects of the surrounding matrix on the recruitment in Amazonian forest fragments”. *Conservation Biology*, v. 20, n. 3, pp. 853-860.
- NASON, J. D., ALDRICH, P. R. & HAMRICK, J. L. 1997. “Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations”. In: Laurence, W.F. & Bierregard, JR, R.O. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*,. chapter 20, Chicago, University of Chicago Press.
- NEVES, G. M. S. & PEIXOTO, A. L. 2008. “Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de Floresta Atlântica

- secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro”. *Pesquisas, Botânica*, v. 59, pp. 71-112.
- NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A. T. O. 2003. “Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG”. *Acta Botanica Brasilica*, v. 17, n. 2, pp. 213-229.
- OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S. & TABARELLI, M. 2004. “Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages”. *Oryx*, v. 38, n. 4, pp. 389-394.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M. DE & SCOLFORO, J. R. S. 1997. “Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987-1992)”. *Plant Ecology*, v.131, pp. 45-66.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FONTES, M. A. L. 2000. “Patterns of floristic differentiation among atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate”. *Biotropica*, v. 32, n. 4b, pp. 793-810.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D. A.; VILELA, E. A.; CURI, N. & FONTES, M. A. L. 2004. “Diversity and structure of tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging”. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 4, pp. 685-701.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORRÊA, B. S. & ALVES, J. M. 2007. “Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004)”. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 30, n. 1, pp. 149-161.
- OOSTERHOORN, M. & KAPPELLE, M. 2000. “Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest”. *Forest Ecology and Management*, v.126, pp. 291-307.
- PEIXOTO, A.L & GENTRY, A. 1990. “Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil)”. *Revista Brasileira de Botânica* v. 13, pp. 19-25.
- PEREIRA, I. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BOTELHO, S. A.; CARVALHO, W. A. C.; FONTES, M. A. L.; SCHIAVINI, I. & SILVA, A. F. 2006. “Composição

- florística do compartimento arbóreo de cinco remanescentes florestais do Maciço de Itatiaia, Minas Gerais e Rio de Janeiro”. *Rodriguésia*, v. 57, n. 1, pp. 103- 126.
- PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. & LEMOS-FILHO, J. P. 2007. “Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil”. *Biodiversity Conservation*, v. 16, pp. 1761-1784.
- PERES, C. A. 2001. “Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates”. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, pp. 1490-1505.
- PESSOA, S. V. A. 2003. *Aspectos da fragmentação em remanescentes florestais da planície costeira do estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Ms. UFRRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PESSOA, S. V. A., GUEDES-BRUNI, R. R. & KURTZ, B. C. 1997. “Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima”. In: Lima, H.C. & Guedes-Bruni, R.R. *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, pp. 304-320.
- PESSOA, S. V. A. & OLIVEIRA, R. R. 2006. “Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil”. *Rodriguésia*, v. 57, n. 3, pp. 391-411.
- PHILLIPS, O. L. & GENTRY, A. H. 1994. “Increasing turnover through time in tropical forests”. *Science*, v. 261, pp. 954-958.
- PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A. & VASQUEZ, R. 1994. “Dynamics and species richness of tropical rain forests”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* v. 91, pp. 2805-2809.
- PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; FISCHER, J. B.; LLOYD, J.; LÓPEZ-QUESADA, G.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. A.; HEIJDEN, G.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BAKER, T. R.; BÁNKI, O.; BLANC, L.; BONAL, D.; BRANDO, P.; CHAVE, J.; OLIVEIRA, A. C. A.; CARDOZO, N. D.; CZIMCKZ, C. I.; FELDPAUSCH, T. R.; FREITAS, M. A.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; JIMÉNEZ, E.; LLOYD, G.; MEIR, P.; MENDOZA, C.; MOREL, A.; NEILL, D. A.; NEPSTAD, D.; PATIÑO, S.; PEÑUELA, M. C.; PRIETO, A.; RAMÍEZ, F.;

- SCHWARZ, M.; SILVA, J.; SILVEIRA, M.; THOMAS, A. S.; STEEGE, H. TER; STROPP, J.; VÁSQUEZ, R.; ZELAZOWSKI, P.; DÁVILA, E. A.; ANDELMAN, S.; ANDRADE, A.; CHAO, K-J.; ERWIN, T.; FIORI, A. DI; HONORIO, C. E.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; CRUZ, A. P.; PITMAN, N. C. A.; VARGAS, P. N.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; RUDAS, A.; SALAMÃO, R.; SILVA, N.; TERBORGH, J. & TORRES-LEZAMA, A. 2009. "Drought sensitivity of the Amazon rainforest". *Science*, v. 323, pp. 1344-1347.
- PIRES, A. S.; LIRA, P. K.; FERNADEZ, F. A. S.; SCHITTINI, G. M. & OLIVIERA, L. C. 2002. "Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil". *Biological Conservation*, v. 108, pp. 229-237.
- PITCHER, R.; SHORE, J.S. & KELLMAN, M. 2003. "Genetic diversity of the tropical tree *Terminalia amazonica* (Combretaceae) in naturally fragmented populations". *Heredity*, v. 91, pp. 307-313.
- PRIMACK, R. B. 1993. *Essentials of conservation biology*. Sunderland, Sinauer Press.
- PRIMO, P.B. DA S. & VÖLKER, C. M. 2003. *Bacias hidrográficas dos rios São João e das Ostras – águas, terras e conservação ambiental. Consórcio Intermunicipal para Gestão das Bacias Hidrográficas da região dos Lagos, rio São João e Zona Costeira – CILSJ*. Rio de Janeiro.
- QUESADA, M.; STONER, K. E.; LOBO, J. A.; HERRERÍAS-DIEGO, Y.; PALACIOS-GUEVARA, C.; MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; SALAZAR, K. A. O. & ROSAS-GUERRERO, V. 2004. "Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees". *Biotropica*, v. 36, n. 2, pp. 131-138.
- QUINN, G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge, Cambridge University Press.
- RAMBALDI, D. M. & OLIVEIRA, D. A. S. DE. 2003. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília, MMA/SBF. .
- RANKIN-DE-MERONA, J. M.; HUTCHINGS, R. W. H. & LOVEJOY, T. E. 1990. "Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: Gentry, A.H. (ed.) *Four neotropical rainforests*, chapter 29, New Haven and London, Yale University Press.

