

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Regime de distúrbio e dinâmica da regeneração natural na Floresta Pluvial  
Atlântica Submontana**

**Renato Augusto Ferreira de Lima**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Florestais, com opção em Conservação de  
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2007**

**Renato Augusto Ferreira de Lima**  
**Ecólogo**

**Regime de distúrbio e dinâmica da regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica  
Submontana**

Orientador:  
Prof. Dr. **SÉRGIO GANDOLFI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Florestais, com opção em Conservação de  
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba**  
**2007**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Lima, Renato Augusto Ferreira de  
Regime de distúrbio e dinâmica da regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica  
Submontana / Renato Augusto Ferreira de Lima. - - Piracicaba, 2007.  
233 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.  
Bibliografia.

1. Crescimento vegetal 2. Ecologia de comunidades 3. Florestas pluviais 4. Luz  
5. Mata Atlântica 6. Mortalidade I. Título

CDD 634.9

**“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”**

*Aos meus queridos pais,  
Mara e Raimundo, e ao  
meu eterno Mestre, dedico o  
fruto do meu trabalho.*

## AGRADECIMENTOS

Ao pessoal querido lá de casa – Mara, Raimundo, Ive e Tommy (in memorian), que me fizeram companhia e me incentivaram durante todo esse trabalho maluco que arranjei.

Ao Prof. Dr. Sérgio Gandolfi pela orientação e liberdade para realizar todas as minhas loucuras científicas. Deu no que deu! Espero ter a oportunidade de continuarmos trabalhando juntos.

Ao CNPq (Processo no. 132.938/2005-7) pela bolsa de mestrado concedida.

Ao projeto temático “Diversidade, dinâmica e conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40,96 ha de parcelas permanentes” (Processo no. 99/09635-0) do programa BIOTA-FAPESP, O Instituto Virtual da Biodiversidade ([www.biota.org.br](http://www.biota.org.br)), que financiou e deu suporte durante toda parte de campo deste projeto.

Ao Instituto Florestal de São Paulo e à direção do Parque Estadual Carlos Botelho, por possibilitarem a execução deste trabalho no parque.

Aos ajudantes de campo Alexandre, Adriana (2x), Campineiro, Catarina, Débora (2x), Gordo, Jerônimo (2x), Henrique, Kiko, Renata, Rose, Sarah e Vitti (2x), pois sem eles eu estaria até agora medindo plantas e esticando trena. Valeu mesmo pela força e pela companhia na feijoadada fria.

Aos funcionários do parque, Ademar, Ademarzinho, Técio, Márcio, Iran e Henrique pelo apoio na hospedagem e pelos papos no final de tarde. Às minhas companheiras de viagem, hospedaria e jantares, Débora, Márcia, Silvana e Giselle.

À Profa. Dra. Adriana M.Z. Martini (UNIFESP) pela parceria, discussões e ajuda com as análises de riqueza de espécies. Ao Prof. Dr. Vinícius Castro de Souza (ESALQ/USP) pela ajuda na identificação do material botânico e pela facilidade de acesso ao herbário ESA. Agradeço ainda aos pesquisadores João B. Baitelo (IF/SP - Lauraceae), Fiorela F. Mazine (ESALQ/USP - Myrtaceae), João A. Pastore (IF/SP - Meliaceae) e Lidyanne Y.S. Aona (UNICAMP – Commelinaceae) pela identificação botânica.

Ao Jefferson L. Polizel (LMQ - ESALQ/USP) pela presteza, suporte com os equipamentos e dicas com o *ArcView*. Ao Prof. Dr. Paulo Sentelhas (ESALQ/USP) pela ajuda com os parâmetros de luz e dados meteorológicos. Ao Marcelo E. Alves (ESALQ/USP) pela ajuda com o SAS.

Agradeço mais uma vez ao Sérgio Gandolfi e Milene Bianchi, que se dispuseram a fazer a análise das fotografias hemisféricas.

À galera da salinha da Pós: Chris, Toco, Flavinha, Clau, Catá, Fabi, Mari, Milene, Pablo, Denis, Rafik, Aninha, Carla, Rejane, Marta, Bruno e Valério pelos bons momentos no LERF. Agradecimento especial ao Chicão, pela dedicação, suporte com os materiais de campo, caronas e paciência para agüentar minhas trapalhadas.

Aos meus queridos amigos que não sabem direito do que se trata essa dissertação, mas me deram ânimo para levá-la até o fim: Jerê, Jó, Bel, Nat, Dé, Duzão (Maestro!), Gá, Alemão e Luiggi. Aos moradores, Jah, Maezono, Xiq 10 e Gaúcho, e ao Pirú pelas idéias, companhia e baladas. À galera do Antro e da Gaiola, pela acolhida nos meus tempos de Piracicaba. É nós!

“Frente à crise sócio-ambiental que arrasa nosso planeta fica claro que o atual ambientalismo, que propõe simples reparos tecnológicos, é meramente superficial e ineficiente. Sem mudanças de valores básicos, nós finalmente destruiremos a diversidade do planeta, capaz de sustentar diferentes culturas e de gerar tantas belezas. Parece razoável pensar, portanto, que um novo ambientalismo deve promover questionamentos sobre as reais causas e motivações dessa crise generalizada que vivenciamos. Nesse sentido, apenas uma educação eficaz que toque em assuntos, como ética ambiental e respeito pelo valor inerente que todos as formas de vida possuem, poderá promover tais questionamentos. Mas como aumentar, na prática, o respeito pelos valores intrínsecos da riqueza e diversidade humana e não-humana? Chegar a tal resposta talvez seja o maior desafio da humanidade moderna e será, sem dúvida, um indicador de que uma nova sociedade está em gestação...”

O autor



## SUMÁRIO

RESUMO .....	7
ABSTRACT .....	8
1 INTRODUÇÃO .....	9
1.1 INTRODUÇÃO GERAL .....	9
1.2 JUSTIFICATIVA .....	12
1.3 HIPÓTESES .....	14
1.4 OBJETIVOS .....	15
2 DESENVOLVIMENTO .....	16
2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	16
2.1.1 Regime de distúrbio em sistemas florestais .....	16
2.1.2 Composição e regeneração florestal .....	22
2.1.3 Distúrbios e diversidade de espécies .....	25
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	29
2.2.1 Área de estudo .....	29
2.2.2 Regime de distúrbio do dossel .....	35
2.2.3 Delineamento experimental e instalação das parcelas .....	39
2.2.4 Regime de luz .....	42
2.2.5 Estrato herbáceo .....	47
2.2.6 Estrato arbustivo .....	51
2.3 RESULTADOS .....	56
2.3.1 Regime de distúrbio do dossel .....	56
2.3.2 Regime de luz .....	62
2.3.3 Estrato herbáceo .....	67
2.3.4 Estrato arbustivo .....	72
2.4 DISCUSSÃO .....	110
2.4.1 Regime de distúrbio do dossel .....	110
2.4.2 Regime de luz .....	115
2.4.3 Estrato herbáceo .....	119
2.4.4 Estrato arbustivo .....	125
3 CONCLUSÕES .....	169
REFERÊNCIAS .....	174
ANEXOS .....	204

## RESUMO

### Regime de distúrbio e dinâmica da regeneração natural na Floresta Pluvial Atlântica Submontana

Em uma parcela permanente de 10,24 ha na Floresta Pluvial Atlântica Submontana do Parque Estadual Carlos Botelho (Sete Barras, SP, Brasil), este estudo teve o intuito de descrever o regime de distúrbio do dossel e avaliar a regeneração natural sob diferentes regimes de luz. Para tanto, foi realizado o levantamento de todas as clareiras da parcela, que foram mensuradas e tiveram sua idade aproximada estimada. Em seguida, foram instaladas 42 parcelas de 10x10m para avaliar a regeneração natural em três regimes luminosos: dossel contínuo (18 parcelas), clareiras pequenas a médias (11) e clareiras grandes com abundância de *Guadua tagoara* (Nees) Kunth (13). O regime de luz foi caracterizado por fotografias hemisféricas tomadas ao centro das parcelas. O estudo da regeneração natural foi dividido em: estrato herbáceo (i.e., ervas menores que um metro de altura), avaliado através da cobertura do solo estimada pelo método de interceptação de linha; e estrato arbustivo, avaliado através dos indivíduos com altura maior que 1m, e com diâmetro à altura do peito menor que 5cm. Para estes indivíduos anotou-se a espécie, diâmetro, altura total e área de copa, além da presença de partes reprodutivas e substrato de germinação. Informações sobre hábito, grupo sucessional e síndrome de dispersão das espécies também foram obtidas. Após um ano, uma reavaliação permitiu analisar a mortalidade, danos, recrutamento e crescimento. Apesar de 67% das clareiras terem sido menores que 150 m<sup>2</sup>, o regime de distúrbio foi atípico, principalmente pela contribuição de clareiras maiores que 750 m<sup>2</sup>, e pela área média e total que variaram respectivamente de 419 a 799 m<sup>2</sup>, e de 26 a 49%, dependendo do método de delimitação de clareira. A densidade foi de 6 clareiras.ha<sup>-1</sup> e a taxa de recorrência variou entre 91 e 220 anos, dependendo dos métodos. Houve diferença significativa entre os ambientes para a maioria dos índices de luz, especialmente para a radiação total incidente com médias entre 909 e 2.400 mols.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>. Observou-se diferença significativa entre ambientes na cobertura por ervas, porém os resultados variaram entre espécies. No estrato arbustivo, houve diferença significativa na composição e abundância das espécies, inclusive entre clareiras médias e sub-bosque. A densidade de ervas e arbustos foi maior nos ambientes mais iluminados, assim como a densidade de pioneiras e secundárias iniciais. O recrutamento em um ano (16%) apresentou diferenças nos ambientes, com 63% dos recrutados apenas nas grandes clareiras. O mesmo não ocorreu com a taxa de mortalidade cujas principais causas foram os danos físicos e dessecamento. Para os 13% de indivíduos danificados em um ano, houve destaque para danos ligados à extração de palmito. Apenas os danos físicos naturais apresentaram diferença entre ambientes, com grandes clareiras sendo as mais danosas. No geral e entre as 25 espécies avaliadas separadamente, houve uma tendência de crescimento maior com o aumento da incidência luminosa. Clareiras pequenas a médias tiveram significativamente maior riqueza, diversidade e menor dominância de espécies que o sub-bosque. Clareiras grandes com bambu tiveram menor riqueza e diversidade, mas contribuíram com a manutenção da diversidade beta da parcela permanente.

Palavras-chave: *Calathea communis*; Clareiras; Crescimento; Danos físicos; Estrato herbáceo; Fitossociologia; Florística; Fotografia hemisférica; *Guadua tagoara*; Luz; Mortalidade; Riqueza de espécies



## ABSTRACT

### **Disturbance regime and natural regeneration dynamics in the Lower Montane Atlantic Rain Forest**

In a 10.24 ha permanent plot of Tropical Lower Montane Atlantic Rain Forest in the Carlos Botelho State Park (Sete Barras, SP, Brazil), this study aimed to describe the canopy disturbance regime and to assess natural regeneration under different light regimes. In order to do so, the plot was completely surveyed for canopy gaps that were measured and had their approximate age estimated. Then, 42 10x10 m plots were established to evaluate natural regeneration under three light regimes: understory (18 plots), small to medium canopy gaps (11 plots) and large gaps abundant in *Guadua tagoara* (Nees) Kunth (13 plots). The light regime was characterized through hemispherical photographs taken at each plot center. Natural regeneration was divided into: herb stratum (i.e., herbs below one meter in height) assessed through soil coverage using the line intercept method; and shrub stratum or all plant individuals taller than one meter high and thinner than 5 cm in diameter at breast height. All individuals were identified to species and measured for diameter, height, crown height and area, besides notes on the presence of reproductive structures and germination substrate. Information on growth form, dispersal syndrome and ecological group were also obtained for each species. After one year, one reevaluation was made to assess mortality, damages, recruitment and growth. Although 67% of gaps were smaller than 150 m<sup>2</sup>, the plot disturbance regime was atypical mainly by the contribution of gaps bigger than 750 m<sup>2</sup> and by the average and total gap area that varied respectively from 419 to 799 m<sup>2</sup>, and from 26 to 49% depending on the gap delimitation method. Gap density was 6 gaps.ha<sup>-1</sup> and the turnover rate varied from 91 to 220 years depending on the gap method employed. There was significant difference between environments among the light index, especially for total incident radiation with means varying from 909 and 2,400 mols.m<sup>-2</sup>.y<sup>-1</sup>. It was found significant differences on herb soil coverage between environments, although the results varied among species. In the shrub stratum, species composition and abundance was significantly different, even between small to medium canopy gaps and the understory. Herb and shrub densities were bigger in the more enlightened environments, as well as pioneer and early secondary species densities. Recruitment over the year (16%) was different between environments with large gaps accounting for 63% of all recruits. Similar difference was not found for mortality rate that had physical damage and desiccation as main death causes. Amid the 13% of damage individuals in the course of one year, there was noticeable contribution of damages linked to illegal extraction of palm-heart. Differences between environments were present only for physical damages with large gaps being the most damaging environment. In general and among the 25 species evaluated separately, there was a tendency of bigger growth with enhancement in light incidence. Small to medium gaps had significantly higher species richness and diversity, and lower dominance compared to the understory. Large gaps had lower richness and diversity, but they contributed to maintain beta diversity of the permanent plot.

Keywords: *Calathea communis*; Canopy gaps; Growth; *Guadua tagoara*; Floristics; Hemispherical photography; Herb stratum; Light; Mortality; Physical damage; Phytosociology; Species richness

## 1 INTRODUÇÃO

*“Before regeneration under these artificial conditions can be understood or controlled scientifically we need to know what happens under undisturbed conditions”*

P.W. Richards

### 1.1 Introdução geral

Dentre as diferentes formações da vegetação, a exuberância de florestas tropicais tem atraído a atenção de muitos cientistas há mais de um século. Sua enorme diversidade de espécies e formas de vida impressionou principalmente pesquisadores europeus (SCHIMPER, 1903 apud RICHARDS, 1952; DAVIS; RICHARDS, 1933; AUBRÉVILLE, 1938; RICHARDS, 1939; DAVIS, 1945; JONES, 1955, 1956) acostumados às florestas temperadas. Estas florestas se desenvolvem onde o clima é quente, a chuva é intensa e bem distribuída ao longo do ano, de maneira que uma das características mais marcantes é sua alta riqueza de espécies vegetais. Em florestas tropicais e equatoriais como as do Equador, por exemplo, o número de espécies em 25 ha é tão grande que se aproxima do número total de espécies presentes nas florestas temperadas de todo o hemisfério Norte (cf. WRIGHT, 2002).

Naturalmente, os pesquisadores passaram então a buscar os fatores que determinavam seus atributos (i.e., fisionomia, estrutura e composição), bem como a dinâmica de comunidades tão complexas como as florestas tropicais. Para embasar suas perguntas científicas, os pesquisadores fizeram uso da abstração conceitual de que uma floresta, assim como as demais formas da vegetação, sejam compostas por comunidades ecológicas. De maneira simplificada, uma comunidade pode ser definida pelo conjunto de populações que coexistem no tempo e no espaço e interagem entre si, alterando direta ou indiretamente a dinâmica umas das outras. Existe muita literatura sobre qual seria a melhor maneira de defini-las e entendê-las (e.g., GLEASON, 1926; WATT, 1947, 1964; McARTHUR, 1969; PALMER; WHITE, 1994), discussão esta que foge do escopo desta introdução. O importante é que a maneira de entender comunidades ecológicas mudou ao longo do tempo, junto com a nossa maneira de entender o funcionamento das florestas.

Recentemente, as antigas visões de Clements e Gleason sobre o desenvolvimento e manutenção das comunidades deram lugar a uma visão mais moderna, centrada nos conceitos de padrão e processo (van der MAAREL, 1996). Esta visão foi inicialmente sintetizada por A. S. Watt em seu clássico artigo de 1947<sup>1</sup>. Neste artigo o autor descreve os vários tipos de vegetação como sendo a expressão de um mecanismo formado por pequenos agregados de espécies com composição própria (fases ou manchas sucessionais) que estão dinamicamente inter-relacionados (i.e., padrão), e cujo desenvolvimento segue uma seqüência temporal mais ou menos ordenada (i.e., processo; WATT, 1925, 1947). Em ambientes florestais, este mecanismo dinâmico conferiria à floresta, portanto, o padrão básico de um mosaico formado por fases sucessionais de diferentes idades e tamanhos que o autor chamou de complexo de regeneração. Anos antes, Cooper (1913) já havia sugerido a existência deste complexo de regeneração que, em períodos longos de tempo, poderia ser encarado como um caleidoscópio.

Assim sendo, Watt (1947) divulgou uma nova maneira de entender as comunidades vegetais, na qual seu desenvolvimento e manutenção ocorrem através de um processo contínuo de crescimento e morte de seus indivíduos, denominado pelo autor como o ciclo de mudança. Esse termo foi posteriormente adaptado para florestas tropicais como ciclo de crescimento florestal (*forest growth cycle*: WHITMORE, 1975), base para o que se entende atualmente como dinâmica de mosaicos (*patch dynamics*: WHITE; PICKETT, 1985). Em florestas, o ciclo de mudança se inicia após o distúrbio causado pela morte de um indivíduo do estrato dominante. A morte deste indivíduo geralmente cria um ambiente diferenciado do restante da floresta conhecido, em língua portuguesa, como clareira ou fase clareira (WATT, 1947; WHITMORE, 1975). Em florestas, portanto, os conceitos de dinâmica de mosaicos e dinâmica de clareiras são freqüentemente referidos como sinônimos (van der MAAREL, 1993).

Uma clareira é um ambiente dentro da floresta onde as condições ambientais são distintas de seu entorno, principalmente em relação aos fatores climáticos luz e temperatura – ver revisão deste tópico em Lima (2005a) e citações em seu interior. Distúrbios desta natureza são comuns à praticamente todas as florestas do mundo (GRUBB, 1977; CONNELL, 1978; van der MAAREL, 1993), nas quais árvores morrem em diferentes momentos e pontos da floresta. E é neste espaço

---

<sup>1</sup> O inglês Alexander Stuart Watt (1892 - 1985) mudou a forma tradicional de entender as comunidades vegetais após a publicação do artigo *Patterns and Process in the Plant Community* em 1947. Seu artigo foi citado 255 vezes entre 1955 e 1985, tornando-se um *Citation Classic* (BLOCK, 1986). Ver também a biografia do autor feita por Gimingham (1986).

da floresta onde será determinado quem irá substituir a árvore de dossel morta e compor o novo estrato dominante da floresta. Assim, a manutenção deste estrato está, em grande parte, vinculada à regeneração natural que ocorre no interior de clareiras (RICHARDS, 1952; WHITMORE, 1975, 1990; BROKAW; BUSING, 2000), regeneração esta que pode vir de diferentes fontes, como revisado por Lima (2005b).

Entende-se regeneração natural da floresta – também citada como reprodução florestal (JONES, 1945) – como o complexo e contínuo processo de reconstituição e reorganização da estrutura e composição da comunidade, sendo determinada pelo recrutamento, crescimento e sobrevivência ao longo das diferentes fases de vida de seus indivíduos (RICHARDS, 1952; BARTON, 1984). Estudar a regeneração natural no interior de clareiras é, entre outros aspectos, procurar determinar se o indivíduo a ocupar o espaço recém aberto pelas próximas décadas, ou séculos, será ou não da mesma espécie do indivíduo morto. Porém, a complexidade dos fatores envolvidos neste processo de reposição torna a previsão da espécie do futuro integrante do dossel praticamente impossível. Assim, como uma forma de entender os fatores que determinavam a estrutura, composição e dinâmica florestal, muitas pesquisas se voltaram ao estudo da regeneração no interior de clareiras em florestas temperadas (NELSON, 1955; BRAY, 1956; WOODS; SHANKS, 1959; EHRENFELD, 1980; RUNKLE, 1981; HUENNEKE, 1983) e tropicais (RICHARDS; WILLIAMSON, 1975; HARTSHORN, 1978; WHITMORE, 1978; LANG; KNIGHT, 1983; ROLLET, 1983; BARTON, 1984; BROKAW, 1985a). Trabalhos mais antigos, contudo, já haviam notado a influência de clareiras sobre a regeneração florestal (SERNANDER, 1918, 1936<sup>2</sup> apud van der MAAREL, 1996; COOPER, 1913; RICHARDS, 1939; JONES, 1955).

Conhecer os padrões e processos que governam a regeneração natural é, portanto, essencial para entender como florestas se mantêm no tempo (RICHARDS, 1952; WHITMORE, 1975; DENSLOW, 1980b; HUBBELL; FOSTER, 1986). Essa linha de raciocínio serviu de base para a construção do modelo regeneração florestal via clareiras (*gap-phase regeneration*), que é o modelo existente mais bem aceito para explicar como as florestas de dossel fechado se mantêm no tempo (SHUGART, 1984; SWAINE; HALL, 1988; van der MAAREL, 1996; BULLOCK, 2000). Portanto, conhecer as taxas de abertura e fechamento de clareiras, além da área ocupada por elas, traz valiosas informações sobre a estrutura e regeneração da floresta (RIERA; ALEXANDRE, 1988; RUNKLE, 1992). Da mesma maneira, conhecer os processos que conduzem a regeneração

---

<sup>2</sup> Ambos os trabalhos do autor, feitos próximo a Uppsala - Suécia, foram publicados em sueco e, por isso, provavelmente não tiveram a merecida divulgação internacional (van der MAAREL 1996).

das espécies em seu interior são a base para o entendimento da manutenção e composição do estrato dominante (i.e., dossel), que auxiliam a previsão de futuros caminhos da floresta (HUBBELL; FOSTER, 1986; WHITMORE, 1990).

## **1.2 Justificativa**

A proposta do presente estudo está inserida no contexto da regeneração natural em Florestas Pluviais Tropicais. Tanto em clareiras quanto na demais áreas das florestas, a pesquisa da regeneração de espécies vegetais tem como objetivo central fornecer fundamentos para que os processos envolvidos na manutenção da floresta sejam esclarecidos. Como dito anteriormente, o estudo da regeneração natural em diferentes ambientes da floresta oferece importantes contribuições à compreensão dos fatores determinantes da composição florística e estrutura do estrato dominante da floresta, bem como das exigências ecológicas das espécies que a constituem. Neste contexto, ecólogos estão à procura de tendências que possam auxiliar a previsão de determinadas composições florísticas e de possíveis estruturas florestais. Claro que, ao lidar com sistemas complexos e heterogêneos como uma floresta tropical, não se pretende prever exatamente os caminhos da comunidade. Mas este conhecimento será de importância fundamental na conservação e manejo florestal, ao fornecer conhecimento básico aos administradores e governantes, para que estes possam ter mais alternativas de escolha e maior eficácia durante a tomada de decisões (GOMEZ-POMPA; BURLEY, 1991).

A importância do estudo da regeneração em florestas tropicais se traduz através de suas aplicações práticas. Whitmore (1991) considera que para o manejo de florestas tropicais, seja qual for sua proposta (e.g., produção sustentável de madeira ou conservação florestal), o conhecimento do ciclo florestal nos permite ser mais eficientes nas atividades de manejo. Como exemplos desta aplicação, existiram programas de manejo florestal que imitaram o processo natural de abertura do dossel (HARTSHORN, 1989; COATES; BURTON, 1997) ou que propuseram atividades de manejo baseadas na regeneração de clareiras (de GRAAF, 1986; BABWETEERA et al., 2000). Por outro lado, este conhecimento tem orientado os programas de recuperação da vegetação na tarefa de reconstruir as complexas interações de comunidades florestais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). O estudo de clareiras também fornece importantes subsídios para o estudo da

ecologia de espécies florestais, principalmente quanto ao crescimento (AUGSPURGER, 1984a; BROKAW, 1985a), distribuição espacial (AUGSPURGER; FRANSON, 1988) e definição de grupos sucessionais (DENSLOW, 1980b; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985; SWAINE; WHITMORE, 1988).

No caso particular da Floresta Pluvial Atlântica, complexo florestal onde foi realizado o presente estudo, cabe ressaltar como ainda é limitado o conhecimento da estrutura e, principalmente, da dinâmica de suas comunidades (MANTOVANI, 2003). Em relação à formação e regeneração de clareiras, este conhecimento é ainda mais reduzido (e.g., CARVALHO et al., 2000; GANDOLFI, 2000; TABARELLI; MANTOVANI, 2000; MARTINS; RODRIGUES, 2002; LIMA; MOURA, 2007). Mais especificamente na Floresta Pluvial Atlântica Submontana, apenas um trabalho foi encontrado envolvendo diretamente o tema (MANTOVANI, 1993). Esta situação é ainda mais preocupante considerando que este complexo florestal, possuidor de grande diversidade biológica (mais de 2,7% do número global de espécies endêmicas), está entre os mais ameaçados do planeta quanto à sua conservação (apenas 7,5% da cobertura original remanescente: MYERS et al., 2000).

A maior parte do que restou da Floresta Pluvial Atlântica cobre as escarpas e montanhas ao longo da Costa Atlântica (principalmente, florestas montanas e submontanas), onde a pressão da agricultura foi menor devido à dificuldade de mecanização – para mais informações sobre o histórico de fragmentação da Floresta Atlântica Brasileira ver Viana e Tabanez (1996). O Parque Estadual ‘Carlos Botelho’ (PECB) e os demais núcleos de vegetação remanescentes representam, portanto, o último potencial para a conservação de muitas espécies e para gerar conhecimento capaz de embasar a recuperação de áreas degradadas. Assim, é essencial a realização de trabalhos de base nestes núcleos, para que a conservação seja feita de forma consciente e eficiente, evitando desperdício de recursos financeiros ou o sacrifício de diversidade (genética e/ou funcional).

Este estudo, apesar do caráter essencialmente básico e por vezes descritivo, certamente trará importantes contribuições para a discussão sobre o funcionamento e diversidade de espécies em florestas do Estado de São Paulo, dentro do contexto do projeto “Diversidade, dinâmica e conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40,96 ha de parcelas permanentes”. Como alguns exemplos, os resultados deste trabalho trarão informações sobre o regime de distúrbio por clareiras e valores para a taxa de recorrência (ver definição abaixo), ambos inéditos para a Floresta Atlântica Submontana. Ainda neste contexto, discussões valiosas foram realizadas sobre

as influências de adensamentos do taquaruçu [*Guadua tagoara* (Ness) Kunth.], freqüentes no Vale do Ribeira de Iguape, no funcionamento e diversidade da floresta. Outras informações se referem à composição florística e estrutura do estrato arbustivo da parcela permanente que não haviam sido estudadas até então. Por outro lado, os resultados deste trabalho auxiliarão a divisão de espécies da Floresta Atlântica em grupos sucessionais, que ainda é controversa. Estes resultados se referem principalmente aos dados de densidade, crescimento e mortalidade das espécies em diferentes regimes de luz da floresta. Sendo assim, outros estudos poderão ser estimulados, incluindo detalhamentos sobre a ecofisiologia e ecologia de populações (e.g., germinação, distribuição espacial, herbivoria) das espécies levantadas.

### 1.3 Hipóteses

Considerando as informações disponíveis na literatura e as teorias apresentadas até o presente momento, este estudo baseia-se na premissa de que existem diferenças na regeneração natural de espécies florestais sob diferentes regimes de luz. Assim, este estudo foi projetado e executado com o intuito de testar as seguintes hipóteses:

H<sub>1</sub>: O regime de distúrbio do dossel se caracteriza predominante pela presença de clareiras pequenas (menores que 150 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a) e pela raridade de clareiras grandes (maiores que 400 m<sup>2</sup>).

H<sub>2</sub>: O desenvolvimento de espécies herbáceas, avaliado através da cobertura do solo, é maior em ambientes com maior disponibilidade de luz.

H<sub>3</sub>: A composição e sociologia das espécies do estrato arbustivo variam entre ambientes com regimes de luz diferentes.

H<sub>4</sub>: Diferentes espécies possuem desempenhos (crescimento, mortalidade e recrutamento) diferenciados entre os regimes de luz considerados.

H<sub>5</sub>: A abertura de clareiras na floresta mantém a riqueza e diversidade de espécies em comunidades florestais tropicais.

## 1.4 Objetivos

Este estudo foi realizado entre 2005 e 2006 em uma parcela permanente instalada na Floresta Pluvial Atlântica Submontana dentro dos limites do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB - Núcleo Sete Barras, Sete Barras, SP), com os objetivos gerais de descrever o regime de distúrbio por clareiras e avaliar a regeneração natural sob dossel contínuo e em clareiras de diferentes tamanhos. Dentro destes objetivos gerais:

- Caracterizar o regime de distúrbio na área de estudo, em relação ao tamanho, idade aproximada e frequência das clareiras formadas. Determinar se clareiras maiores que 400 m<sup>2</sup> são raras na Floresta Pluvial Atlântica Submontana do PECB;
- Descrever como varia a cobertura do solo por espécies herbáceas entre clareiras e sob o dossel contínuo e se existem grupos destas espécies que possuem respostas diferentes em relação à luz;
- Avaliar se há diferença na composição e atributos (hábito, síndrome de dispersão e grupo sucessional) das espécies entre os ambientes considerados, além de buscar mudanças na densidade e frequência das espécies nos ambientes, ou seja, avaliar a ocorrência preferencial de espécies por ambientes particulares;
- Quantificar o crescimento, mortalidade, recrutamento e danos às espécies e se estes diferem entre ambientes com diferentes incidências de luz;
- Avaliar se a disponibilidade e heterogeneidade de recursos em clareiras são capazes de conter um número maior de espécies se comparado ao sub-bosque.



## 2 DESENVOLVIMENTO

*“The mosaic or patchwork changes continually in a manner that may almost be called kaleidoscope when long periods of time are considered. The forest as a whole, however, remains the same, the changes in various parts balancing each other”*

W.S. Cooper

### 2.1 Revisão Bibliográfica

#### 2.1.1 Regime de distúrbio em sistemas florestais

A ação de distúrbios (e.g., tempestades, deslizos de terra, atividade animal) é constante em provavelmente todas as comunidades ecológicas e, por tal motivo, sua influência sobre o funcionamento e organização destas comunidades tem sido o foco de muitos estudos durante décadas. Trata-se de uma linha de pesquisa em ecologia que ganhou representatividade e teorização especialmente após a década de 70 (RICHARDS; WILLIAMSON, 1975; WHITTAKER; LEVIN, 1977; CONNELL; SLATYER, 1977; RICKLEFS, 1977; STRONG JUNIOR, 1977; CONNELL, 1978; BAZZAZ, 1983; WHITE; PICKETT, 1985; CLARK, 1990; DENSLOW, 1995), apesar de estudos mais antigos já terem divulgado a importância da ação de distúrbios em comunidade de plantas (COWLES, 1899; COOPER, 1913; WATT, 1925; GLEASON, 1926; CLEMENTS, 1936; JONES, 1945; GYSEL, 1951; RICHARDS, 1952; WHITTAKER, 1956, 1960; WEBB, 1958; SCHULZ, 1960 apud DENSLOW, 1980b). Consagrada como Ecologia de Distúrbios após a publicação do clássico *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*<sup>3</sup>, esta linha de pesquisa confirmou que parte da complexa dinâmica de comunidades, e de suas populações, está sob a influência direta ou indireta da atividade de distúrbios (WHITE, 1979; WHITE; PICKETT, 1985). Como será exposto ainda nesta revisão, distúrbios também foram inclusos à formulação de diferentes hipóteses relacionadas

---

<sup>3</sup> PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Eds.), **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. 472p.

à manutenção da riqueza e diversidade de espécies (GRUBB, 1977; CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980b).

Na literatura especializada, há várias tentativas de definir distúrbios (WHITE, 1979; BAZZAZ, 1983; WHITE; PICKETT, 1985). Uma definição clara e abrangente é aquela proposta por Clark (1990), que define distúrbio como “eventos relativamente discretos que causam mudanças na estrutura física (vegetação e solo superficial) do ambiente”. Tal definição exclui flutuações contínuas da comunidade (e.g., mudanças sazonais na estrutura da vegetação) e se baseia na estrutura física da comunidade como reflexo da influência da ação de distúrbios sobre comunidades vegetais. Entretanto, ela não explicita a questão de escala espacial, que é essencial para o entendimento total de sua influência sobre a estabilidade da comunidade (van der MAAREL, 1993). Para outras definições de distúrbio e discussões mais detalhadas sobre seus efeitos ver revisões feitas por Sousa (1984) e van der Maarel (1993).

Outra importante questão envolvendo a definição de distúrbios, diz respeito à distinção conceitual entre estes e as perturbações (van der MAAREL, 1993), freqüentemente citados como sinônimos (WHITE; PICKETT, 1985). Apesar da semelhança física entre o resultado de suas atividades, perturbações se referem às mudanças catastróficas que modificam a trajetória da comunidade. Geralmente, na maioria das comunidades não se conhece exatamente sua trajetória sucessional, ou mesmo quais são seus eventos normais (habituais). Por tais motivos, é interessante que se utilize a palavra distúrbio, que possui senso mais amplo e que inclui tanto eventos destrutivos não habituais, quanto eventos normais ao próprio sistema.

Mensurar diretamente e completamente os efeitos de distúrbios no tempo e no espaço é praticamente impossível e, por isso, medidas indiretas são necessárias (SHEIL; BURSLEM, 2003). Habitualmente, o resultado da atividade de distúrbios em florestas tem sido descrito através da morte de árvores ou pela queda de parte delas (LIEBERMAN et al., 1985; van der MEER; BONGERS, 1996b; GALE; BARFOD, 1999). Sem dúvida, este é o tipo de distúrbio mais freqüente e bem distribuído em florestas tropicais e temperadas e, por isso, é também o melhor documentado [e.g., STRONG JUNIOR, 1977; BROKAW, 1982b; RUNKLE, 1982; PUTZ et al., 1983; MARTÍNEZ-RAMOS et al., 1988; ALMEIDA, 1989; JANS et al., 1993; CAREY et al., 1994; ver também WHITE (1979) e SOUSA (1984) para outros tipos de distúrbios]. Gerado por causas endógenas (e.g., senilidade ou patógenos) ou exógenas (e.g., ventos ou chuvas), a queda de árvores mortas, ou de parte delas, geram ambientes na floresta cujas características mais

marcantes são os danos físicos na vegetação suprimida e a liberação de recursos e espaço outrora usados pelo indivíduo morto (COLLINS et al., 1985; DENSLOW, 1987).

Em muitos casos a queda de árvores também gera descontinuidades no estrato dominante da floresta (i.e., dossel), usualmente referidas como ‘clareiras’, que além de espaço, aumentam a disponibilidade de luz no chão da floresta (WHITMORE, 1990). Tais características são suficientes para influenciar a regeneração da comunidade como um todo (WHITMORE, 1978; BROKAW, 1985b; HUBBELL; FOSTER, 1986; DENSLOW, 1987; HUBBELL et al., 1999). As conseqüências do evento de distúrbio estão relacionadas às suas próprias características – distribuição, tamanho, freqüência, previsibilidade, magnitude (intensidade e severidade) e sinergia, descritas em detalhe por Sousa (1984) e White e Pickett (1985), assim como às características da comunidade (van der MAAREL, 1993).

Descrever o regime de distúrbio de uma floresta – o padrão de morte dos indivíduos dominantes e suas conseqüências (BROKAW, 1985b; CLARK, 1990), não é uma tarefa fácil, mas representa um importante passo para entender sua dinâmica. Isto porque, este padrão é o resultado da interação de fatores internos e externos à comunidade, e da maneira com a qual cada um destes fatores influencia a morte de árvores (VEBLEN, 1992). Assim, florestas submetidas à ação de agentes de distúrbio com diferentes características como as chuvas de monções na Índia (CHANDRASHEKARA; RAMAKRISHNAN, 1994a) ou a ação de ciclones na América Central (VANDERMEER et al., 1995) certamente terão regimes de distúrbios diferentes. Da mesma maneira, os atributos da própria vegetação (e.g., estrutura vertical, porte e fisionomia das árvores, presença de emaranhados de lianas), tipos de solo, topografia, declividade do terreno e regime de ventos também influenciam o regime de distúrbio (COOPER, 1913; WHITE; PICKETT, 1985; ARRIAGA, 1988; ASHTON, 1992a; VEBLEN, 1992; GALE; BARFOD, 1999; SCHNITZER et al., 2000). Conseqüentemente, este conjunto de fatores e influências faz com que haja uma variação espacial no regime de distúrbio entre florestas diferentes (WHITE, 1979; CLARK, 1990; RUNKLE, 1990; GANDOLFI, 2000), entre áreas de uma mesma floresta (HARTSHORN, 1978; KAPOS et al., 1990; POORTER et al., 1994; DENSLOW, 1995; LIMA; MOURA, 2007) e entre diferentes períodos de tempo (CHANDRASHEKARA; RAMAKRISHNAN, 1994a; YAVITT et al., 1995).