- RAO, M.; TERBORGH, J. & NUÑEZ, P. 2001. "Increased herbivory in forest isolates; implications for plant community structure and composition". *Conservation Biology*, pp. 624-633.
- RICKETTS, T. H. 2001. "The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes". *The American Naturalist*, v. 158, n. 1, pp. 87-99.
- RODRIGUES, P. J. F. P. 2004. *A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada*. Tese de D.Sc.. UENF, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
- RUDEL, T. & ROPER, J. 2007. "Forest fragmentation in the humid tropics: a cross-national analysis". *Singapore Journal of Tropical Geography*, v. 18, n.1, pp. 99-109.
- SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. & SANTOS, F. A. M. 2007. "Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil". *Biological Conservation*, v. 135, pp. 268-277.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C. R. 1991. "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review". *Conservation Biology*, v. 5, pp. 18-32.
- SCARIOT, A. 1999. "Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia". *Journal of Ecology*, v. 87, pp. 66-76.
- SCARIOT, A. 2000. "Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments". *Biotropica*, v. 32, n. 4a, pp. 662-669.
- SCARIOT, A. 2001. "Effects of landscape fragmentation on palm communities". In: Bierregaard, R.O.Jr, Gascon, C, Lovejoy, T.E. & Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*, chapter 10, Ann Arbor, Yale University Press.
- SCARIOT, A.; FREITAS, S. R.; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C. & VILELA, D. M. 2003. "Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade: vegetação e flora". In: Rambaldi, D. & Oliveira, D.A.S. (orgs.) *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. capítulo 4, Brasília, MMA/SBF.

- SCHEDLBAUER, J.L.; FINEGAN, B. & KAVANAGH, K.L. 2007. "Rain forest structure at forest-pasture edges in northeastern Costa Rica". *Biotropica*, v. 39, n. 5, pp. 578-584.
- SEOANE, C. E. S.; KAGEYAMA, P. Y. & SEBBENN, A. M. 2000. "Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã)". *Scientia Forestalis*, v. 57, pp. 123-139.
- SHEIL, D. 1995. "Evaluating turnover in tropical forests". *Science*, pp. 268:894.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P & ALDER, D. 1995. "The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures". *Journal of Ecology*, v. 83, pp. 331-333.
- SHEIL, D., JENNINGS, S. & SAVILL, P. 2000. "Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest". *Journal of Tropical Ecology*, v. 16, pp. 765-800.
- SHEPHERD, G. L. 2006. FitopacShell 1.6.4. *Manual, versão preliminary*. Departamento de Botânica, UNICAMP.
- SIH, A.; JONSSON, B. G. & LUIKART, G. 2000. "Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences". *Trends in Ecology and Evolution*, v. 15, n. 4, pp. 132-134.
- SILVA, J. M. C. & TABARELLI, M. 2000. "Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil". *Nature*, pp. 404:72-74.
- SILVA, S. S. L.; ZICKEL, C. S. & CESTARO, L. A. 2008. "Flora vascular e perfil fisionômico de uma restinga no litoral sul de Pernambuco, Brasil". *Acta Botanica Brasilica*, v. 22, n. 4, pp. 1123-1135.
- SIQUEIRA, L. P.; MATOS, M. B. ; SILVA MATOS, D. M.; PORTELA, R. DE C. Q.; BRAZ, M. I. G. & SILVA-LIMA, L. 2004. "Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small forest fragments of Atlantic Rain Forest, South-eastern Brazil". *Ecotropica*, v. 10, pp. 59- 64.
- SIZER, N. & TANNER, E. V. J. 1999. "Responses of woody seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia". *Biological Conservation*, v. 91, pp. 135-142.
- SOUSA, W. P. 1984. "The role of disturbance on natural communities". *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 15, pp 353-391.



- SOUZA, V. C. & LORENZI, H. 2008. *Botânica Sistemática – guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II*. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. 1999. “Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set”. *Oecologia*, v. 121, pp. 432-440.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD, R. O. 1995a. “Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil”. *Conservation Biology*, v. 9, pp.1085-1094.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD, R. O. 1995b. “Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds”. *Ecology*, v. 76, pp. 2429-2445.
- SWAINE, M. D. 1990. “Population dynamics of tree species in tropical forests”. In: Holm-Nielsen, L.B. Nielsen, I.C. & Balslev, H. *Tropical forests: botanical dynamics, speciation and diversity*. Academic Press. pp. 101-110.
- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. & PUTZ, F. E. 1987. “The dynamics of tree populations in tropical forests: a review”. *Journal of Tropical Ecology*, v. 3, n. 4, pp. 359-366.
- SWAINE, M. D. & WHITMORE, T. C. 1988. “On the definition of ecological species groups in tropical rain forests”. *Vegetatio*, v. 75, pp. 71-86.
- SZTUTMAN, M. & RODRIGUES, R. R. 2002. “O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariquera-Açu, SP”. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 25, n.2, pp. 161-176.
- TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. & DIAS, A. DA S. 1997. “Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto”. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 57, n. 1, pp. 47-60.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999a. “A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil)”. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, pp. 239-250.
- TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. 1999b. “A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil)”. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 22, pp. 217-223.

- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. & PERES, C. A. 1999. "Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil". *Biological Conservation*, v. 91, pp. 119-127.
- TEMPLETON, A. R.; SHAW, K.; ROUTMAN, E. & DAVIS, S. K. 1990. "The genetic consequences of habitat fragmentation". *Annals of the Missouri Botanical Garden*, v. 77, pp. 13-27.
- TERBORGH, J. 1992a. "Maintenance of diversity in tropical forests". *Biotropica*, v. 24, pp. 283-292.
- TERBORGH, J. 1992b. *Diversity and the tropical rain forest*. New York, Scientific American Library.
- TERBORGH, J.; LAWRENCE, L.; PERCY NUÑEZ, V.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D. & BALBAS, L. 2001. "Ecological meltdown in predator-free forest fragments". *Science*, v. 294, pp. 1923-1925.
- THORNTHWAITE, C. W. 1948. "An approach toward a rational classification of climate". *Geographical Review*, v. 38, pp. 55-94.
- TONHASCA Jr., A.; BLACKMER, J. L. & ALBUQUERQUE, G. S. 2002. "Abundance and diversity of euglossine bees in the fragmented landscape of the Brazilian Atlantic Forest". *Biotropica*, v. 34, pp. 416-422.
- TURNER, I. M. 1996. "Species loss in fragments of tropical rain forests: a review of the evidence". *Journal of Applied Ecology*, v.33, pp. 200-209.
- TURNER, I. M. & COLLET, R. T. 1996. "The conservation value of small, isolated fragments of lowland rain forest". *Trends in Ecology and Evolution*, v. 11, pp. 8.
- TURNER, I. M.; CHUA, K. S.; ONG, J. S. Y.; SOONG, B. C & TAN, H. T. W. 1996. "A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest". *Conservation Biology*, v. 10, pp. 1229-1244.
- TURTON, S. M. & FREIBURGER, H. J. 1997. "Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, northeastern Australia". In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, chapter 4, Chicago, USA, The University of Chicago Press.

- UEZU, A.; METZGER, J. P. & VIELLIARD, J. M. E. 2005. "Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species". *Biological Conservation*, v. 123, pp. 507-519.
- VAN DER PIJL, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants*. Berlin, Springer-Verlag.
- VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J.; BATISTA, J. L. F.; 1997. "Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest". In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.JR. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities, chapter 23, Chicago, USA, The University of Chicago Press*.
- VIANA, V. M. & PINHEIRO, L. A. F. V. 1998. "Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais". *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, pp. 25-42.
- WALDHOFF, P. & VIANA, V. M. 1993. "Efeito de borda em um fragmento de Mata Atlântica em Linhares" In: *Anais do 1º Congresso Florestal Panamericano, 7º Congresso Florestal Brasileiro*, pp. 41-44.
- WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. & TAMEIRÃO-NETO, E. 2000. "Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante o período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG". *Revista Brasileira de Botânica*, v. 23, n.4, pp. 401-413.
- WERNECK, M. S. & FRANCESCHINELLI, E. V. 2004. "Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil". *Plant Ecology*, v. 174, pp. 337-346.
- WHITMORE, T. C. 1997. "Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss" In; Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.Jr. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*,. chapter 1, Chicago, University of Chicago Press.
- WHITMORE, T.C. 1998. *An introduction to tropical rain forests*. New York, Oxford University Press.
- WILLIAMS-LINERA, G. 1990a. "Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama". *Journal of Ecology*, v. 78, pp. 356-373.
- WILLIAMS-LINERA, G. 1990b. "Origin and early development of forest edge vegetation in Panama". *Biotropica*, v. 22, n. 3, pp. 235-241.

- WILLIAMS-LINERA, G. 1993. "Vegetación de bordes de un bosque nublado en el Parque Ecológico Clavijero, Xalapa, Veracruz, México". *Revista de Biología Tropical*, v. 41, n. 3, pp. 443-453.
- WILLIAMS-LINERA, G.; DOMÍNGUEZ-GASTELÚ, V. & GARCÍA-ZURITA, M. E. 1998. "Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest". *Conservation Biology*, v. 12, n. 5, pp. 1091-1102.
- WRIGHT, S. J. & DUBER, H. C. 2001. "Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity". *Biotropica*, v. 33, n. 4, pp. 583-595.
- ZAR, J. H. 1996. *Biostatistical analyses*. 3 ed. New Jersey, Ed. Prentice Hall.

ANEXO 1

Tabela 5 – Relação de espécies de sete fragmentos localizados na região da bacia do rio São João, Rio de Janeiro, Brasil. SD= síndrome de dispersão, zoo= zoocoria, anemo= anemocoria, auto= autocoria; x= presença da espécie no fragmento.