Uma maneira de descrever o regime de distúrbio de uma comunidade é através da descrição dos agentes de distúrbio, e através das características (e.g., número, porte, tipo de

queda) e distribuição espacial das árvores caídas (HARTSHORN, 1978; van der MEER; BONGERS, 1996b; GRAU, 2002). As particularidades do agente de distúrbio são os principais determinantes da distribuição, tamanho, frequência e magnitude (intensidade e severidade) do distúrbio (RUNKLE, 1985; WHITE; PICKETT, 1985) que, conseqüentemente, terão efeitos diretos sobre as características e distribuição das quedas de árvores e galhos. Os agentes de distúrbios registrados em florestas tropicais podem assumir as mais diferentes formas, que vão desde deslizamentos de terra (GARWOOD et al., 1979) e grandes tempestades (UHL et al., 1988) até raios (MAGNUSSON et al., 1996), doenças diversas (LUNDQUIST; BEATTY, 2002), ação de mariposas (EHRENFELD, 1980) e elefantes (CHANDRASHEKARA; RAMAKRISHNAN, 1994a). Na maioria das florestas mésicas e úmidas, entretanto, chuvas associadas ou não a ventos são os mais freqüentes agentes de distúrbio (BROKAW, 1982b; MARTÍNEZ-RAMOS et al., 1988; KAPOK et al., 1990). Os tipos básicos de eventos de distúrbio causados por árvores<sup>4</sup> foram revisados por Lima (2005a) e as conseqüências de alguns destes tipos podem ser encontradas em Oriens (1982), Putz et al. (1983) e Schaetzel et al. (1989).

Outra maneira de descrever o regime de distúrbio é avaliar o número, tamanho médio e mínimo, frequência em classes de tamanho, distribuição espacial e taxa de formação de clareiras, i.e., do resultado da morte de árvores e/ou galhos do estrato dominante. Trata-se de uma medida indireta dos efeitos de distúrbios em florestas que geralmente é avaliada de maneira complementar a descrição das quedas de árvores (e.g., HARTSHORN, 1978; BROKAW, 1982a; ARRIAGA, 1988; KAPOK et al., 1990). Quanto a esta forma de descrever o regime de distúrbio, parece haver um padrão entre as florestas temperadas e tropicais, ou ao menos para aquelas livres de agentes de distúrbios catastróficos: a maioria das clareiras é menor que 400 m<sup>2</sup> e contribui com uma parte relativamente menor da área total da floresta coberta por clareiras (DENSLOW, 1980b; RUNKLE, 1982; HUBBELL; FOSTER, 1986; SANFORD JUNIOR et al., 1986).

Baseado na taxa de formação de clareiras, existe uma forma complementar de descrever o regime de distúrbio de uma floresta: a taxa de recorrência<sup>5</sup>. A primeira definição formal da taxa

---

<sup>4</sup> Os eventos de distúrbio causados por árvores são também referidos como tipos de queda ou tipo de morte, mas preferiu-se utilizar o termo evento de distúrbio que engloba distúrbios relacionados à queda de parte de árvores, árvores inclinadas e mesmo árvores quebradas com rebrotas, estes que não resultam na morte do indivíduo de dossel.

<sup>5</sup> Da expressão inglesa *turnover rate*, foi provavelmente traduzido pela primeira vez para o português por Silva Jardim et al. (1993). Também encontrado na literatura de língua latina (português, espanhol e francês) como taxa de renovação, taxa de retorno ou taxa de reposição. Adotou-se aqui o termo recorrência simplesmente por ser a mais antiga tradução encontrada para o português. Assim, não se procurou fazer uma discussão semântica do termo em português.

talvez tenha sido feita por Poore (1968, p. 178), que a definiu como o período médio que decorre entre a formação de clareiras sucessivas em um mesmo ponto da floresta. A medição direta da taxa de recorrência representa uma tarefa no mínimo extraordinária, visto a longevidade de algumas árvores em florestas tropicais. Assim, definições práticas da taxa de recorrência foram desenvolvidas e dentre elas a mais difundida é certamente aquela proposta por Hartshorn (1978). Este autor estimou a taxa através do número de anos necessários para clareiras cobrirem inteiramente uma determinada área da floresta (HARTSHORN, 1978; van der MEER et al., 1994). Assim, a taxa é calculada dividindo a área total em estudo pela área total de clareiras formadas em um dado período de observação, geralmente um ano.

Uma maneira alternativa para calcular a taxa de recorrência da floresta foi sugerida por Riera e Alexandre (1988), um modelo estocástico chamado por eles de meia-vida da floresta (*demi-vie*). Existem também formas alternativas de cálculo da taxa baseadas em definições práticas distintas da anterior. Alguns trabalhos se fundamentam nas taxas de mortalidade de árvores em avaliações de longo prazo (e.g., LIEBERMAN et al., 1985; LEWIS et al., 2004), gerando valores mais acelerados de recorrência. Assim, estudos que associem ambas as maneiras de calculá-la podem facilitar a compreensão da dinâmica de uma dada floresta (e.g., van der MEER; BONGERS, 1996b). Outros desenvolveram métodos criativos baseados na determinação da idade de clareiras na floresta, através de danos causados em palmeiras (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 1988).

É importante expor as limitações ligadas à taxa de recorrência (sensu HARTSHORN, 1978), e a maneira de calculá-la. Algumas delas estão relacionadas aos métodos escolhidos para a definição, delimitação e mensuração de clareiras (MARTÍNEZ-RAMOS, 1985; CLARK, 1990), de modo que métodos diferentes resultam em taxas inteiramente distintas (BARDEN, 1989; van der MEER et al., 1994; LIMA, 2005b; LIMA et al.<sup>6</sup>, em fase de elaboração). De maneira similar, a definição da área mínima de clareira a ser considerada também interfere no valor obtido (BROKAW, 1982a). Outras críticas estão vinculadas à forma com a qual o cálculo é feito. Geralmente, estimativas da formação de novas clareiras são feitas baseadas em apenas um levantamento, realizado em um curto espaço de tempo (van der MEER et al., 1994). Tais limitações metodológicas, especialmente quando acumuladas em um mesmo estudo, podem tornar

---

<sup>6</sup> LIMA, R.A.F. et al. **Canopy disturbance regime in a tropical semi-deciduous forest, South-eastern Brazil.**

os resultados incomparáveis entre diferentes estudos (CLARK, 1986). Assim, torna-se essencial a associação dos métodos empregados à taxa calculada (CLARK, 1990).

Críticas mais teóricas também foram colocadas por diferentes pesquisadores quanto aos critérios para o cálculo da taxa. Talvez a principal delas esteja relacionada à não inclusão dos processos de reativação de clareiras<sup>7</sup>, comuns na maioria das florestas<sup>8</sup>, e que afetam áreas consideráveis das clareiras pré-existentes (HARTSHORN, 1978; RIERA; ALEXANDRE, 1988; van der MEER et al., 1994). A não inclusão destes novos eventos (premeditada ou fruto de dificuldades de determinação em campo) resulta em taxas de recorrência mais lentas e atribui menor dinâmica ao dossel. Por outro lado, variações espaciais no regime de distúrbio, associada a variações ambientais entre pontos de uma mesma floresta, foram relatadas para diferentes florestas do mundo (HARTSHORN, 1978; KAPOK et al., 1990; POORTER et al., 1994; GALE, 2000; MARTINS; RODRIGUES, 2002; LIMA; MOURA, 2007). Assim, não é indicada a extrapolação de conclusões sobre a velocidade de renovação da floresta baseadas em trechos florestais que possuam características potencialmente distintas entre si (e.g., fundos de vale e topos de morro, áreas planas e íngremes).

Por último, cabe uma discussão sobre a representatividade biológica da taxa de recorrência como uma ferramenta para descrever a estrutura e composição florística de uma floresta (HARTSHORN, 1978). Sobre este tópico, vários autores reforçaram que nem todas as quedas de árvores estão associadas à abertura de clareiras (POORE, 1968; van der MEER; BONGERS, 1996b, MARTINI et al.<sup>9</sup>, em fase de elaboração). LIERBERMAN et al., (1985), em um trabalho realizado na Costa Rica, estimou que pelo menos metade das árvores mortas maiores que 10 cm de diâmetro à altura do peito (DAP) não estaria associada à formação ou ao aumento da área de clareiras. Por tal motivo, avaliar apenas a abertura de clareiras em uma floresta pode subestimar a atividade e influência de distúrbios no sistema em questão. Adicionalmente, cabe nos perguntar qual é a representatividade da taxa de recorrência no que tange a heterogeneidade da ação de distúrbios com diferentes distribuições, tamanhos e magnitudes. Certamente, variações temporais

---

<sup>7</sup> Em seus métodos o autor definiu que: "(...) only the area of new gap that did not overlap the older gap was added to the total area in gaps for the time period." (HARTSHORN, 1978, p.620).

<sup>8</sup> Assim, de alguma forma áreas ao redor de clareiras apresentam maior suscetibilidade a novas quedas. Isto pode ocorrer por diferentes motivos, como a fragilização do sistema radicular, exposição do solo à chuva e à erosão superficial, e exposição dos indivíduos sobreviventes a regimes de vento diferenciados (RIERA & ALEXANDRE 1988).

<sup>9</sup> MARTINI, A.M.Z. et al. **Disturbance events caused by trees in a semi-deciduous seasonal forest in Brazil.**

e sazonais do regime de distúrbio, além da heterogeneidade entre e dentre clareiras, possuem maior influência sobre a regeneração da floresta do que o próprio tempo de recorrência por si só (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 1988).

### 2.1.2 Composição e regeneração florestal

Em ambientes florestais, um dos temas centrais dentro da ecologia de comunidades é entender os fatores e processos que determinam a composição de espécies e regeneração do estrato dominante, i.e., dossel (SWAINE; HALL, 1988). De maneira natural, os indivíduos do dossel envelhecem, morrem e são gradualmente substituídos por outros, que se desenvolvem no espaço outrora preenchido pelo indivíduo morto. Assim, salvo casos nos quais o próprio indivíduo caído é o responsável pelo fechamento do dossel (PUTZ; BROKAW, 1989; NEGRELLE, 1995a), o indivíduo morto será substituído por um indivíduo da mesma ou de outra espécie. A alta riqueza de florestas tropicais, entretanto, faz com que haja uma tendência geral de que aberturas no dossel sejam preenchidas por indivíduos de outras espécies (HUBBELL; FOSTER, 1986; BULLOCK, 2000), tornando sua composição pouco previsível (ver também CONNELL; LOWMAN (1989) para florestas tropicais monodominantes). Independentemente, a determinação da composição do dossel ao longo dos próximos anos (ou décadas) dependerá do processo de regeneração que ocorre simultaneamente em diferentes pontos da floresta (WATT, 1947; RICHARDS, 1952; WHITMORE, 1975; HUBBELL; FOSTER, 1986; CONNELL, 1989; BROKAW; BUSING, 2000; DALLING; HUBBELL, 2002; PEARSON et al., 2003).

Evidências destes mecanismos de regeneração florestal já haviam sido mencionadas em estudos nas florestas tropicais africanas. Richards (1939, p. 25), por exemplo, fez menção a alguns grupos de vegetais mais bem representados em aberturas do que em ambientes mais escuros da floresta, enquanto Jones (1955, p. 592) descreveu uma possível associação entre a distribuição agregada das espécies e a estrutura de mosaico da floresta na Nigéria. A partir destes e outros estudos pioneiros, tornou-se evidente que os processos que regem o estabelecimento das espécies em clareiras representam passos importantes no entendimento da manutenção da floresta e das possíveis mudanças na sua futura composição (HUBBELL; FOSTER, 1986; SWAINE; HALL, 1988; RUNKLE, 1992). Em outras palavras, o estudo da regeneração em clareiras pretende conhecer a probabilidade de uma espécie em particular ter sucesso ao colonizar uma clareira, ou

seja, que esta espécie seja capaz de crescer e se reproduzir de maneira diferenciada (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 1989).

Muitos são os fatores que determinam o sucesso de estabelecimento em clareiras, como listados por Grubb (1977) e Hartshorn (1980), e revisados por Lima (2005a). Dentre eles estão a disponibilidade de propágulos e/ou indivíduos logo após a abertura da clareira (MARTÍNEZ-RAMOS; ALVAREZ-BUYLLA, 1986; YOUNG et al., 1987; AUGSPURGER; FRANSON, 1988; LOISELLE et al., 1996; DALLING et al., 1998), comportamento de dispersores (LEVEY, 1985, 1988; MURRAY, 1988) e herbivoria (COLEY, 1983, 1993; BROKAW, 1986; HARRISON, 1987; PEÑALOZA; FARJI-BRENER, 2003). Além destes aspectos, existem aqueles mais diretamente ligados à estrutura física das clareiras mas que também podem ser determinantes no sucesso de colonização, entre outros aspetos. Dentre os principais estão o tamanho da clareira (i.e., incidência, intensidade e qualidade luminosa; ABE et al., 1995; DENSLOW; GUZMAN, 2000; PEARSON et al., 2003; DIACI et al., 2005; TOTLAND et al., 2005), as condições do substrato (NÚÑEZ-FARFÁN; DIRZO, 1988; POPMA et al., 1988; DALLING; HUBBELL, 2002; McALPINE; DRAKE, 2003) e o tipo de evento de distúrbio (PUTZ, 1983; BRANDANI et al., 1988; SCHAETZL et al., 1989; SCHNITZER et al., 2000).

Atualmente, a grande questão em torno do tema é o papel de cada um destes aspectos sobre a determinação de quem será o indivíduo/espécie com maiores chances de ocupar o dossel, i.e., qual tem o maior peso na determinação da composição florística de clareiras. Nesse sentido, diferentes autores têm sugerido possíveis cenários na tentativa de interpretar a regeneração em clareiras. Dentre as inúmeras interpretações existentes, alguns pesquisadores defendem que a competição e/ou partição de recursos seriam preponderantes para o sucesso de colonização em clareiras. Neste cenário, existiriam espécies com nichos ecológicos específicos proporcionados por clareiras, onde estas teriam capacidade competitiva diferenciada e maiores chances de sucesso (DENSLOW, 1980b; AGUILERA; LAUENROTH, 1995; LEWIS; TANNER, 2000; SCHNITZER; CARSON, 2001; GRAU, 2002; SHEIL; BURSLEM, 2003). Outros defendem que a disponibilidade e distribuição dos indivíduos são determinantes na recomposição do espaço criado (HUBBELL; FOSTER, 1986; BROKAW; SCHEINER, 1989; HURTT; PACALA, 1995; DUNCAN et al., 1998; DALLING et al., 1999, 2002; HUBBELL et al., 1999; TILMAN, 1999; LAWES; OBIRI, 2003). Neste último caso, os processos e condições reinantes antes da formação



da clareira em si seriam os mais importantes na determinação da espécie que irá ocupar o espaço aberto no dossel (FOSTER; JANSON, 1985; BROWN; WHITMORE, 1992; BOOT, 1994).

Além das discussões envolvendo a composição de espécies, a abertura de uma clareira possui grande influência sobre o desenvolvimento dos indivíduos sujeitos a esta nova condição ambiental (DENSLOW, 1980b; WHITMORE, 1989; BOOT, 1994). Em geral, clareiras aumentam a disponibilidade de recursos essenciais para o desenvolvimento vegetal, especialmente luz (CANHAM et al., 1990; RICH et al., 1993; CLINTON, 2003) e espaço (WILCZYNSKI; PICKETT, 1993; BULLOCK, 2000). A radiação solar, por exemplo, é determinante na sobrevivência de plântulas, ao proporcionar produção fotossintética suficiente para repor perdas de tecidos associadas a herbivoria ou doenças (AUGSPURGER, 1984b; BOOT, 1994). Outros recursos, além da luz, também parecem estar mais disponíveis nestas porções da floresta, dentre eles água no solo e nutrientes (VITOUSEK; DENSLOW, 1986; BECKER et al., 1988; DENSLOW et al., 1998; OSTERTAG, 1998). Assim, a abertura de clareira possui efeitos sobre a composição da comunidade e também sobre as populações florestais, para algumas das quais elas representam refúgios para o estabelecimento. Ou seja, compreender os efeitos da ação de distúrbios e da abertura de clareiras sobre a estrutura e função de florestas é, em última análise, entender suas influências sobre a dinâmica de muitas populações. Somente nesta escala de análise será possível avaliar o real peso de processos pré e pós-formação da clareira na determinação de sua composição e, logo, no futuro dossel da floresta (CLARK, 1990; BOOT, 1994).