Família	FSA	FSHII	FC	FG	FE	FSH1	FT	SD
<b>ACHARIACEAE</b>								
<i>Carpotroche brasiliensis</i> Endl.			x					ZOO
<b>ANACARDIACEAE</b>								
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.			x	x	x			anemo
<i>Astronium</i> sp	x			x	x	x		anemo
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	x	x	x	x	x	x	x	ZOO
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.			x	x	x		x	ZOO
<b>ANNONACEAE</b>								
<i>Anaxagora dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith				x	x			ZOO
<i>Annona acutiflora</i> Mart.				x	x			ZOO
<i>Annona cacans</i> Warm.	x		x	x	x			ZOO
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	x		x					ZOO
<i>Annona sericea</i> Dunal ex Sprague	x							ZOO
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.				x	x			ZOO
<i>Duguetia pohliana</i> Mart.		x		x	x			ZOO
<i>Duguetia riedeliana</i> R.E.Fr.	x	x						ZOO
<i>Duguetia sessilis</i> (Vell.) Maas				x	x			ZOO
<i>Duguetia</i> sp.		x						ZOO
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	x							ZOO
<i>Guatteria campestris</i> R.E.Fr.	x	x	x			x	x	ZOO
<i>Guatteria candolleana</i> Schldtl.			x	x	x	x		ZOO
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.			x					ZOO
<i>Guatteria sellowana</i> Schldtl.						x		ZOO
<i>Oxandra nitida</i> R.E.Fr.					x			ZOO
<i>Oxandra</i> sp.				x				ZOO
<i>Unonopsis stiptata</i> Diels				x	x	x		ZOO
<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	x	x	x	x	x	x	x	ZOO
<b>APOCYNACEAE</b>								
<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.				x	x	x		anemo
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Muell. Arg.	x	x				x		anemo
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A.DC.) Woodson	x	x					x	anemo
<i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	x	x					x	anemo
<i>Himathantus</i> sp	x	x						anemo
<i>Malouetia arborea</i> Miers			x					anemo
<i>Peschiera affinis</i> (Müll.Arg.) Miers							x	ZOO
<i>Peschiera fuchsiiifolia</i> (A.DC.) Miers	x				x			ZOO
<i>Peschiera</i> sp		x						ZOO
Apocynaceae sp 1			x					sc
Apocynaceae sp 2	x			x				sc
<b>ARALIACEAE</b>								
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.				x				ZOO
<b>ARECACEAE</b>								
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret	x	x	x	x	x	x	x	ZOO

<i>Euterpe edulis</i> Mart.	X	X				X		ZOO
<i>Polyandrococos caudescens</i> (Mart.) Barb. Rodr.			X	X				ZOO
<b>ASTERACEAE</b>								
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	X						X	anemo
<i>Piptocarpha</i> sp.	X	X			X	X	X	anemo
<i>Vernonanthura</i> sp	X	X						anemo
<i>Vernonia discolor</i> Less.		X	X		X	X	X	anemo
<b>BIGNONIACEAE</b>								
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	X	X	X			X	X	anemo
<i>Jacaranda bracteata</i> Bureau & K.Schum.	X	X					X	anemo
<i>Jacaranda caroba</i> DC.	X		X					anemo
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	X		X	X			X	anemo
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	X				X	X		anemo
<i>Paratecoma peroba</i> (Rec.) Kuhlman	X	X				X		anemo
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.		X	X			X		anemo
<i>Tabebuia cassinoides</i> DC.							X	anemo
<i>Tabebuia chrysotricha</i> (Mart. ex DC.) Standl.	X	X						anemo
<b>BORAGINACEAE</b>								
<i>Cordia aff. superba</i> Cham.	X							ZOO
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	X	X	X	X	X	X		ZOO
<i>Cordia trichoclada</i> DC.		X	X	X		X	X	ZOO
<b>BURSERACEAE</b>								
<i>Protium almecega</i> L. Marchand						X		ZOO
<i>Protium brasiliense</i> Engl.	X	X	X					ZOO
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand		X	X	X			X	ZOO
<b>CARYOCARACEAE</b>								
<i>Caryocar crenatum</i> Wittm.							X	ZOO
<b>CELASTRACEAE</b>								
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.						X		SC
<i>Maytenus communis</i> Reissek						X		ZOO
<i>Maytenus lancifolia</i> (Thonn.) Loes						X	X	ZOO
<i>Maytenus samydififormis</i> Reissek	X	X					X	ZOO
<i>Maytenus</i> sp 1			X					ZOO
<i>Maytenus</i> sp 2					X			ZOO
<i>Maytenus</i> sp 3		X						ZOO
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>								
<i>Couepia venosa</i> Prance						X		ZOO
<i>Hirtella angustifolia</i> Schott ex Spreng							X	ZOO
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		X		X	X		X	ZOO
<i>Hirtella</i> sp				X				ZOO
<i>Licania arianae</i> Prance	X	X		X	X	X		ZOO
<i>Licania hypoleuca</i> Benth.				X		X		ZOO
<i>Licania kunthiana</i> Hook f.	X	X						ZOO
<i>Licania octandra</i> subsp. <i>octandra</i> (Hoffmanns. ex Roem & Schult.) Kuntze	X	X		X	X	X	X	ZOO
<i>Licania riedelii</i> Prance	X	X		X	X			ZOO

continuação

<i>Parinari brasiliensis</i> (Shott) Hook f.	X			X	X			ZOO
<i>Parinari excelsa</i> Sabine				X				ZOO
<b>CLETHRACEAE</b>								
<i>Clethra scabra</i> Pers	X	X				X		anemo
<b>CLUSIACEAE</b>								
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.		X	X					ZOO
<i>Clusia lanceolata</i> Cambess.		X						ZOO
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	X	X		X	X			ZOO
<i>Tovomita glazioviana</i> Engl.			X	X	X	X		ZOO
<i>Tovomita paniculata</i> A.St.-Hil.	X	X						ZOO
<b>COMBRETACEAE</b>								
<i>Buchenavia kleinii</i> Exell					X			ZOO
<i>Buchenavia</i> aff. <i>tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard						X		ZOO
<b>EBENACEAE</b>								
<i>Diospyros</i> sp						X		ZOO
<b>ELAEOCARPACEAE</b>								
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	X	X	X			X		ZOO
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>								
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	X	X		X	X		X	ZOO
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart.					X	X		ZOO
<i>Erythroxylum gaudichaudii</i> Peyr.					X			ZOO
<i>Erythroxylum glazioui</i> O.E.Schulz			X	X				ZOO
<i>Erythroxylum magnoliifolium</i> A.St.-Hil.		X						ZOO
<b>EUPHORBIACEAE</b>								
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzch) Baill.				X	X	X		auto
<i>Alchornea iricurana</i> Casar.			X					ZOO
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Muell. Arg.		X				X	X	ZOO
<i>Aparisthium cordatum</i> (A. Juss.) Baill.	X	X			X	X	X	ZOO
<i>Drypetes</i> aff. <i>sessiliflora</i> Baill.	X		X					ZOO
<i>Hyeronima oblonga</i> (Tul.) Mull. Arg.	X	X		X			X	ZOO
<i>Hyeronima</i> sp	X							ZOO
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	X	X		X	X	X	X	auto
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X							ZOO
<i>Pausandra morisiana</i> Radlk.		X						auto
<i>Pera glabrata</i> (Shott) Poepp. ex Baill.	X		X				X	ZOO
<i>Pera heteranthera</i> (Schrank) I.M.Jonhst.		X		X			X	ZOO
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	X	X	X	X	X	X	X	auto
<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	X		X					ZOO
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	X	X		X	X	X		ZOO
<i>Tetraplandra leandrii</i> Baill.		X		X	X	X		ZOO
<b>FABACEAE</b>								
<i>Abarema</i> sp.				X				ZOO
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	X				X	X		anemo

<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan				X						anemo
<i>Andira ormosioides</i> Benth.	X		X				X		X	zoo
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) Macbr.						X				anemo
<i>Balizia pedicellaris</i> (DC.) Barnaby & J.W.Grimes	X		X				X		X	anemo
<i>Bauhinia longifolia</i> D.Dietr., <i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barnaby	X		X			X		X	X	auto
<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	X		X			X		X	X	zoo
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	X							X		zoo
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne							X			zoo
<i>Diploptropis incexis</i> Rizzini & A.Mattos	X		X			X			X	anemo
<i>Exostyles venusta</i> Schott ex Spreng.						X		X	X	zoo
<i>Hymenolobium janeirense</i> Kuhlmann			X						X	anemo
<i>Inga capitata</i> Desv.	X			X		X				zoo
<i>Inga</i> cf. <i>bullata</i> Benth.				X						zoo
<i>Inga leptantha</i> Benth.							X			zoo
<i>Inga</i> sp.	X									zoo
<i>Inga thibaudiana</i> DC.			X		X	X	X		X	zoo
<i>Machaerium incorruptibile</i> Benth.				X						anemo
<i>Martiodendron mediterraneum</i> (Mart. ex Benth.) Koeppen						X	X			anemo
<i>Melanoxylon brauna</i> Schott	X								X	anemo
<i>Moldenhawera floribunda</i> Schrader			X					X		anemo
<i>Moldenhawera polysperma</i> (Vell.) Stellfeld			X			X	X			anemo
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão						X			X	anemo
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms			X			X				zoo
<i>Ormosia minor</i> Vogel								X	X	zoo
<i>Peltogyne angustiflora</i> Ducke	X		X					X		anemo
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	X									anemo
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	X									anemo
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	X		X		X	X	X	X	X	anemo
<i>Pseudopiptadenia inaequalis</i> (Benth.) Rauschert	X		X					X		anemo
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	X		X		X	X	X			anemo
<i>Sclerolobium beaurepairei</i> Harms							X			anemo
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	X		X		X			X		zoo
<i>Swartzia apetala</i> var. <i>glabra</i> (Vogel) R.S.Cowan	X		X		X	X	X			zoo
<i>Swartzia apetala</i> var. <i>apetala</i> R.S.Cowan							X			zoo
<i>Swartzia simplex</i> var. <i>grandiflora</i> (Raddi) R.S.Cowan	X									zoo
<i>Tachigali paratyensis</i> (Vell.) H.C.Lima						X				anemo
<i>Vataireopsis araroba</i> (Aguiar) Ducke									X	anemo
<i>Zollernia glabra</i> (Spreng.) Yakovl.				X				X	X	zoocoria
<i>Zollernia ilicifolia</i> Vogel						X				zoocoria
<i>Zollernia</i> sp.	X									zoocoria