Estas influências podem ser observadas ao longo de várias fases do ciclo vital das espécies, como germinação (SWAINE; HALL, 1988; ELLISON et al., 1993; BULLOCK, 2000; VÁLIO; SCARPA, 2001; MCALPINE; DRAKE, 2003; SILVEIRA et al., 2003), crescimento (BONGERS et al., 1988a; DENSLOW et al., 1990; HOWE, 1990; POORTER, 1999; BLOOR; GRUBB, 2003; DALLING et al., 2004; SANTOS, 2005), sobrevivência/mortalidade (AUGSPURGER, 1984a; CHAZDON; PEARCY, 1986; AIDE, 1987; BROWN, 1996; GILMAN; OGDEN, 2001; PEARSON et al., 2003) e reprodução (CANHAM; MARKS, 1985; LEVEY, 1988). Fora estes aspectos, a abertura de clareiras geralmente altera a frequência e/ou intensidade de aspectos relacionados à competição radicular (SANFORD JUNIOR, 1989; WILCZYNSKI; PICKETT, 1993; DENSLOW et al., 1998; OSTERTAG, 1998; SUDING; GOLDBERG, 2001), ao comportamento de herbívoros (NEWBERY; De FORESTA, 1985; HARRISON, 1987; AUGSPURGER; FRANSON, 1988; SCHUPP, 1988; SCHUPP; FROST, 1989), potenciais

polinizadores (CROME; RICHARDS, 1988; COLLEVATTI et al., 2000; TOTLAND et al., 2005), além de influenciar a dispersão de sementes (SCHUPP et al., 1989; DENSLOW; DIAZ, 1990; LOISELLE et al., 1996; PAKEMAN; SMALL, 2005). Além do impacto e mortalidade associado à queda da árvore em si, a probabilidade de novos danos é maior em clareiras devido à instabilidade física logo após a queda (NÚÑEZ-FARFÁN; DIRZO, 1988; ver também CLARK; CLARK, 1989, 1991) e pela maior frequência de quedas sucessivas (árvores e galhos) nestes ambientes (RIERA; ALEXANDRE, 1988; LIEBERMAN et al., 1985; RUNKLE; YETTER, 1987; YAVITT et al., 1995).

Apesar da influência de clareiras sob a regeneração natural de florestas, é importante dizer que, durante a maior parte do tempo, seus regenerantes permanecem sob condições de dossel contínuo (LIEBERMAN et al., 1989; MONTGOMERY; CHAZDON, 2002). Apesar da escassez de estudos neste sentido, muito provavelmente o número de espécies capazes de completar totalmente os seus ciclos de vida, independentemente da abertura de clareiras, talvez seja bem maior do que alguém poderia esperar (cf. ELLISON et al., 1993; GREIG, 1993; DENSLOW, 1996). Ambientes sob o dossel contínuo proporcionam condições de luz altamente diversas (LIEBERMAN et al., 1989; BROWN et al., 2000; ENGELBRECHT; HERZ, 2001). Variações na espessura do dossel, por exemplo, geram diferentes regimes de entrada de luz (BROWN, 1993). A topografia, além da luz, influencia outros fatores ambientais, como as condições de solo e umidade (CLINTON, 2003; ROBERT; MORAVIE, 2003; THOMSEM et al., 2005), e constitui uma outra importante fonte de variação ambiental. Assim, os estudos sobre a regeneração natural devem levar em consideração este contínuo de variações ambientais na floresta, pois cada ambiente influenciará de maneira distinta a regeneração das espécies.

### 2.1.3 Distúrbios e diversidade de espécies

Como dito anteriormente, o enorme número de espécies existentes em florestas tropicais atraiu o interesse de muitos pesquisadores. Contudo, após anos de pesquisa, um questionamento ainda permanece no centro do debate sobre a diversidade de espécies de plantas nos trópicos: quais mecanismos são capazes de manter, em pequenas escalas espaciais, um número tão grande de espécies? Como exposto adiante, muitos artigos foram publicados propondo hipóteses para responder esse tipo de pergunta ou testando empiricamente as hipóteses desenvolvidas (cf.

TERBORGH et al., 2002). Houve também grande avanço em torno das diferentes técnicas para estimar a diversidade de espécies (COLWELL; CODDINGTON, 1994; DENSLOW, 1995; GOTELLI; COLWELL, 2001). Mas, revisões existentes no tema (CONNELL; ORIAS, 1964; DENSLOW, 1987; WRIGHT, 2002; SHEIL; BURSLEM, 2003) indicam a complexidade dos assuntos envolvidos e que uma resposta simples e direta à grande riqueza de espécies de comunidades (i.e., diversidade alfa) em florestas tropicais ainda está longe de ser formulada (TERBORGH et al., 2002).

Muitas hipóteses foram desenvolvidas para explicar a coexistência das espécies nos trópicos, de modo que a maioria delas se baseia no conceito de exclusão competitiva. Sendo assim, estas hipóteses procuram explicar porque uma ou poucas espécies com maior capacidade competitiva não excluem as demais ao longo do tempo, se tornando dominantes na comunidade. Este conceito sugere, portanto, uma relação na qual quanto menor a competição entre espécies, maior a diversidade alfa (WRIGHT, 2002). De maneira bastante simplificada, as hipóteses disponíveis na literatura podem ser agrupadas em três grandes grupos, baseados nos pressupostos de suas formulações. Assim, haveriam as hipóteses fundamentadas na (i) heterogeneidade do ambiente, (ii) em processos dependentes da densidade e em (iii) conceitos ligados a eventos casuais e históricos.

O primeiro grupo de hipóteses considera que variações espaciais e temporais no ambiente proporcionam mudanças na disponibilidade de recursos que, por sua vez, são aproveitados de maneira diferenciada pelas espécies. Desta forma, mesmo em pequenos espaços, espécies com diferentes exigências de desenvolvimento poderiam coexistir ao não competir pelos recursos disponíveis, ou ao apresentar desempenhos diferenciados na utilização dos mesmos. Esse raciocínio serviu de base para a formulação da *Hipótese do Nicho de Regeneração*, proposta por Grubb (1977). Ricklefs (1977) e Strong Junior (1977) também propuseram hipóteses baseadas em raciocínios semelhantes, bem como a *Hipótese de Diversificação de Nicho*, descrita em Connell (1978). Como em ambientes florestais talvez a principal fonte geradora de heterogeneidade ambiental seja o processo de abertura de clareiras no dossel, refinamentos sobre a hipótese de Grubb (1977) foram propostos para florestas por Denslow (1980b) e por Orians (1982). Estes autores incluíram, respectivamente, questões relacionadas à partição de recursos entre espécies em clareiras de diferentes tamanhos, e ao zoneamento interno de recursos e substrato nas mesmas.

Vale lembrar que estas hipóteses possuem o pressuposto de que haja um desempenho diferenciado entre espécies sob diferentes condições de microclima e de herbivoria.

Outras hipóteses se baseiam em mecanismos compensatórios para explicar a coexistência das espécies, isto é, indivíduos de espécies abundantes teriam um desempenho (crescimento, mortalidade e/ou reprodução) inferior em relação às espécies mais raras. Assim, haveria um controle do número de indivíduos das espécies mais abundantes através de competição intra-específica, maior suscetibilidade ao ataque de pragas junto a adultos da mesma espécie (*Hipótese de Janzen-Connell* ou *Hipótese do Escape*) e maiores taxas de mortalidade (HOWE; SMALLWOOD, 1982; AUGSPURGER, 1984b; CONNELL et al., 1984; CONDIT et al., 1992). Aparentemente, a existência de mecanismos compensatórios parece variar entre as espécies, entre as fases de vida de uma mesma espécie e sob diferentes condições ambientais e da vegetação ao redor.

Com um terceiro enfoque, outras hipóteses de diversidade foram baseadas principalmente em eventos pouco previsíveis ou casuais. A *Hipótese da Limitação de Recrutamento* (TILMAN, 1994; HURTT; PACALA, 1995; SCHUPP et al., 2002) sugere que as espécies não chegam a competir, pois nem mesmo as espécies mais competitivas seriam capazes de dispersar seus propágulos para todos os pontos da floresta. Desta maneira, as espécies menos competitivas conseguiriam se estabelecer com sucesso simplesmente pela ausência de uma espécie competitivamente superior (TILMAN, 1994, 1999). Neste contexto, a colonização dos diferentes habitats da floresta seria o resultado da interação entre processos pouco previsíveis, como fecundidade dos adultos, dispersão de sementes e o estabelecimento de plântulas (NATHAN; MULLER-LANDAU, 2000; BUSING; BROKAW, 2002; DALLING et al., 2002; MULLER-LANDAU et al., 2002). Seguindo esta mesma linha de raciocínio, este processo de colonização dependerá também da composição e capacidade competitiva relativa das espécies que se estabelecem em um determinado ponto da floresta.

Por último, existem autores que sugeriram a ausência da exclusão competitiva em florestas tropicais e, conseqüentemente, sua alta diversidade específica, como fenômenos ligados a processos históricos da comunidade (CONNELL; ORIAS, 1964; DENSLOW, 1980a, 1985). Dentre estas hipóteses, talvez a mais difundida seja a *Hipótese do Distúrbio Intermediário*, proposta por Connell (1978). Ela sugere que frequência e intensidade intermediárias de distúrbios fazem com que a comunidade esteja continuamente em um estágio intermediário de sucessão, no

qual a diversidade é maior por abrigar simultaneamente populações em ascensão e declínio. A existência de florestas tropicais com alta dominância de poucas espécies e sujeitas a distúrbios pouco frequentes seria uma das mais fortes evidências desta hipótese (CONNELL; LOWMAN, 1989). Ela tem implicações em escalas mais amplas, entretanto é certamente influenciada por processos localizados, como competição interespecífica e influência dos distúrbios nas populações (SHEIL; BURSLEM, 2003). Um outro exemplo baseado em questões vinculadas ao histórico da comunidade é a *Hipótese da Igual Oportunidade*, descrita também em Connell (1978).

Certamente, duas ou mais destas hipóteses atuam simultaneamente (HURTT; PACALA, 1995; TERBORGH et al., 2002; SHEIL; BURSLEM, 2003), cada qual com sua frequência e peso, dependendo das condições ambientais predominantes e das variações temporais da comunidade. Portanto, ainda é prematuro descartar qualquer uma delas ao explicar a manutenção de espécie em comunidades tropicais. Assim, o desafio atual é detectar a ocorrência e quantificar a contribuição de cada um dos processos sugeridos sobre o controle do processo de exclusão competitiva (WRIGHT, 2002). E este desafio tem proporcionado intenso debate na literatura atual (TERBORGH et al., 1996; HUBBELL et al., 1999; CHAZDON et al., 1999; BROKAW; BUSING, 2000; SCHNITZER; CARSON, 2001; BUSING; BROKAW, 2002; SHEIL; BURSLEM, 2003; DALLING et al., 2004; ROXBURGH et al., 2004). Por outro lado, ainda existe uma importante lacuna que se refere a uma hipótese capaz de incorporar a questão da escala, temporal e espacial, sobre a manutenção da riqueza de espécies (BROWN; WHITMORE, 1992; TERBORGH et al., 2002).

## 2.2 Material e Métodos

### 2.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Submontana do núcleo Sete Barras do PECB localizado ao Sul do Estado de São Paulo – Brasil (Fig. 1). Criado por meio do Decreto Estadual nº 19.499, de 1982, que unificou quatro antigas Reservas Florestais contíguas (denominadas Carlos Botelho, Capão Bonito, Travessão e Sete Barras), o nome Carlos Botelho é uma homenagem ao médico urologista que foi secretário da Agricultura, Viação e Obras Públicas do Estado de São Paulo em 1904. O parque possui uma área total de aproximadamente 37.644 ha (coordenadas: 24°00' e 24°15' latitude Sul a 47°45' e 48°10' longitude W) e abrange os municípios de São Miguel Arcanjo, Capão Bonito, Sete Barras e Tapiraí. Atualmente administrado pelo Instituto Florestal da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Junto as demais unidades de conservação vizinhas, o PECB faz parte de um dos maiores e mais bem conservados remanescentes da Floresta Atlântica em todo o país. Por este motivo, em 1991, o PECB passou a fazer parte da Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO). Em 1999, o parque, junto com outras unidades de conservação, foi reconhecido como Sítio do Patrimônio Natural, também pela UNESCO.

O PECB possui altitudes que variam entre 30 a 1.000 m, e pertence a duas unidades geomorfológicas do estado (Planalto de Guapiara e Serra de Paranapiacaba), que abrigam nascentes pertencentes tanto da bacia hidrográfica do Rio Paranapanema quanto do Rio Ribeira de Iguape (DOMINGUES; SILVA, 1988). O clima da região é classificado como Sub-Tropical Úmido, sem ou com pequena estação seca no inverno ou Sub-Tropical sem estação seca (Cfa) segundo Köppen (RODRIGUES, 2005), de modo que a temperatura e precipitação anual média para o PECB giram em torno de 22°C e 1.600 mm. No parque predominam as rochas graníticas intrusivas e os filitos e quartzitos do Grupo Açungui (ALMEIDA et al., 1981). A serra de Paranapiacaba caracteriza-se pelo relevo montanhoso escarpado com altas declividades e fortes processos erosivos, enquanto que o Planalto de Guapiara é caracterizado por morros paralelos e morrotes baixos (PONÇANO et al., 1981). Quanto aos solos do parque, os Latossolos e Argissolos Vermelho-amarelos são predominantes, com elevados teores de matéria orgânica e de

alumínio, baixos teores de bases trocáveis e acidez elevada (PFEIFER et al., 1986). Descrições mais detalhadas sobre o ambiente físico do PECB podem ser encontradas nos artigos acima citados e nos trabalhos de Aguiar (2003) e Dias (2005).

No PECB, a vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa<sup>10</sup> Montana (Planalto de Guapiara) e Submontana (escarpas da Serra de Paranapiacaba), caracterizadas por um dossel médio de 20 m de altura (podendo chegar a 30 m) e sub-bosque composto tipicamente por jovens arbóreos, *Euterpe edulis* (palmito-juçara), palmeiras de pequeno porte (*Geonoma* spp.) e ciateáceas arborescentes. Vários estudos sobre a flora e vegetação do parque já foram realizados até a presente data (e.g., NEGREIROS et al., 1995; DIAS et al., 1995, 2000; DIAS, 2005; LIMA; MOURA, 2006; RODRIGUES, 2005), conferindo um conhecimento florístico relativamente amplo em relações a muitas outras unidades de conservação do estado. Compilações recentes e preliminares realizadas para o Plano de Manejo do PECB, indicam que o parque possui no mínimo 1.150 espécies vegetais vasculares. Dentre elas, vales destacar *Tabebuia botelhensis* A.H. Gentry, descrita pela primeira vez a partir de material coletado dentro dos limites do parque. Maiores detalhes sobre as famílias e espécies arbóreas mais abundantes no parque podem ser encontrados nos trabalhos citados acima.

De acordo com os dados da série histórica entre 1939 e 2001 disponível para acesso via Internet (DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DE SÃO PAULO - DAEE/SP, 2006), no município de Sete Barras (Altitude 20m, 24° 23'S e 47° 56'W) a precipitação média anual é de 1.584 mm, podendo chegar a mais de 2.870 mm, como no ano de 1983. Os valores médios diários de chuva são de  $37,7 \pm 25,5$  mm (média  $\pm$  DP), variando entre dias sem chuva até dias em que foram registrados 169,2 mm de chuva. Já os valores mensais de precipitação variam entre zero e 635,0 mm, com média igual a  $132,8 \pm 99,3$  (N= 638), com boa frequência de meses com precipitação abaixo de 20mm entre os meses de Julho e Agosto. Entretanto, a média mensal de precipitação, bem como as médias de temperatura, não são iguais entre os meses do ano (Fig. 3). Apesar da estação estar relativamente distante da área de estudo, esta é a maior série meteorológica disponível para o município no qual o trabalho foi desenvolvido.

---

<sup>10</sup> Neste estudo, o termo Floresta Pluvial Atlântica foi utilizado como equivalente a Floresta Ombrófila Densa.

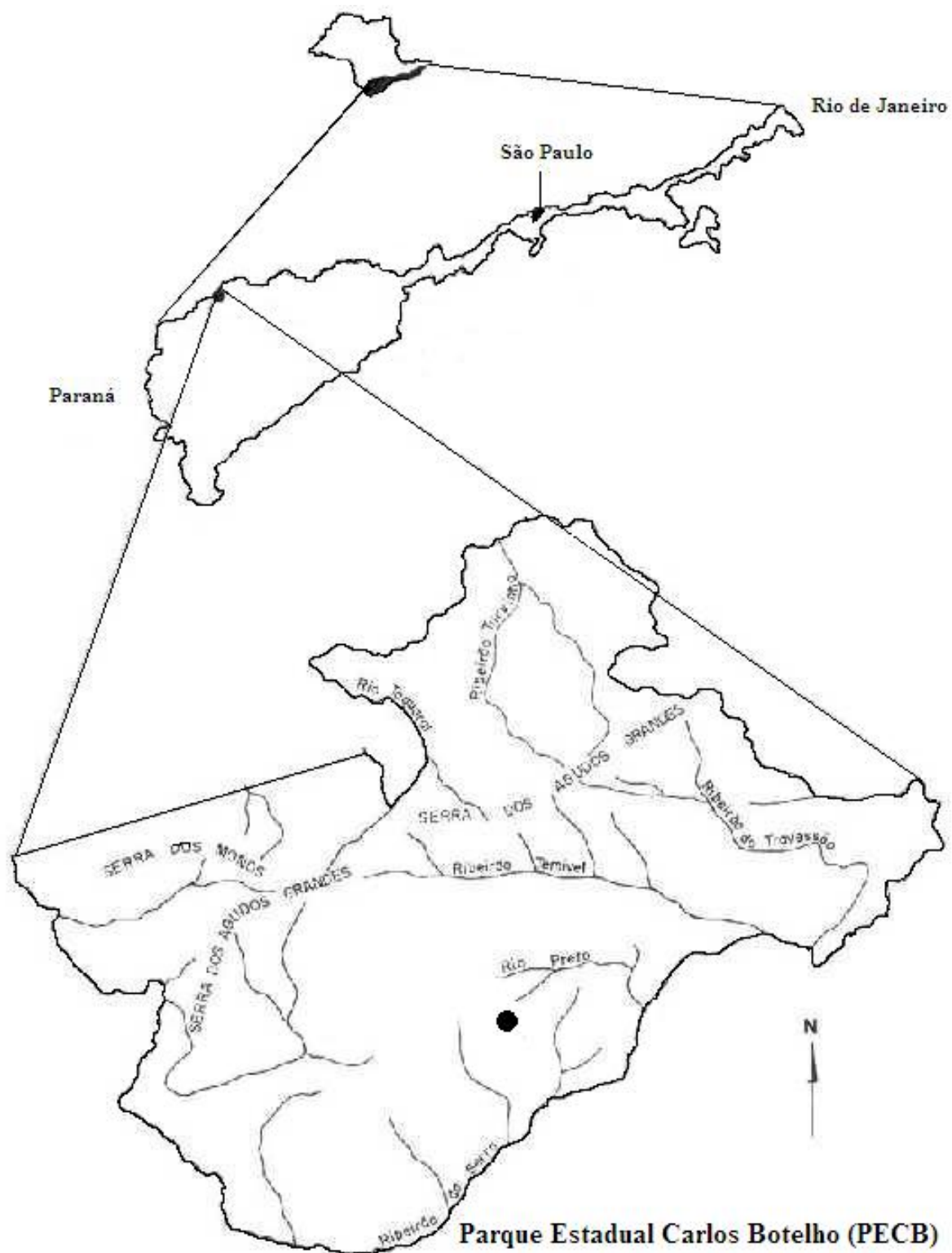


Figura 1 – Mapa do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB - 24°00' e 24°15' latitude Sul; 47°45' e 48°10' longitude W) referente ao seu posicionamento em relação ao litoral e ao estado de São Paulo como um todo. O círculo preenchido representa a localização aproximada da parcela permanente na qual este estudo foi realizado



*A parcela permanente* – A coleta de dados foi realizada dentro de uma parcela permanente de 10,24 ha (320 x 320 m; 24°10'S e 47°56'W; 350-450 m de altitude) instalada em 2002 pelo projeto “Diversidade, dinâmica e conservação em Florestas do Estado de São Paulo: 40,96 ha de parcelas permanentes” (Processo nº: 99/09635-0 – programa BIOTA/FAPESP), onde já existe um grande volume de informação disponível (RODRIGUES, 2005; e Fig. 2). Desta maneira, a escolha dos métodos para o desenvolvimento deste projeto de pesquisa visou integrá-lo com os demais trabalhos que já estão sendo realizados na área de estudo, como será mais bem descrito abaixo. A parcela está subdividida em 256 subparcelas de 20 x 20m (400 m<sup>2</sup>), demarcadas através de estacas de madeira usando-se um teodolito de alta precisão. Dentro destas subparcelas foram marcados, mensurados, mapeados e identificados todos os indivíduos lenhosos com DAP (medido a 1,3 m acima do solo) igual ou maior que 4,8 cm (ou 15 cm de perímetro à altura do peito - PAP). Além de dados sobre a vegetação, também foram realizadas descrições sobre os solos, água no solo, clima e regime de luz (RODRIGUES, 2005). Os dados de clima, em particular, se referem a uma estação meteorológica ordinária montada junto às instalações do Núcleo Sete Barras do PECB.