continuação

<b>INDETERMINADA</b>								
Indeterminada sp 1	X							SC
Indeterminada sp 2					X			SC
Indeterminada sp 3		X						SC
Indeterminada sp 4	X		X					SC
Indeterminada sp 5			X					SC
Indeterminada sp 6	X							SC
Indeterminada sp 7						X		SC
Indeterminada sp 8	X							SC
Indeterminada sp 9	X							SC
Indeterminada sp 10			X					SC
Indeterminada sp 11			X					SC
Indeterminada sp 12		X						SC
Indeterminada sp 13		X						SC
Indeterminada sp 14		X						SC
Indeterminada sp 15		X						SC
Indeterminada sp 16		X					X	SC
Indeterminada sp 17							X	SC
Indeterminada sp 18							X	SC
Indeterminada sp 19							X	SC
Indeterminada sp 20							X	SC
Indeterminada sp 21		X						X
Indeterminada sp 22	X							SC
Indeterminada sp 23		X						SC
Indeterminada sp 24							X	SC
Indeterminada sp 25		X						SC
Indeterminada sp 26						X		SC
Indeterminada sp 27		X						SC
Indeterminada sp 28								X
Indeterminada sp 29			X					SC
Indeterminada sp 30							X	SC
<b>LACISTEMACEAE</b>								
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	X	X	X				X	X
<b>LAURACEAE</b>								
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	X					X		ZOO
<i>Beilschmiedia</i> sp				X				ZOO
<i>Cinnamomon triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) Kosterm.		X	X				X	X
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.		X		X	X			ZOO
<i>Cryptocarya saligna</i> Mez	X	X		X				ZOO
<i>Cryptocarya</i> sp	X			X			X	ZOO
<i>Endlicheria glomerata</i> Mez								X
<i>Licaria</i> sp	X	X				X	X	ZOO
<i>Nectandra</i> aff. <i>leucantha</i> Nees & Mart. ex Nees		X						ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart. ex Nees	X		X					X
<i>Ocotea aciphylla</i> Mez	X	X		X			X	ZOO
<i>Ocotea</i> aff. <i>silvestris</i> Vattimo-Gil	X	X	X			X		ZOO
<i>Ocotea</i> aff. <i>tenuiflora</i> Mez				X				ZOO
<i>Ocotea brachybotra</i> Mez	X	X	X	X			X	X

continuação

<i>Ocotea daphnifolia</i> (Meisn.) Mez				X				ZOO
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meissn.) Mez		X	X	X		X		ZOO
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) Mez	X	X		X	X			ZOO
<i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez		X		X	X	X		ZOO
<i>Ocotea elegans</i> Mez	X							ZOO
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez				X				ZOO
<i>Ocotea indecora</i> Schott ex Meisn.				X				ZOO
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	X	X	X	X	X	X		ZOO
<i>Ocotea nitida</i> (Meisn.) Rohwer		X		X	X	X	X	ZOO
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer					X			ZOO
<i>Ocotea schottii</i> (Meisn.) Mez		X		X	X			ZOO
<i>Ocotea</i> sp 1				X				ZOO
<i>Ocotea</i> sp 2	X			X	X	X	X	ZOO
<i>Persea major</i> (Meisn.) L.E.Kopp		X						ZOO
<i>Persea</i> sp			X					ZOO
<i>Urbanodendron bahiense</i> (Meisn.)Rohwer				X				ZOO
<i>Urbanodendron verrucosum</i> (Nees) Mez	X			X	X			ZOO
Lauraceae sp 1		X		X				ZOO
Lauraceae sp2	X							ZOO
Lauraceae sp 3	X							ZOO
Lauraceae sp 4				X				ZOO
Lauraceae sp 5		X						ZOO
Lauraceae sp 6		X		X		X		ZOO
Lauraceae sp 7		X		X		X		ZOO
Lauraceae sp 8	X							ZOO
Lauraceae sp 9						X		ZOO
Lauraceae sp 10			X					ZOO
Lauraceae sp 11	X	X				X		ZOO
Lauraceae sp 12		X						ZOO
Lauraceae sp 13	X			X				ZOO
Lauraceae sp 14	X							ZOO
Lauraceae sp 15		X	X					ZOO
Lauraceae sp 16					X	X		ZOO
Lauraceae sp 17		X	X	X		X		ZOO
Lauraceae sp 18		X	X					ZOO
Lauraceae sp 19				X				ZOO
Lauraceae sp 20				X				ZOO
<b>LECYTHIDACEAE</b>								
<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm.			X					anemo
<i>Eschweilera compressa</i> Miers						X		ZOO
<i>Lecythis lanceolata</i> Poir.	X	X	X	X			X	ZOO
<i>Lecythis lurida</i> (Miers.) S.A.Mori	X	X	X			X		ZOO
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.		X	X	X	X		X	ZOO
<b>LOGANIACEAE</b>								
<i>Strichnos</i> sp.		X	X					ZOO
<b>MALPIGHIACEAE</b>								
<i>Bunchosia armeniaca</i> DC.					X	X		ZOO
<i>Bunchosia maritima</i> (Vell.) J.F.Macbr.			X					ZOO
<i>Byrsonima</i> aff. <i>sericea</i> DC.			X					ZOO

continuação

<i>Byrsonima</i> aff. <i>verbascifolia</i> (L.) Rich.				X					ZOO
<i>Byrsonima laevigata</i> DC.	X			X					ZOO
<i>Heteropterys nitida</i> Kunth.		X				X		X	anemo
Malpighiaceae sp 1								X	sc
Malpighiaceae sp 2				X					sc
Malpighiaceae sp 3				X					sc
Malpighiaceae sp 4								X	sc
<b>MALVACEAE</b>									
<i>Bombacopsis stenopetala</i> (Casar.) A.Robyns				X					anemo
<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A. Robyns				X	X				anemo
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. et Zucc.	X	X			X	X		X	anemo
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns				X					anemo
<i>Sterculia curiosa</i> (Vell.) Taroda				X	X				ZOO
<i>Sterculia</i> sp.					X				ZOO
<b>MELASTOMATACEAE</b>									
<i>Henriettea saldanhaei</i> Cogn.					X				ZOO
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naud.								X	ZOO
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	X	X	X		X	X	X	X	ZOO
<i>Miconia hypoleuca</i> Triana		X					X		ZOO
<i>Miconia lepidota</i> DC.								X	ZOO
<i>Miconia prasina</i> DC.			X	X			X		ZOO
<i>Miconia</i> sp	X	X						X	ZOO
<i>Tibouchina arborea</i> Cogn.					X				anemo
<b>MELIACEAE</b>									
<i>Cabrarea canjerana</i> (Vell.) Mart.							X	X	ZOO
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	X	X	X	X	X	X	X		ZOO
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	X		X			X		X	ZOO
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl					X				ZOO
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.			X	X	X				ZOO
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.						X			ZOO
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.		X	X						ZOO
<i>Trichilia luciae</i> Barreiros			X						ZOO
<i>Trichilia martiana</i> C.DC.						X			ZOO
<i>Trichilia silvatica</i> C.DC.		X					X		ZOO
<i>Trichilia</i> sp	X	X		X	X	X	X		ZOO
Meliaceae sp 1	X								ZOO
Meliaceae sp 2							X		ZOO
<b>MONIMIACEAE</b>									
<i>Macrotorus utriculatus</i> Perkins							X		ZOO
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins						X			ZOO
<i>Mollinedia glabra</i> (Spreng.) Perkins						X			ZOO
<i>Mollinedia oligantha</i> Perkins		X							ZOO
<i>Mollinedia</i> sp.		X		X	X	X	X		ZOO
<b>MORACEAE</b>									
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.		X							ZOO
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber				X					ZOO
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	X	X			X	X	X	X	ZOO
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth. & Bouché					X				ZOO

continuação

<i>Ficus pulchella</i> Schott ex Spreng.		X			X			ZOO
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby							X	ZOO
<i>Naucleopsis mello-barretoii</i> (Standl) C.C.Berg	X	X		X	X	X	X	ZOO
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul					X			ZOO
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	X	X		X	X			ZOO
<b>MYRISTICACEAE</b>								
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	X			X	X			ZOO
<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.C. Sm.				X	X	X		ZOO
<i>Virola</i> sp.	X	X				X		ZOO
<b>MYRSINACEAE</b>								
<i>Cybianthus</i> aff. <i>brasiliensis</i> (Mez) G.Agostini								ZOO
<i>Cybianthus</i> sp					X			ZOO
<b>MYRTACEAE</b>								
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.					X	X		ZOO
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg				X	X			ZOO
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.		X				X		ZOO
<i>Calyptranthes</i> sp 1						X		ZOO
<i>Calyptranthes</i> sp 2						X		ZOO
<i>Campomanesia eugeniooides</i> (Cambess.) Legrand	X	X						ZOO
<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner	X	X		X				ZOO
<i>Eugenia candolleana</i> DC.		X		X		X		ZOO
<i>Eugenia</i> cf. <i>florida</i> DC.				X				ZOO
<i>Eugenia cuprea</i> (O.Berg) Mattos	X	X			X	X	X	ZOO
<i>Eugenia excelsa</i> O.Berg					X			ZOO
<i>Eugenia expansa</i> Spring ex Mart.						X		ZOO
<i>Eugenia macahensis</i> O.Berg	X	X		X		X		ZOO
<i>Eugenia macrosperma</i> DC.	X			X	X			ZOO
<i>Eugenia magnifica</i> Spring ex Mart.	X	X						ZOO
<i>Eugenia mandioocensis</i> O.Berg				X				ZOO
<i>Eugenia microcarpa</i> O.Berg					X			ZOO
<i>Eugenia oblongata</i> O.Berg	X	X		X	X	X	X	ZOO
<i>Eugenia prasina</i> O.Berg						X		ZOO
<i>Eugenia punctifolia</i> Ridl.	X							ZOO
<i>Eugenia santensis</i> Kiaersk.		X				X	X	ZOO
<i>Eugenia</i> sp 1		X						ZOO
<i>Eugenia</i> sp 2				X	X	X		ZOO
<i>Eugenia</i> sp 3				X		X		ZOO
<i>Eugenia</i> sp 4		X						ZOO
<i>Eugenia</i> sp 5	X	X	X			X		ZOO
<i>Eugenia</i> sp 6				X				ZOO
<i>Eugenia supraaxillaris</i> Spring	X							ZOO
<i>Eugenia tenuifolia</i> O.Berg	X				X	X		ZOO
<i>Eugenia tinguayensis</i> Cambess.	X	X	X	X	X			ZOO
<i>Eugenia villae-novae</i> Kiaersk.					X	X	X	ZOO
<i>Gomidesia crocea</i> O.Berg	X	X				X		ZOO
<i>Gomidesia</i> sp 1	X							ZOO
<i>Gomidesia</i> sp 2			X				X	ZOO
<i>Marlierea</i> cf. <i>obscura</i> O.Berg	X					X		ZOO
<i>Marlierea dimorpha</i> O.Berg					X			ZOO
<i>Marlierea</i> sp 1	X	X						ZOO