A parcela foi montada sobre um relevo de Morros e Montanhas, composto por relevos erosivos íngremes, intercalado por depósitos de tálus com freqüentes matacões, por vezes, métricos. Este relevo se desenvolve sobre rochas graníticas de composição granodiorítica a granítica, textura porfírica e granulação fina a média. Nas encostas mais íngremes podem ocorrer processos de rastejo e escorregamentos. Nos depósitos de tálus predominam os processos de entalhe erosivo e erosão interna (*piping*) que provocam o desaparecimento dos canais em alguns pontos. Sobre este relevo se desenvolvem, principalmente Cambissolos Háplicos Distróficos, Neossolos Flúvicos e Gleissolos Háplicos, cuja disposição é fortemente condicionados pela configuração das encostas. No geral, são solos argilosos medianamente profundos a profundos, pouco desenvolvidos e que favorecem a retenção de água e altos valores de condutividade hidráulica em superfície. Outras informações e detalhamentos sobre a geomorfologia e pedologia da parcela podem ser encontradas no relatório científico do projeto (RODRIGUES, 2005).

Durante o período de estudo, a maior temperatura absoluta registrada pela estação montada no núcleo Sete Barras foi 37,8°C (Janeiro/2006) e a menor 4,3°C (Setembro/2006). Em ambos os anos a temperatura anual média ficou em torno de 22,7°C, com 1.609,4 e 1.484,2 mm de precipitação total em 2005 e 2006, que corresponderam a 159 e 151 de dias de chuva. Como se

pode observar através da figura 3, houve grandes flutuações na precipitação entre os meses e em comparação com as médias históricas para o município de Sete Barras. Destaque para os meses de Novembro e Dezembro/2005 e Maio e Junho/2006 que tiveram precipitações totais bem inferiores as suas respectivas médias mensais. A região de Sete Barras é caracterizada predominantemente por períodos de excedente hídrico, que oscilam entre 218 e 518 mm, concentrando-se principalmente entre os meses de outubro e março (DAEE/SP, 2006). Porém, entre abril e setembro o excedente hídrico diminui, havendo a ocorrência de deficiências hídricas consideráveis como ocorrido no ano de 2003 (Fig. 4). O regime de horas de brilho solar ainda sofre influência da intensa nebulosidade causada pela proximidade do oceano e da orografia do local e a insolação é, em média, da ordem de 4,8 a 5,8 horas por dia.

## Parque Estadual de Carlos Botelho

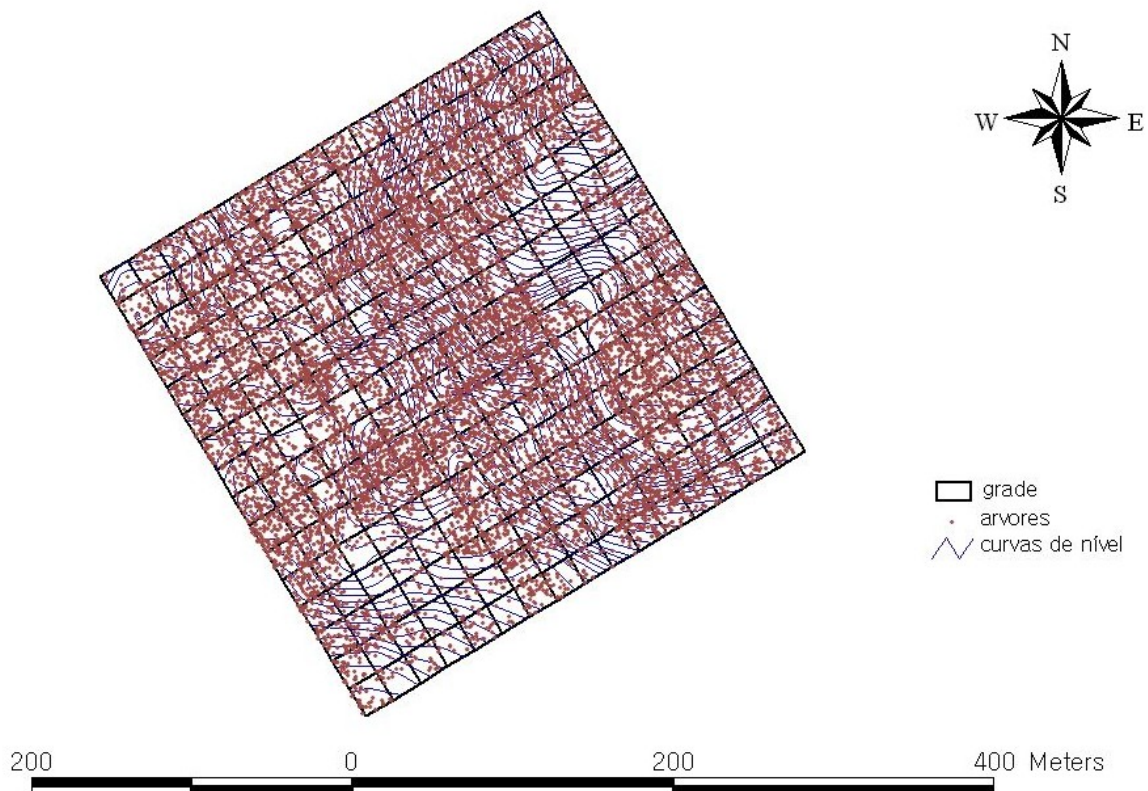


Figura 2 – Curvas de nível, subparcelas e distribuição dos indivíduos arbóreos maiores que 5 cm DAP da Parcela Permanente do Parque Estadual Carlos Botelho, Sete Barras, SP, Brasil

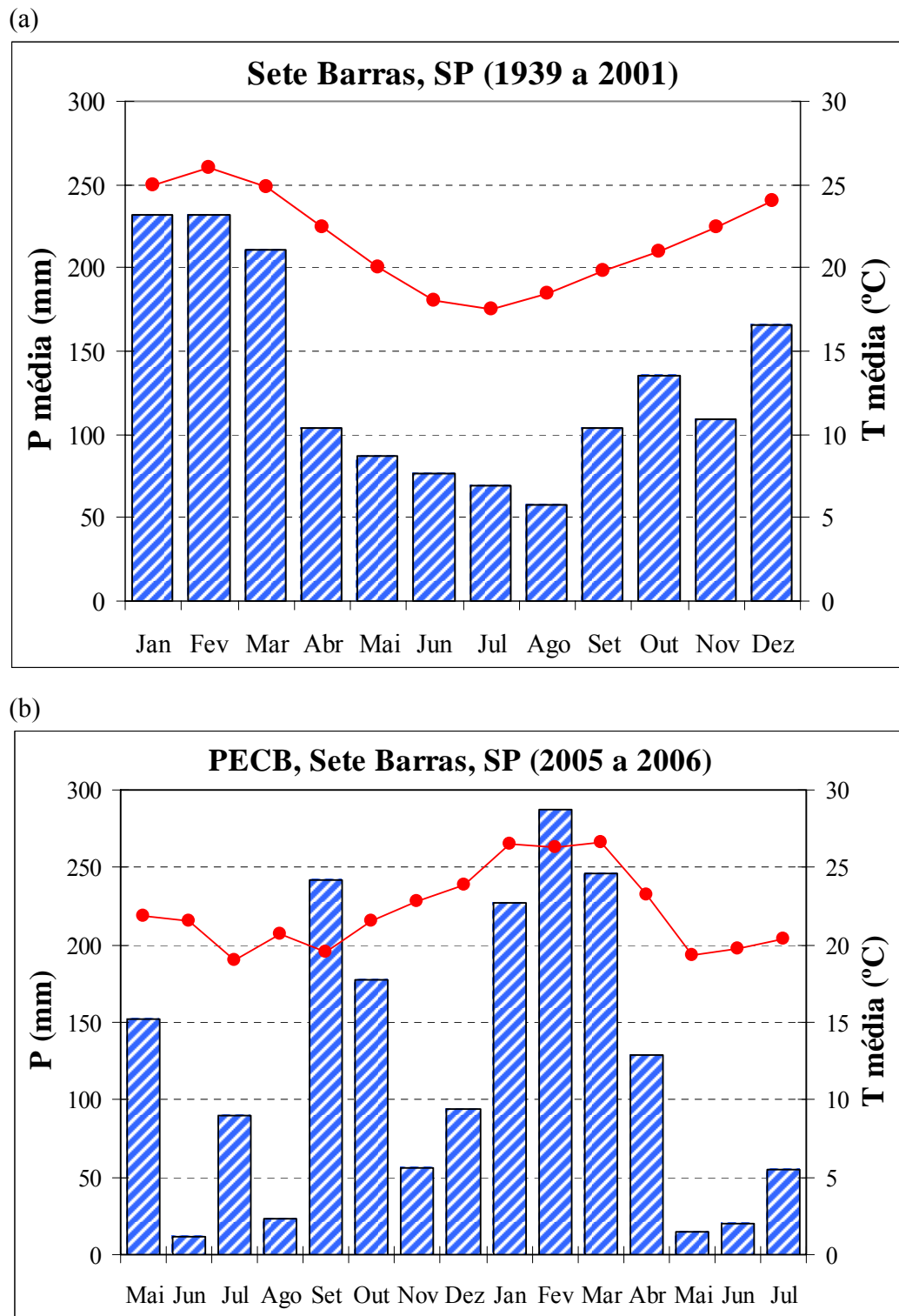


Figura 3 – Regime térmico e hídrico para (a) o município de Sete Barras - SP (série histórica de 1939 a 2001) e (b) para o Núcleo Sete Barras do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) durante o período de avaliação deste estudo (Maio/2005 a Julho/2006). P= precipitação (barras azuis); T= Temperatura (linha vermelha)

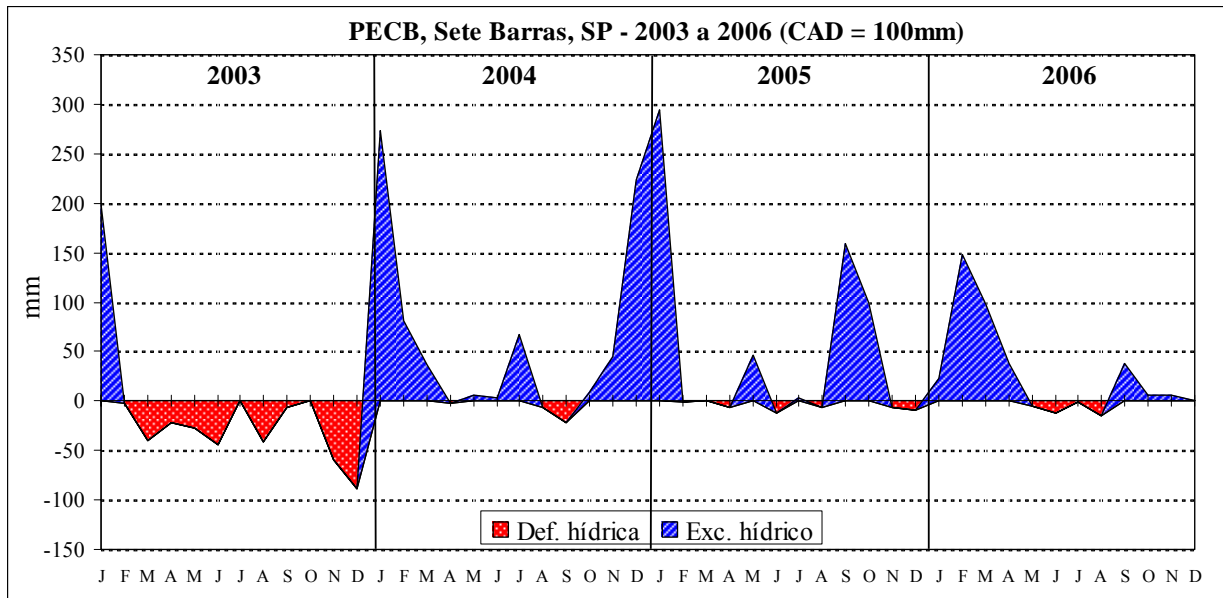


Figura 4 – Balanço hídrico calculado a partir de dados coletados para o Núcleo Sete Barras do Parque Estadual Carlos Botelho (PECB) para o período de 2003 a 2006. O período de avaliação deste estudo foi Maio/2005 a Julho/2006. CAD = capacidade de água disponível

### 2.2.2 Regime de distúrbio do dossel

Em Janeiro de 2006, foi realizado um levantamento sistemático de todas as clareiras de dossel, total ou parcialmente, dentro da parcela permanente de 10,24 ha. Clareiras cujo centro estivesse fora dos limites da parcela, ou clareiras muito grandes que excediam os limites da parcela, não foram mensuradas completamente e foram utilizadas principalmente para estimar a área total da parcela coberta por clareiras. Fez-se também a medição completa de uma clareira extra (clareira 39), onde está posicionado um dos sensores de quantum do projeto sobre o regime de entrada de luz na parcela (cf. RODRIGUES, 2005). Para estas medições, a definição de clareira utilizada foi aquela proposta por Runkle (1992), que define uma clareira como a morte (ausência do dossel) de pelo menos parte de uma árvore<sup>11</sup>. De acordo com esta definição, a abertura de dossel resultante deve ser profunda o bastante para expor copas que de outra maneira estariam sob o dossel fechado (RUNKLE, 1992). Adicionalmente, foram marcadas e mensuradas as aberturas de dossel, definidas neste estudo como as aberturas de dossel sem evidências de morte/queda de árvores ou parte delas com DAP maior que 20 cm.

<sup>11</sup> Para este estudo, fez-se uma distinção entre a definição de clareira e os métodos de delimitação e mensuração, como sugerido por Lima (2005a).

Quanto à delimitação das clareiras duas definições foram utilizadas: a definição de Brokaw (1982a)<sup>12</sup> e a definição de Runkle (1981, 1982)<sup>13</sup>, que serão referidos daqui a diante simplesmente como métodos de Brokaw e Runkle. O último método, inclui tanto a área sob a abertura do dossel, quanto à área no chão da floresta sob a copa das árvores do entorno que é indiretamente afetada pela abertura no dossel (RUNKLE, 1981; CANHAM, 1988; van der MEER et al., 1994). Assim, para cada clareira encontrada foi obtida a área diretamente sob a abertura (clareira de dossel) e a área expandida da clareira (*expanded gap*), ou seja, a área da clareira sensu Runkle não diretamente sob a projeção vertical da clareira de dossel. Para simplificar, a área expandida da clareira será referida daqui a diante como área de borda de clareira. A área de borda, obtida através de subtração entre os métodos, foi utilizada para o cálculo do desvio entre os mesmos, definido aqui como a proporção em área acrescida pela inclusão da área de borda (desvio= área de borda/área da clareira de dossel). Foi utilizado o diâmetro mínimo de 20 cm de DAP para a determinação do(s) evento(s) formador(es) da clareira (*gap maker*), assim como para a inclusão das árvores circundantes à clareira de Runkle. Entretanto, em alguns casos exceções foram feitas para árvores com diâmetro menor, porém com altura total e espessura de copa suficiente para delimitar a abertura do dossel.

A metodologia para o cálculo da área da clareira foi feita através da medida do comprimento dos lados e das diagonais internas de um polígono, conforme sugerido por Lima (2005b). Para tanto, a clareira é dividida em triângulos definidos por seus lados e diagonais internas. O cálculo de área total é realizado, então, através da soma das áreas dos triângulos que constituíam o polígono ( $A_{total} = A_1 + A_2 + \dots + A_n$ ). Para obter a área de cada triângulo, será usada a equação para cálculo de área do triângulo através das medidas de seus lados (eq. 1), como segue:

$$A = [p (p - a) (p - b) (p - c)] \quad (1)$$

onde a, b, c, são os lados do triângulo e  $p = (a + b + c)/2$ . Para auxiliar as medições em campo e futuras comparações entre os métodos, foi estabelecido para cada clareira um centro arbitrário dentro dos limites da clareira de Brokaw, a partir do qual as medições foram feitas para ambos os métodos de delimitação. Ou seja, os polígonos obtidos a partir de ambos métodos tiveram o

<sup>12</sup> Definição segundo Brokaw: "(...) gap is a (vertical) 'hole' in the forest extending though all levels down to an average height of two meters above ground. (...), its edge lies along the line directly beneath the edge of the surrounding foliage." (BROKAW, 1982, p. 159).

<sup>13</sup> Definição segundo Runkle: "A gap is defined to include the ground area under a canopy opening extending to the bases of canopy trees surrounding the canopy opening" (RUNKLE, 1981, p. 1042).

mesmo centro. Estas medições foram realizadas com o auxílio de um medidor eletrônico de distância baseado em sinais ultrasônicos (DME 201, Haglöf Sweden AB, Långsele, Suécia) e de seu receptor de sinais acoplado a um monopé que permite 360° de recepção de sinais (Fig. 5). Em áreas de declividade acentuada, evitou-se o efeito da declividade na mensuração de distâncias nivelando as medidas.

Exceções a este protocolo foram feitas para as clareiras muito grandes que excediam os limites da parcela e onde a medição de distância entre os lados da clareira eram praticamente impossíveis. Para estas clareiras, a área sensu Runkle foi obtida através dos números de identificação das árvores da borda e de suas respectivas coordenadas geográficas, disponíveis para todas as árvores acima de 5 cm de DAP da parcela (RODRIGUES, 2005). Assim, a área destas clareiras correspondeu à área do polígono desenhado unindo os limites da parcela e as árvores da borda da clareira através do editor gráfico *ArcView* GIS 3.3 (Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, E.U.A.). Nestes casos, a área da clareira sensu Brokaw foi estimada por regressão entre os métodos de delimitação utilizados (ver detalhes abaixo).

Considerações sobre a idade também foram feitas baseando-se na presença de plaquetas de identificação do projeto (colocadas de Abril a Maio de 2002), no estado de decomposição da árvore ou galho caído, e nas características da estrutura da vegetação interna (RUNKLE, 1992; POORTER et al., 1994). Apesar de ser um método pouco preciso na determinação da idade exata da clareira, informações sobre a idade aproximada da clareira são bastante úteis para avaliar o regime de distúrbio, em especial para o cálculo da taxa de recorrência (ver definição abaixo). Assim separaram-se as clareiras encontradas em três classes de idade, definidas a seguir: clareiras recém-formadas (um ano ou menos de idade), quando a árvore ou galho caído ainda carregava ramos finos e folhas – classe 1; (ii) clareiras recentes (mais velha de um ano porém mais nova que quatro anos), quando a árvore ou galho caído não mais carregava ramos finos e folhas, porém possuía a placa de identificação do projeto – classe 2; e (iii) clareiras antigas, quando a árvore ou galho caído não possuía a placa de identificação do projeto e apresentava estados avançados de decomposição da madeira e de estrutura da vegetação – classe 3.

Clareiras complexas (formadas por eventos de distúrbio distintos no tempo: RUNKLE, 1992) são comuns em florestas tropicais (HARTSHORN, 1978; RIERA; ALEXANDRE, 1988; van der MEER et al., 1994) e, por isso, adotou-se uma abordagem diferenciada para este tipo de clareira. Estas foram consideradas como uma clareira única quando a distinção espacial entre os

episódios não era clara; nesses casos, a classe de idade foi referente ao evento de queda mais recente. Quando a distinção espacial entre os episódios era clara, a clareira complexa foi subdividida em duas clareiras contíguas cada qual com sua respectiva área e idade.

*Análise dos dados* – Além de estatística descritiva convencional, os dados do regime de distúrbio foram analisados através, a relação entre as variáveis foi analisada através dos postos de correlação de Spearman ( $r_s$ ). Considerando a não-normalidade dos valores de área obtido, estes foram comparados entre os métodos de delimitação através do teste do sinal. Ainda comparando os dois métodos, aplicou-se uma análise de regressão linear entre os valores obtidos, que foi o modelo mais adequado para descrever a relação entre os métodos. Descartou-se uma relação polinomial, pois a adição de um termo quadrático ao conjunto de dados não melhorou significativamente o ajuste (g.l.= 1,52; F= 1,776; p= 0,188). Por outro lado, a inspeção dos resíduos não demonstrou desvios importantes em relação às premissas do modelo linear. Adicionalmente, as comparações entre as médias de diferentes tipos de abertura de dossel, bem como entre aberturas em diferentes classes de idade aproximada, foram avaliadas através do teste *U* de Mann-Whitney. Para a comparação dos resultados de área média de clareira disponíveis na literatura – a maioria realizada utilizando-se do método de mensuração proposto Brokaw (1982a) – o valor médio obtido neste estudo foi corrigido para o método de mensuração adotado, segundo equações lineares encontradas por Lima (2005b).

Foi avaliada a taxa de distúrbio, ou seja, o número de novas clareiras formadas por ano por hectare. Baseado nesta mesma abordagem, a área média de novas clareiras abertas anualmente foi utilizada para o cálculo da taxa de recorrência definida como “o período médio que decorre entre a formação de clareiras sucessivas em um mesmo ponto da floresta” (POORE, 1968, p.178). Pela dificuldade de medir esta taxa diretamente, ela foi expressa indiretamente através do número de anos necessários para clareiras cobrirem inteiramente uma determinada área da floresta (HARTSHORN, 1978; van der MEER et al., 1994), obtido pela divisão a área total em estudo pela área total de clareiras formadas entre a instalação da parcela e a demarcação das clareiras (44 meses ou 3,7 anos). A taxa de recorrência foi estimada para ambos métodos de delimitação para avaliar diferenças relacionadas ao método utilizado. O mesmo foi feito com o intuito de avaliar o efeito da abertura de novas clareiras sob clareiras antigas (i.e., clareiras complexas).

### 2.2.3 Delineamento experimental e instalação das parcelas

Após o levantamento e mensuração das clareiras da parcela, foi realizada a instalação de parcelas quadradas de 10 x 10m (100m<sup>2</sup>), utilizadas como unidades amostrais para avaliar a regeneração natural em seus diferentes estratos. Como a floresta não é composta apenas por ambientes exatamente opostos quanto à disponibilidade de luz (LIEBERMAN et al., 1989; SMITH et al., 1992; BROWN, 1993; GANDOLFI, 2000; MONTGOMERY; CHAZDON, 2002; MUNIZ, 2004), foram escolhidos três ambientes cujos regimes de luz foram considerados representativos no gradiente de disponibilidade de luz na floresta. Assim, foram definidos três regimes de luz ou ambientes (Fig. 5): (i) sob dossel contínuo; (ii) clareiras pequenas a médias circundadas por uma matriz florestal – clareiras com área entre 150 e 600 m<sup>2</sup> sensu Runkle, referida daqui a diante apenas como clareiras; e (iii) as clareiras maiores que 750 m<sup>2</sup> sensu Runkle.

Este último ambiente corresponde basicamente a duas grandes clareiras, com área aproximadas de 1,7 e 1,1 ha, cuja origem ainda é desconhecida<sup>14</sup>. São áreas abertas com poucas árvores isoladas entremeadas por moitas de taquaruçu (*G. tigoara*). Esta espécie possui indivíduos arborescentes com colmos espinhosos e semi-escandentes com 8-12 (-20) m de altura (SMITH et al., 1981; LONDOÑO, 2001) e formar um emaranhado denso e de difícil transposição. Assim como outras espécies de bambus lenhosos do gênero, *G. tigoara* parece ter alta capacidade de invadir áreas perturbadas através de crescimento horizontal por rizomas (cf. SILVEIRA, 2005). A espécie se distribui ao longo da costa brasileira, mais especificamente nas Florestas Ombrófilas Montanas e Submontanas entre os estados de Santa Catarina e Bahia (LONDOÑO; CLARK, 2002), representando uma das duas espécies do gênero ocorrentes no Estado de São Paulo (LONDOÑO, 2001). Segundo Londoño (2001), apesar da biologia floral da espécie ser ainda pouco conhecida, há indícios de que a espécie floresce frequentemente e que seus indivíduos não morrem depois da floração. Extensas áreas florestais com densidades de *Guadua* acima de 3.800 caules.ha<sup>-1</sup> são comuns no Sudoeste da Amazônia, em especial no estado do Acre e no Peru (GRISCOM; ASHTON, 2003; SILVEIRA, 2005). Na parcela, apesar destas áreas não representarem contínuos de moitas, a abundância de taquaruçu é marcante, e por tal motivo serão referidas daqui a diante como bambuzais.

---

<sup>14</sup> A análise de fotos aéreas antigas não permitiu definir exatamente as datas de abertura destas clareiras e se estas seriam ou não produto de antigos deslizamentos de terra.



Talvez a maior restrição na instalação das parcelas tenha sido o tamanho da parcela permanente (10,24 ha), insuficiente para abrigar um número suficiente de clareiras com condições ambientais (e.g., tamanho, topografia) similares umas as outras. Desta forma, os regimes de luz considerados aqui não representam reais tratamentos experimentais. Dentre as clareiras, por exemplo, diferentes idades, tamanhos e tipos de queda criam condições ambientais que certamente influenciam as respostas da vegetação. No bambuzal são evidentes as diferenças na disponibilidade de luz e espaço entre as regiões abaixo e fora dos adensamentos de *G. tigoara*. Mesmo assim, o delineamento experimental deste estudo e a instalação das parcelas foram baseados primariamente na disponibilidade de clareiras pequenas a médias na parcela.



Figura 5 – Aspecto geral dos três ambientes escolhidos para a instalação das parcelas deste estudo: (a) área sob dossel contínuo em fundo de vale; (b) clareira pequena com detalhe do DME 201, usado na mensuração de área; (c) visão geral da estrutura da vegetação nas clareiras grandes com dominância de *Guadua tigoara* (Ness) Kunth; e (d) aspecto de uma parcela montada sob uma moita de taquaruçu, com detalhe de seus colmos

Considerando cada um dos três regimes de luz (dossel contínuo, clareira e bambuzal) como pseudotratamentos, o delineamento experimental utilizado para a instalação das parcelas foi casualizado em blocos, de maneira que os blocos representaram as diferentes posições topográficas (fundo de vale, encosta e topo de morro). A decisão para o uso de tal delineamento foi feita baseado nos resultados encontrados por Lima e Moura (2006, 2007) em estudo realizado no PECB. No referido estudo, assim como em outros (ABE et al., 1995; OLIVEIRA FILHO et al., 1998; DEBSKI et al., 2000), houve diferenças tanto na composição florística quanto na estrutura de clareiras ao longo dos morros. Assim, para cada uma das posições topográficas, as clareiras foram sorteadas sem reposição, proporcionalmente ao número de clareiras existentes na respectiva posição. Como resultado, foram sorteadas três clareiras no topo de morro, três na encosta e cinco no fundo de vale, totalizando 11 clareiras ou 1.100 m<sup>2</sup>.

É importante explicitar que durante o sorteio das clareiras não foram consideradas aquelas com tamanho (sensu RUNKLE, 1981) menor que 150 m<sup>2</sup> e aquelas que se encontravam em fase sucessionais avançada (e.g., fase construção ou fase madura). Ou seja, procurou-se restringir a amostragem às clareiras mais recentes (i.e., fase clareira sensu WHITMORE 1975). Por outro lado, nenhuma clareira cujo centro estivesse em alguma das subparcelas periféricas (a menos de 20 metros dos limites da parcela permanente) foi considerada. Tal decisão foi tomada a fim de evitar a avaliação de áreas sob influências externas à parcela, donde não se tem qualquer informação. Nas clareiras, procurou-se sempre posicionar o centro e a maior parte das parcelas diretamente sob a projeção vertical da abertura do dossel (sensu BROKAW, 1982a). Entretanto, devido ao número escasso de clareiras dentro dos critérios estabelecidos para o sorteio, algumas parcelas em clareiras menores tiveram porções posicionadas na área estendida da clareira, i.e., área entre a projeção vertical da abertura do dossel e as árvores do entorno da clareira sensu Runkle (1981). Devido ao formato mais alongado de algumas clareiras sorteadas, duas parcelas neste ambiente foram instaladas com aproximadamente 11 x 9 m, evitando uma amostragem excessiva de áreas na clareira estendida.

Em seguida, foram montadas 11 parcelas de 10 x 10 m sob o dossel contínuo adjacente às clareiras sorteadas. Estas foram instaladas sempre a uma distância mínima de 10 metros do limite externo de qualquer clareira e mantendo o mesmo nível da clareira correspondente, evitando variações da vegetação relacionadas ao posicionamento topográfico. Assim, obteve-se o mesmo número de unidades amostrais sob o dossel contínuo e no mesmo posicionamento topográfico.

Posteriormente, para melhor caracterizar a grande variedade de condições ambientais existentes também sob o dossel contínuo (LIEBERMAN et al., 1989; ENGELBRECHT; HERZ, 2001), decidiu-se montar sete parcelas adicionais neste ambiente, equilibrando o número de unidades amostrais em relação a sua contribuição em área da parcela. Portanto, foi montado um total de 18 parcelas (1.800 m<sup>2</sup>) sob o dossel contínuo da parcela permanente.

Para a instalação das parcelas no bambuzal, foi feito inicialmente um sorteio de subparcelas (20x20m) em cada uma das duas clareiras grandes da parcela. Em seguida, sorteou-se um quadrante (subdivisões de 10x10m) de cada subparcela sorteada, totalizando 13 unidades amostrais (1.300 m<sup>2</sup>). O sorteio não considerou as subparcelas periféricas do bambuzal (próximas à matriz florestal). Ainda, não se deu qualquer preferência durante o sorteio de para áreas sob as moitas de taquaruçu ou fora delas. No bambuzal, devido a sua disposição em relação à topografia da parcela permanente, não foi possível o sorteio entre as diferentes posições topográficas, de modo que algumas das posições topográficas neste regime de luz foram sub-amostradas. A posição de fundo de vale, por exemplo, esteve presente em apenas uma das duas clareiras grandes da parcela (i.e., bambuzal), junto aos limites da parcela. Desta maneira, provavelmente as comunidades em fundos de vale no bambuzal foram mal representadas por este estudo.

#### 2.2.4 Regime de luz

A caracterização do regime de luz nas unidades amostrais (parcelas de 100 m<sup>2</sup>) foi realizada através da caracterização indireta da estrutura do dossel, utilizando-se de um tipo de sensor hemisférico: a fotografia hemisférica (MITCHELL; WHITMORE, 1993; JENNINGS et al., 1999). Para tanto, imagens hemisféricas foram tomadas no centro aproximado de cada parcela de 10x10 m, usando uma câmera digital (Nikon Coolpix 950, Nikon Corporation, Tóquio, Japão) voltada para o dossel da floresta, acoplada a uma lente hemisférica (*Fish-eye converter* Nikkor FC-E8, Nikon Corporation, Tóquio, Japão). O uso de tais equipamentos combinados na tomada de fotos hemisféricas, em comparação a câmeras com filmes fotográficos, talvez não seja o mais adequado. Eles produzem imagens menos definidas (especialmente em zênites maiores que 45°) e com aberrações cromáticas (imagens ‘borradas’) que acarretam em modificações no tamanho e forma das aberturas de dossel (FRAZER et al., 2001). Conseqüentemente, os valores de abertura

de dossel e luz transmitida são substancialmente menores quando comparados a câmeras com filme fotográfico (FRAZER et al., 2001).

Entretanto, estudos têm demonstrado que tais limitações são mais pronunciadas em ambientes de dossel fechado (< 10% de abertura de dossel) onde também os filmes fotográficos possuem certas limitações na análise da estrutura do dossel (HALE; EDWARDS, 2002; INOUE et al., 2004). Adicionalmente, no estudo de ambientes com grande amplitude de variação de luz as câmeras digitais produzem resultados comparáveis aos filmes fotográficos (HALE; EDWARDS, 2002). Por último, câmeras digitais eliminam um dos passos da análise de fotografias hemisféricas que podem gerar erros, a digitalização das imagens.

Para diminuir a probabilidade de erros durante a caracterização do regime de luz, seguiu-se rigorosamente um protocolo de campo para a aquisição das imagens. Para garantir que as fotos ficassem horizontais, elas foram feitas com o auxílio de um tripé e uma mesa auto-niveladora (*self-leveling camera mount*: Delta T Devices Ltd., Cambridge, RU; Fig. 6), com a lente a uma altura de 1,5 m acima do solo e alinhadas em relação ao norte magnético (RICH, 1990). A altura de 1,5m foi adotada por se tratar da altura mais comum encontrada na literatura; entretanto, variações na altura da lente parecem não afetar significativamente os resultados finais das análises de fotos hemisféricas (ROBISON; McCARTHY, 1999).

Todas as fotografias foram tiradas em condições atmosféricas totalmente nubladas (uniformidade de iluminação) para aumentar o contraste entre o céu a folhagem das árvores nas imagens obtidas (RICH, 1990). Isto por que a ausência de contraste na fotografia hemisférica é uma das principais fontes de erro na caracterização da entrada de luz pelo dossel (RICH et al., 1999). Por outro lado, tais condições atmosféricas amenizam os efeitos de aberrações cromáticas presentes em fotografias hemisféricas digitais tomadas com a câmera Nikon Coolpix 950 (FRAZER et al., 2001).

Quanto às opções da câmera, todas as fotos foram feitas em preto e branco, com compressão 1:4 JPEG (Fine) e resolução 1600 x 1200 (*full size*), seguindo as recomendações propostas por Frazer et al. (2001) e Inoue et al. (2004). As fotos foram tiradas sem o uso de flash, autofoco e exposição ao infinito. Para cada foto, foram utilizadas diferentes compensações de exposição para determinar em cada parcela qual delas gerava imagens de maior contraste e nitidez. Assim, a compensação foi definida posteriormente para cada imagem e seus valores variaram entre -1,0 a -0,3eV. A princípio, as imagens cuja compensação gerou imagens mais



claras foram escolhidas para as análises (HALE; EDWARDS, 2002). As demais opções da câmera utilizadas foram modo FishEye1, velocidade automática do obturador e  $f/2.6$  ( $f$ -stop).