continuação

<i>Marlierea</i> sp 2						X		ZOO
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	X							ZOO
<i>Myrcia anceps</i> O.Berg	X	X					X	ZOO
<i>Myrcia</i> cf. <i>tijucensis</i> Kiaersk.						X		ZOO
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	X				X	X	X	ZOO
<i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	X							ZOO
<i>Myrcia richardiana</i> (O.Berg) Kiaersk.						X		ZOO
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston							X	ZOO
Myrtaceae sp 1				X				ZOO
Myrtaceae sp 2						X		ZOO
Myrtaceae sp 3		X						ZOO
Myrtaceae sp 4	X							ZOO
Myrtaceae sp 5				X				ZOO
Myrtaceae sp 6						X		ZOO
Myrtaceae sp 7	X							ZOO
Myrtaceae sp 8						X		ZOO
Myrtaceae sp 9		X						ZOO
Myrtaceae sp 10				X				ZOO
Myrtaceae sp 11				X				ZOO
Myrtaceae sp 12	X							ZOO
Myrtaceae sp 13				X				ZOO
Myrtaceae sp 14	X			X		X		ZOO
Myrtaceae sp 15		X						ZOO
Myrtaceae sp 16	X							ZOO
Myrtaceae sp 17				X				ZOO
Myrtaceae sp 18				X				ZOO
Myrtaceae sp 19						X		ZOO
Myrtaceae sp 20						X		ZOO
Myrtaceae sp 21	X	X				X		ZOO
Myrtaceae sp 22					X			ZOO
<b>NYCTAGINACEAE</b>								
<i>Andradea floribunda</i> Allemão				X	X	X		ZOO
<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell		X		X	X	X		ZOO
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X	X	X	X	X	X	ZOO
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	X	X	X	X	X	X	X	ZOO
<b>OCHNACEAE</b>								
<i>Ouratea cuspidata</i> Tiegh.							X	ZOO
<b>OLACACEAE</b>								
<i>Cathedra rubricaulis</i> Miers			X					ZOO
<i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer		X			X			ZOO
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	X	X						ZOO
<i>Heisteria</i> sp.	X	X						ZOO
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.			X					ZOO
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baill.) Sleumer		X	X	X	X	X		ZOO
<b>OLEACEAE</b>								
<i>Chionanthus mandiocanus</i> (Eichler) Lozano & Fuertes					X			ZOO
<i>Linociera</i> sp		X						ZOO
<b>PHYTOLACACEAE</b>								



continuação

<i>Talisia</i> aff. <i>carinata</i> Radlk.						X		ZOO
<i>Toulicia laevigata</i> Radlk.	X	X		X	X	X	X	ZOO
<b>SAPOTACEAE</b>								
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	X		X			X	X	ZOO
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.				X	X	X		ZOO
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	X	X		X	X	X	X	ZOO
<i>Manilkara bella</i> Monach.				X	X			ZOO
<i>Micropholis crassipedicellata</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	X			X	X			ZOO
<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	X	X		X	X	X		ZOO
<i>Micropholis guyanensis</i> (A.DC.) Pierre	X			X	X			ZOO
<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	X	X		X	X			ZOO
<i>Pouteria</i> cf. <i>hispida</i> Eyma							X	ZOO
<i>Pouteria glomerata</i> (Miq.) Radlk.	X	X		X	X	X		ZOO
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	X	X		X	X			ZOO
<i>Pouteria macahensis</i> T.D.Penn.							X	ZOO
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	X							ZOO
<i>Pouteria</i> sp	X	X				X		ZOO
<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	X	X				X		ZOO
Sapotaceae sp 1	X	X			X	X		ZOO
Sapotaceae sp 2		X						ZOO
Sapotaceae sp 3				X				ZOO
<b>SIMAROUBACEAE</b>								
<i>Picramnia gardneri</i> Planch.			X					ZOO
<i>Simaba floribunda</i> A.St.-Hil.		X	X	X	X	X		ZOO
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	X	X	X		X	X		ZOO
<i>Simarouba</i> sp	X	X						ZOO
<b>SIPARUNACEAE</b>								
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	X	X	X			X	X	ZOO
<i>Siparuna reginae</i> (Tul.) A.DC.	X	X	X	X	X	X		ZOO
<b>SOLANACEAE</b>								
<i>Solanum carautae</i> Carvalho				X		X		ZOO
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.			X	X	X			ZOO
<b>THEACEAE</b>								
<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng		X						ZOO
<b>ULMACEAE</b>								
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume				X				ZOO
<b>URTICACEAE</b>								
<i>Cecropia glaziovi</i> Sneathl.	X				X			ZOO
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	X			X				ZOO
<i>Cecropia lyratiloba</i> Miq.		X		X				ZOO
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	X	X						ZOO
<b>VIOLACEAE</b>								
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	X	X		X	X		X	auto
<b>VOCHYSIACEAE</b>								
<i>Qualea gestasiana</i> A.St.-Hil.	X					X		ZOO
<i>Qualea glaziovii</i> Warm.								ZOO

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)



[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)