Figura 6 – Detalhe da mesa autoniveladora acoplada à máquina fotográfica (à esquerda) usada durante a tomada das fotografias hemisférica (à direita) e caracterização o regime de luz das parcelas avaliadas neste estudo. Além de um nível, a mesa possui também uma bússola acoplada que facilita a orientação da fotografia através do norte magnético marcado por um diodo emissor de luz (LED - no detalhe à direita)

*Análise dos dados* - Durante a análise das fotografias, também foi seguido um detalhado protocolo para o tratamento e análise das imagens hemisféricas obtidas. O programa HemiView 2.1 (AT Delta-T Devices Ltd., Cambridge, RU) foi o *software* escolhido para a análise das fotos. Para todas as fotos analisadas, as configurações utilizadas estão resumidas na tabela 1. A declinação magnética foi obtida via Internet através do *National Geophysical Data Center* (NGDC, 2006). Após o ajuste de tais configurações, usado para todas as imagens analisadas, foi feito o alinhamento horizontal das imagens (ajuste de tamanho) e o alinhamento em relação ao norte magnético da foto. Tais configurações foram salvas para cada foto, através de um arquivo *Hemiview Settings* (hvs), preservando o mesmo alinhamento horizontal e geográfico, além de todas as demais configurações usadas na análise.

Tabela 1 – Configurações do programa HemiView utilizadas durante a análise das fotografias hemisféricas

<b>Opção</b>	<b>Especificações</b>
Local	24°10'S e 47°56'W (Lat e Long), 350 m (Altitude) e 19°05'W (Declinação Magnética)
Modelo solar	Uniform Overcast Sky (UOC), 1370 W.m <sup>-2</sup> (Solar Flux), 0,7 (transmissividade) e 0,1 (proporção de radiação difusa)
Correção de distorção	Coolpix 900
Divisões do céu	16 e 8 divisões de azimute e zênite, respectivamente.

Em seguida, passou-se para a classificação das imagens, que consiste em distinguir as porções visíveis e obscurecidas na imagem, ou seja, distinguir as aberturas no dossel das folhagens das árvores. Esta classificação pode ser feita de diferentes métodos (RICH et al., 1999), entretanto aquele mais simples e mais usado é o algoritmo de *threshold*. Ele consiste na divisão da imagem em diferentes tons de cinza (valor de intensidade) e na determinação de um tom de referência (*threshold*) acima do qual tudo será classificado como céu aberto e abaixo do qual tudo será classificado como céu obscurecido (técnica de classificação binária).

Apesar de simples e prático, a aplicação deste método possui algumas limitações práticas que são importantes fontes de erro na análise de imagens hemisféricas. Irregularidades nas condições de luz do céu no momento da fotografia (i.e., nuvens escuras e luz refletida na folhagem das árvores) podem fazer com que porções obscurecidas da imagem tenham tons mais claros ou vice-versa (RICH et al., 1999). Outra limitação prática relativa ao método do algoritmo de *threshold* é a subjetividade (percepções e julgamento do operador) associada à determinação do nível referência de intensidade. Geralmente, menores irregularidades nas imagens e diminuição da subjetividade podem ser obtidas ao seguir rígidos protocolos de decisão do *threshold* e pelo uso de imagens de alto contraste (RICH et al., 1993, 1999).

Assim, a fim de evitar possíveis efeitos do operador na classificação das imagens, cada foto foi analisada uma vez por três operadores diferentes (R.A.F Lima, S. Gandolfi e M. Bianchi). Dentro dos mesmos princípios, usou-se o mesmo computador para as análises (mesma tela, sala e condições de luz do ambiente), o mesmo tamanho da janela de visualização da imagem, além claro do mesmo protocolo de análise, vinculado a cada foto pelo arquivo de configurações salvo (.hvs). Como sugerido por Robison e McCarthy (1999), os três operadores fizeram algumas

análises em conjunto para sanar possíveis dúvidas e para a familiarização dos mesmos com o protocolo de análise.

Para cada imagem foram calculados oito índices de radiação solar e estrutura do dossel. Dentre eles, a percentagem de abertura do dossel (VisSky), radiação total (TotBe), direta (DirBe) e difusa (DifBe) abaixo do dossel (em  $\text{mol.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ), índice geral de área foliar (LAI) e uniformidade do dossel (LAIDev). Destes índices foram derivados manualmente outros dois índices: a proporção de radiação direta em relação à radiação total (%DirBe ou  $\text{DirBe/TotBe}$ ) e a proporção de abertura do dossel correspondente aos dois círculos concêntricos mais próximos ao zênite (%VisSky), definido como o círculo entre o zênite e distante aproximadamente  $17^\circ$  do zênite, pois distâncias na imagem hemisférica são medidas em graus (RICH et al., 1999). Os valores de radiação total, direta e difusa são correspondentes aos valores radiação total (GSF), direta (DSF) e difusa (ISF) transmitidas pelo dossel, e foram calculados a partir de um valor fixo de radiação solar acima do dossel de  $8.190 \text{ mol.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ . Assim, um valor de  $819,0 \text{ mol.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  de TotBe corresponde a 10% de GSF.

Para os índices de luz calculados foram realizadas, além de estatística descritiva, Análises de Variância (ANOVA) para comparar as médias obtidas entre os ambientes. Como não houve diferença significativa, no geral (ver resultados abaixo), entre os valores obtidos pelos operadores, foi calculada a média aritmética entre os três operadores que foi usada como valor de saída para a caracterização do regime de luz em cada parcela. Os dados foram testados para normalidade e homogeneidade através dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, para verificar se os pressupostos da análise eram atendidos. A melhor transformação dos dados foi feita, quando necessário, para atender os pressupostos da ANOVA. Em caso de diferença significativa entre médias, a comparação das médias foi feita pelo teste a posteriori de Tukey ( $\alpha= 5\%$ ). Estas análises, bem como a escolha da transformação de dados mais apropriada, foram realizadas através do pacote estatístico SAS System versão 8.2 para Windows (SAS Institute Inc., Cary, EUA).

Os índices calculados em cada parcela foram usados em uma análise de componentes principais (PCA), para verificar quais deles melhor explicavam a variação existente entre parcelas em função dos parâmetros de luz. Os dados percentuais transformados pelo arco-seno da raiz quadrada. Em seguida, foi feita também uma breve avaliação para detectar possíveis diferenças entre os operadores. Procurou-se detectar potenciais diferenças para um mesmo operador entre os

ambientes, e entre pares de operadores (geral e por ambiente). Para a comparação entre ambientes para um mesmo operador, usou-se a ANOVA, nos mesmos moldes das análises descritas acima. Para a comparação entre operadores (geral e por ambiente) usou-se o teste de Wilcoxon para comparação de médias de amostras pareadas. Este teste consiste em comparar se a subtração de valores entre pares de operadores tende a ser diferente de zero, realizado através de uma rotina do programa SAS (*test for location*), que através de um teste *t* de *Student*, ou equivalente não paramétrico, testa se a média das diferenças entre os pares de operadores difere de zero.

### 2.2.5 Estrato herbáceo

Exceto para uma das parcelas, fez-se uma avaliação do estrato herbáceo, considerado neste estudo como a vegetação abaixo de um metro de altura (não foi possível fazer a avaliação de cobertura de uma parcela, a parcela D13 no bambuzal, por questões relacionadas ao trabalho de campo). Para possibilitar a comparação da composição e estrutura dos componentes do estrato herbáceo, cada qual com forma e distribuição particular, optou-se por usar a área de cobertura de solo como uma estimativa de densidade. Ainda, algumas ervas possuem crescimento vegetativo por rizomas que praticamente inviabilizam a individualização e contagem de indivíduos por parcela.

Junto à avaliação do estrato herbáceo, fez-se também a avaliação da cobertura do solo de componentes não vegetais abaixo de um metro de altura (ver definição de grupos abaixo). Estes componentes de estrutura de habitat possuem influência sobre a disponibilidade de recursos para espécies de ervas e foram avaliados aqui através dos mesmos métodos, que serão descritos a seguir. Assim, apesar destes componentes não fazerem literalmente parte do estrato herbáceo, eles foram reunidos às espécies herbáceas na análise e discussão dos dados sobre este estrato da floresta. E, por uma questão de simplificação, o conjunto formado por espécies herbáceas e estes demais componentes não vivos são referidos daqui a diante simplesmente como estrato herbáceo.

Assim, para avaliar a cobertura do solo do estrato herbáceo foi utilizado o método de interceptação de linha (*line intercept*) proposto para o estudo da vegetação por Canfield (1941 apud KAISER, 1983) e para estimar resíduos de corte de *Pinus* por Warren e Olsen (1964). Em ambos os exemplos, o método possui claros benefícios por permitir estimativas rápidas de uma dada característica (e.g., cobertura, densidade ou volume) ao longo de grandes áreas. Trata-se de um método que possui bases teóricas sólidas, que produz de maneira satisfatória estimativas da



percentagem de cobertura do solo (McINTYRE, 1953), especialmente para gramíneas e ervas latifoliadas, e para os componentes maiores em tamanho e mais abundantes (FLOYD; ANDERSON, 1987; KERCHER et al., 2003). Entretanto, este método pode consumir mais tempo de campo do que, por exemplo, o método de interceptação em ponto (WHITMAN; SIGGEIRSSON, 1954; FLOYD; ANDERSON, 1987). Para mais detalhes sobre a teoria em torno do método de interceptação e linha e para estimadores não-viciados de média e variância, consultar os trabalhos de McIntyre (1953), Warren e Olsen (1964), Lucas e Seber (1977), Kaiser (1983) e Pontius (1998).

O método foi empregado através de 7 transectos paralelos com 10m de comprimento cada, totalizando 70 m de transectos por parcela. Um esquema da disposição e distâncias entre transectos é apresentado na figura 7. Em algumas parcelas, foram realizados transectos menores devido a peculiaridades de cada parcela como leitos de curso d'água e destroços de cortes recentes de palmito. Em cada um dos transectos, o comprimento das projeções verticais abaixo de 1 metro de altura, foi anotado para cada componente do estrato herbáceo. Apenas uma pessoa realizou a contagem dos comprimentos que foi realizado com uma precisão de 5 cm. Caso dois ou mais componentes tivessem suas projeções sobrepostas, foram contabilizados os comprimentos para ambos grupos. No caso de componentes vegetais, foram consideradas as interceptações de indivíduos cujo centro (caule) estivesse tanto dentro como fora dos limites da parcela.

Neste estudo, o estrato herbáceo foi dividido nos seguintes componentes (ou grupos): *Calathea* [*Calathea communis* Wand. & S.Vieira (Marantaceae)], Pteridófitas, Regenerantes (plântulas de ervas eretas, arbustos e árvores), Outros (demais ervas, em especial espécies das famílias Arecaceae, Acanthaceae, Amaranthaceae e Cyperaceae), Bambu (colmos vivos de *G. tagoara*), Serapilheira de Bambu (folhas e colmos mortos de *G. tagoara*), Pedras (pedras não recobertas por solo ou qualquer outro componente), Raízes e Troncos (áreas ocupadas por raízes e troncos vivos de árvores de grande porte), Destroços (escombros de árvores e galhos caídos) e Sem Cobertura (trechos de solo exposto ou coberto apenas pela serapilheira). A escolha e divisão destes grupos foram feitas a partir de suas frequências na área de estudo, sendo que as espécies mais abundantes foram separadas em grupos independentes e as menos abundantes colocadas em grupos mais abrangentes.

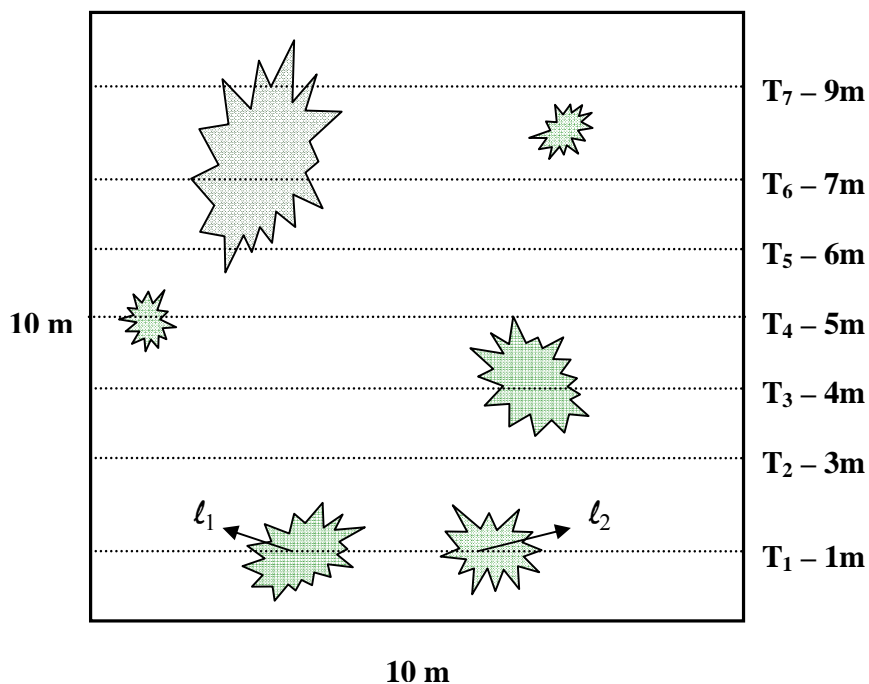


Figura 7 – Ilustração do esquema amostral adotado para a aplicação do método de interceptação de linha na avaliação dos componentes do estrato herbáceo. À direita, a posição dos sete transectos e suas respectivas distâncias em relação ao lado inferior da parcela

Infelizmente, a dificuldade de identificação de certas espécies em campo e a baixa frequência de muitas espécies tornou difícil uma divisão mais detalhada do estrato herbáceo. Cabe lembrar que alguns destes grupos possuem uma relação de dependência para com os ambientes em estudo, como por exemplo, Bambu e Serapilheira de Bambu no bambuzal, Raízes e Troncos sob dossel contínuo, e Pedras nos fundos de vale. Entretanto, estes grupos foram individualizados a fim de evitar influências destes componentes mais restritos sobre a cobertura de componentes que são comuns a todos os ambientes considerados.

*Análise dos dados* - A percentagem de cobertura foi considerada, para cada grupo, como o comprimento de interceptação ( $l_1 + l_2 + \dots + l_n$ ; Fig. 7) dividido pelo comprimento total do transecto (10m). Assim, para a análise dos dados, o valor de cobertura total de cada componente foi calculado através da média aritmética das percentagens de coberturas dos sete transectos. Primeiramente, foi realizada uma descrição dos conjuntos de dados para cada componente (variáveis) e a relação entre as variáveis foi avaliada através da matriz de correlação de Spearman. Em seguida, cada variável teve sua distribuição testada através do teste de Shapiro-Wilk e sua

homogeneidade de variâncias avaliada através do teste de Levene. Os dados que não atendiam tais premissas foram transformados pelo arco-seno da raiz quadrada da proporção (CALLEGARI-JACQUES, 2004).

Considerando o desenho experimental em blocos ao acaso, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) com dois fatores (ambiente e topografia) para os conjuntos de dados cuja distribuição foi normal. Como o número de repetições para os fatores foi desbalanceado, utilizou-se a soma de quadrados do tipo III para a inspeção dos resultados. Para os dados que a transformação não foi capaz de cumprir os pressuposto de normalidade e homocedasticidade, foi utilizada a ANOVA não-paramétrica de Friedman. Considerando a existência de grande heterogeneidade ambiental entre parcelas dentro de um mesmo bloco e ambiente, foi estabelecido o nível de significância de 10% para as análises realizadas. Todas as análises e sugestões de transformação dos dados foram realizadas com o uso do software estatístico SAS System para Windows versão 8.2 (SAS Institute Inc., Cary, EUA).

Realizaram-se ainda algumas análises para avaliar o desempenho do delineamento experimental escolhido para avaliar os componentes do estrato herbáceo. Para tanto, foi avaliado o erro experimental ( $E_{exp} = 100(QM_{res})/(\sum x_i/N)$ , onde  $QM_{res}$  = quadrado médio do resíduo e  $\sum x_i/N$  = média geral do componente), e a eficiência relativa do delineamento ( $ER = 100[(f_1 + 1)(f_2 + 3)QMR_i / (f_2 + 1)(f_1 + 3)QMR_b]$ , onde  $f_1$ ,  $f_2$ ,  $QMR_b$  e  $QMR_i$  são, respectivamente, os graus de liberdade do resíduo e os quadrados médios dos resíduos, ambos para o delineamento em blocos ao acaso e para o inteiramente casualizado), que compara os resultados da ANOVA em blocos ao acaso com àqueles obtidos a partir de um delineamento inteiramente casualizado, cujos resultados não são apresentados.

Para avaliar a ordenação das parcelas em relação às percentagens de cobertura dos grupos do estrato herbáceo, foi realizada uma análise de correspondência retificada (DCA - *Detrended Correspondence Analysis*) com menos peso conferido as espécies raras (*downweighted for rare species*). Para esta análise, os dados (valores de cobertura em percentagem) foram transformados pelo arco seno da raiz quadrada, e os grupos com distribuição evidentemente relacionada a algum dos ambientes considerados (e.g., grupo Bambu nas áreas dominadas por Bambu) foram retirados da análise. Esta análise foi executada através do programa PcOrd versão 4.10 (McCUNE; MEFFORD, 1999).

### 2.2.6 Estrato arbustivo

Para o levantamento do estrato arbustivo nas parcelas foram avaliados todos os indivíduos com altura igual ou maior a um (01) metro, e menor que cinco (05) centímetros de Diâmetro à Altura do Peito (DAP - 1,3m do solo). Este foi, portanto, o critério adotado para definir os indivíduos pertencentes ao estrato arbustivo. Desta forma, além das espécies arbustivas e arbóreas, foram avaliadas também ervas eretas e algumas espécies de lianas lenhosas com desenvolvimento inicial semelhante ao de espécies arbóreas (fuste lenhoso único e ereto), em especial *Acacia lacerans*, *Bauhinia microstachya*, *Connarus rostratus*, *Heteropterys nitida*, *Hiraea* sp., *Machaerium triste* e *Salacia elliptica*.

Para tais indivíduos foram coletados os seguintes dados: (1) identificação da espécie botânica; (2) diâmetro à altura do solo (DAS); (3) altura total e (4) altura de copa (distância entre os primeiros ramos/folhas consecutivos (ramos/folhas muito afastados em altura dos demais não foram incluídos) e a altura do ramo mais alto); (5) diâmetro maior e (6) menor da copa (distância perpendicular ao diâmetro maior); (7) presença/ausência de rebrota (espessamento relacionado a um antigo dano mecânico de quebra do fuste) e (8) presença/ausência de partes reprodutivas. Para os indivíduos de *E. edulis*, em especial, o diâmetro foi coletado imediatamente acima do espessamento que é freqüentemente encontrado na base da estipe. Para os gêneros de monocotiledôneas que se desenvolvem em moitas (e.g., *Costus*, *Dichorisandra*, *Geonoma*, *Heliconia*), anotou-se as variáveis acima de apenas um dos clones e o número de clones da moita.

Para cada espécie levantada foram obtidas informações de hábito, grupo sucessional e síndrome de dispersão. As espécies foram separadas nos seguintes grupos sucessionais, segundo GANDOLFI (2000): espécies Pioneiras (Pi), Secundária iniciais (Si), Secundárias Tardias (St) e Não classificadas (Nc). Os grupos sucessionais foram obtidos através de indicações na literatura especializada, como Klein (1979), Leitão Filho (1993), Mantovani (1993), Dias et al. (1995), Tabarelli (1997), Gandolfi (2000), entre outras. Cabe ressaltar que observações dos autores na área de estudo não foram usadas na classificação das espécies em grupos sucessionais. Quanto ao hábito, agrupou-se as espécies através de informações em Klein (1979) e através das informações de porte dos indivíduos no inventário realizado na parcela de 10,24 ha. O hábito das espécies foi adaptado de Klein (1979) da seguinte forma: ervas eretas (Herb), lianas lenhosas (Lian) arbustos lenhosos (Arb); árvores medianas (arvoretas: Arvt); e árvores (Arv). Já as síndromes de dispersão (anemocoria, autocoria e zoocoria) foram obtidas através dos trabalhos de Carmo e Morellato

(2000) e Campassi (2002). Também se obteve informações sobre a ameaça de extinção de cada espécie através das listas de espécies ameaçadas do *International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources* – IUCN, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. – IBAMA, e da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA/SP.

A identificação foi realizada através de coletas de material botânico de indivíduos fora das parcelas de avaliação, quando possível. Para algumas espécies de fácil identificação (e.g., *Euterpe edulis*, *Garcinia gardneriana*, *Jacaranda puberula*) não foi necessária a coleta de material botânico. Para outras, fez-se uso de fotografias, chaves de identificação e de um guia de campo com as espécies de Myrtaceae ocorrentes na parcela (DUARTE, 2003). As coletas realizadas de material botânico foram identificadas no Laboratório de Sistemática do Departamento de Ciências Biológicas ESALQ/USP. Para algumas famílias, consultas foram feitas com especialistas, dentre eles João B. Baitelo (Lauraceae), Fiorela F. Mazine (Myrtaceae) e Vinícius C. Souza (várias famílias). A circuncisão em famílias adotada para este estudo seguiu o Angiosperm Phylogeny Group – APG, versão II (APG, 2003). O material coletado será depositado no Herbário ESA (ESALQ/USP) com os respectivos números de coleta da série de R.A.F. de Lima, indicados em anexo.

*Análise dos dados* - Além de análises florísticas descritivas, foram realizadas análises para avaliar a composição de espécies encontradas entre os ambientes estudados. A análise de espécies indicadoras (*Indicator Species Analysis* - ISA) foi utilizada para avaliar a presença de espécies ou famílias indicadoras de algum dos ambientes (teste de Monte Carlo executado com 5.000 randomizações). Foi aplicado, também, o *Multi-Response Permutation Procedures* (MRPP), um método não-paramétrico usado para testar diferenças na composição de espécies entre grupos pré-definidos. Para esta análise utilizou-se medida de distância de Sorensen (Bray-Curtis) e opção de *weighting* dos grupos recomendada pelo programa. Com o intuito de ordenar as parcelas baseando-se na abundância de suas espécies, também foi realizada uma DCA com menos peso atribuído às espécies raras (*downweighted for rare species*). As análises citadas (ISA, MRPP e DCA) foram preparadas e executadas através do programa PcOrd versão 4.10 (McCUNE; MEFFORD, 1999), e foi estabelecido um nível de significância de 10% para a interpretação dos resultados obtidos. As análises sociológicas foram realizadas para o conjunto de

todas parcelas e para os ambientes separadamente. Análises sem a presença de monocotiledôneas também foram realizadas para avaliar a influência desta classe sobre os resultados obtidos. Durante estas análises, preparadas e executadas pelo programa Mata Nativa 2, utilizou-se os parâmetros sociológicos básicos: dominância relativa ( $Dr = 100n_i/N$ ), frequência absoluta ( $FA = 100U_i/U_t$ ), Dominância relativa ( $DoR = 100AB_i/AB_t$ ) e Valor de importância relativo ( $VI\% = Dr + Fr + DoR/VI_t$ )<sup>15</sup>. Tais parâmetros foram calculados no geral e para cada ambiente separadamente, de modo que os valores totais ( $N$ ,  $U_t$ ,  $AB_t$ ,  $VI_t$ ) variaram entre os ambientes.

Foi realizada uma reavaliação dos indivíduos marcados, com o objetivo de avaliar a mortalidade, danos, recrutamento e crescimento nos três ambientes. Para cada parcela, o intervalo entre as duas medições foi de aproximadamente 12 meses, visto que algumas parcelas foram reavaliadas com até 15 dias de atraso. Mesmo assim, será considerado o intervalo de 12 meses para todas elas para facilitar a apresentação e análise dos dados. Nesta avaliação, foram mensurados, novamente, os indivíduos sobreviventes. Os novos indivíduos com altura acima de um metro (recrutas) foram marcados e avaliados segundo as mesmas variáveis citadas acima. A presença de danos e a mortalidade foram anotadas, procurando determinar o tipo de dano, sua consequência e, no caso de mortalidade, a causa da morte, dentre elas danos físicos (de origem natural ou antrópica), dessecamento (ramos/clones e copa seca sem evidências de danos mecânicos ou ataque biológico), herbivoria e causas indeterminadas. O cálculo da taxa de mortalidade foi feito seguindo as recomendações de Sheil et al. (1995) através da eq. (2):

$$m = 1 - (N_1/N_0)^{1/t}, \quad (2)$$

onde  $N_0$  e  $N_1$  são, respectivamente, o número de indivíduos vivos no começo e no fim do período de avaliação,  $t$ .

Ao término das remedições, foi comparado o crescimento dos indivíduos entre os ambientes, através do incremento em área basal, altura total e área de copa. Por motivos óbvios, as análises de crescimento de dicotiledôneas e *E. edulis* (que possuem hábito arborescente) foram separadas das espécies de monocotiledôneas. Seguindo a metodologia adotada por outros autores (POPMA; BONGERS, 1988; BLOOR; GRUBB, 2003; DALLING et al., 2004), as variáveis de crescimento (área basal, altura e área de copa) foram avaliadas através da seguinte equação de incremento relativo (IR; eq. 3):

<sup>15</sup>  $n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$ ;  $N$  = número total de indivíduos amostrados;  $AB_i$  e  $AB_t$  = Área basal da espécie  $i$  e área basal total, obtida através do diâmetro adequado a fórmula do círculo;  $U_i$  e  $U_t$  = número de parcelas com a espécie  $i$  e número total de parcelas; e  $VI_t$  = Valor de importância total da amostra.

$$IR = (\ln x_1 - \ln x_0) / (T_1 - T_0), \quad (3)$$

onde  $x_1$  e  $x_0$ , são os valores obtidos na segunda e na primeira medição, respectivamente, e  $T_1 - T_0$  representa o intervalo entre as medições, no caso, um ano. Os valores obtidos correspondem ao incremento em centímetros mensurados com precisão de 5mm para diâmetro e 5 cm para altura total. A comparação entre ambientes foi realizada usando com unidade de comparação tanto as parcelas quanto as espécies. Indivíduos danificados não serão utilizados durante as análises de crescimento. Apesar de ter sido feito um acompanhamento do crescimento da área de copa dos indivíduos, sua remedição em campo foi difícil e considerada pouco precisa. Por isso, esta variável não foi usada nas avaliações de crescimento.

Além da riqueza observada de espécies, foi estimada o número máximo de espécies (diversidade  $\alpha$ ) e seu respectivo intervalo de confiança ( $\alpha = 5\%$ ) para cada ambiente usando o estimador *Jackknife* de segunda ordem (Jack 2). A escolha do método a ser usado foi feita empiricamente, comparando o desempenho das curvas esperadas para os diferentes métodos não-paramétricos baseados em dados de abundância ou presença-ausência disponíveis (ICE, ACE, Chao, *Jackknife*, *Bootstrap*) seguindo as recomendações de Colwell e Coddington (1994). Neste sentido, como o total de espécies encontrados para a parcela (espécies deste trabalho, sem lianas, somada com as espécies coletadas pelo projeto parcelas permanentes) foi de, no mínimo, 255 espécies, optou-se pelo estimador de riqueza *Jackknife* de segunda ordem (*Jackknife* 2) que faz estimativas baseadas no número de espécies presentes em apenas uma amostra (*unique species*) e em exatamente duas amostras (*duplicate species*; COLWELL; CODDINGTON, 1994). Este estimador, além de ser aquele que mais se aproximou do valor total de espécies ( $S_{est} = 250$ ) o fez com um número menor de parcelas (c.a. 19 parcelas) que o segundo melhor estimador (*Jackknife* 1 com 37 parcelas). Estas análises foram preparadas pelo programa EstimateS versão 7.5 (COLWELL, 2005) e executadas através de 5.000 randomizações.

A riqueza de espécies entre os ambientes foi comparada para um número comum de indivíduos através da curva de acumulação média de espécies (curva de rarefação), baseada no número de indivíduos amostrados. Este tipo de análise evita os possíveis efeitos da densidade sobre o número de espécies encontradas em diferentes amostras (COLWELL; CODDINGTON, 1994; GOTELLI; COLWELL, 2001). Além da riqueza, o índice de diversidade de Shannon ( $H' = -\sum p_i \ln p_i$ , onde  $p_i$  é o número de indivíduos da  $i$ ésima espécie) e o índice de dominância de Berger Parker ( $d = N_{m\acute{a}x} / N$ , onde  $N_{m\acute{a}x}$  é o número de indivíduos da espécie mais abundante) foram

calculados para cada parcela e para cada ambiente (MAGURRAN, 1988). Para a comparação com os demais estudos, o índice de uniformidade de Pielou ( $J = H'/H'_{\text{máx}}$ , onde  $H'_{\text{máx}} = \ln S$ ) também foi calculado para os três ambientes juntos. Estas análises (curva de rarefação e cálculo de diversidade e dominância) foram executadas com 5.000 randomizações pelo programa EcoSim versão 7 (GOTELLI; ENTSMINGER, 2001).

A complementaridade (diversidade  $\beta$  ou distância de Marczewski-Steinhaus) foi estimada diretamente através da proporção do total de espécies presentes em um ambiente e não no outro (equação 17, página 112, em COLWELL; CODDINGTON, 1994). Os valores de complementaridade (referida com  $C$  daqui a diante) variam de zero (quando as listas de espécies são idênticas) a um (listas completamente distintas). A complementaridade também foi indiretamente avaliada através de seu inverso, a similaridade florística. Esta foi calculada através de dois índices, ambos baseados na abundância de espécies: o índice sugerido por Chao et al. (2005, equação 9) e o clássico índice de Morisita-Horn (MAGURRAN, 1988), ambos baseados na abundância de espécies. O primeiro diz respeito a uma nova abordagem estatística para o clássico índice de Jaccard, que faz uma adaptação do método para dados de abundância e faz uma correção para espécies não amostradas (*unseen species*). Esta correção, realizada com base nas proporções de espécies raras nas amostras, fornece estimativas mais precisas do número de espécies compartilhadas entre dois ambientes, o que é particularmente interessante para reduzir o efeito negativo relacionado a amostragens incompletas de comunidades ricas em espécies (CHAO et al., 2005). Além disso, este novo estimador faz cálculos de desvio padrão para os valores gerados, permitindo a comparação estatística de valores gerados entre diferentes pares de amostras. Ainda assim, o índice de Morisita-Horn foi calculado para fins de comparação com demais estudos.

Os valores dos três índices descritos acima foram obtidos entre os ambientes como um todo (parcelas do mesmo ambiente reunidas) e entre cada par de parcelas individualmente. Tal análise foi feita dessa maneira, para permitir avaliar não apenas a similaridade entre ambientes, mas também para avaliar a similaridade entre parcelas de um mesmo ambiente. Estas análises também foram executadas pelo programa EstimateS versão 7.5 (COLWELL, 2005), e o desvio padrão do índice de Chao foi estimado através de 5.000 randomizações.

Para as estimativas de riqueza média e máxima e para os índices de diversidade, dominância e similaridade florística de Chao, a comparação entre os ambientes foi feita através do intervalo de confiança ( $\alpha = 5\%$ ) fornecido pelos próprios programas utilizados. Nas demais



análises do estrato arbustivo, sempre que a comparação entre médias dos três ambientes foi necessária, a ANOVA foi aplicada através do pacote estatístico SAS System versão 8.2 para Windows (SAS Institute Inc., Cary, EUA). Quando necessário, os dados foram transformados para atingir as premissas da ANOVA (teste de Shapiro-Wilk para normalidade, e teste de Levene para homocedasticidade). A transformação mais indicada para cada conjunto de dados foi escolhida com o auxílio do próprio SAS, através de seu aplicativo SAS Lab (*guided data analysis function*). Quando as premissas da análise não foram atendidas (em especial a homocedasticidade) foi utilizada a prova não-paramétrica de Kruskal-Wallis para verificar a possível existência de diferença entre os ambientes. Para a ANOVA e Kruskal-Wallis, a comparação par a par entre as médias foi feita através do teste de Tukey e através do Teste de Dunn (ambos para  $\alpha= 5\%$ , exceto quando indicado o contrário), conforme indicado por Callegari-Jacques (2004). No caso, das análises de crescimento foi realizada através do mesmo procedimento, exceto nos casos para a comparação de médias entre apenas dois ambientes, nos quais foi aplicado o teste *t* de Student para os dados normais, e o teste das ordens assinaladas (ou teste *U* de Mann-Whitney) para os dados não-normais.

## 2.3 Resultados

### 2.3.1 Regime de distúrbio do dossel

Foi encontrado um total de 63 clareiras ( $6,15 \text{ clareiras.ha}^{-1}$  – área mínima encontrada=  $16,5 \text{ m}^2$ ) dentro (total ou parcialmente) dos 10,24 ha estudados (Fig. 8). A presença de grandes clareiras na parcela foi marcante e teve considerável influência sobre os valores médios encontrados<sup>16</sup> (Tab. 2). Vale lembrar que os valores fornecidos na tabela 2 refletem o método de mensuração dos triângulos (LIMA, 2005b), ou seja, a área média sensu Brokaw, por exemplo, seria aproximadamente 320,5 ao invés de  $418,8 \text{ m}^2$ , se o método de mensuração fosse aquele sugerido por Brokaw (BROKAW, 1982a). Como esperado, a área obtida através do método de Brokaw foi

---

<sup>16</sup> Vale lembrar que o tamanho das clareiras grandes com bambu não permitiu mensurar diretamente a área para o método de Runkle (ver métodos), e que a área para o método de Brokaw foi estimada a partir da reta de regressão apresentada abaixo.

significativamente menor (teste do sinal:  $Z= 7,75$ ;  $p < 0,0000$ ) e apresentou correlação positiva muito forte ( $r_s= 0,925$ ;  $p < 0,0000$ ) com a área de clareira calculada através do método de Runkle. Da mesma maneira a área de borda (i.e., área da clareira não diretamente sob a projeção vertical da abertura do dossel) foi maior que a área sob a projeção vertical da abertura do dossel (teste do sinal:  $Z= 3,18$ ;  $p= 0,0015$ ), mas os valores de borda estiveram mais relacionados à área sensu Runkle ( $r_s= 0,886$ ;  $p= 0,0000$ ) que o contrário ( $r_s= 0,702$ ;  $p= 0,0000$ ). Aberturas de dossel não relacionadas a quedas maiores que 20 cm DAP, foram incomuns (0,49 aberturas.ha<sup>-1</sup>), correspondendo a apenas 7,9% do número total de aberturas. Elas contribuíram com apenas 1,62% e 2,13% da área total segundo Brokaw e Runkle, respectivamente.

A área de borda foi utilizada também para o cálculo do desvio em área entre os dois métodos estudados (ver métodos para mais detalhes). O desvio médio obtido foi  $308,13 \pm 132,41\%$  (média  $\pm$  DP), variando entre 108,14 e 660,29% (clareiras complexas e clareiras não mensuradas completamente foram retiradas da análise de desvio). Os valores estiveram moderadamente correlacionados com a área segundo Brokaw ( $r_s= -0,652$ ;  $p= 0,000$ ) e pouco correlacionados com a área segundo Runkle ( $r_s= -0,284$ ;  $p= 0,048$ ). Não foi encontrada diferença no desvio entre os métodos para clareiras de diferentes idades (teste U de Mann-Whitney:  $Z= -0,982$ ,  $p= 0,326$ ). Foi realizada, ainda, uma regressão linear entre os métodos, cuja equação de ajuste e os demais resultados da análise estão apresentados na figura 9. Nessa análise, não foram utilizadas as clareiras não mensuradas completamente, como as clareiras com alta densidade de taquaruçu, excedendo os limites da parcela.

Tabela 2 – Estatística descritiva das clareiras encontradas dentro dos 10,24 ha da parcela permanente estudada

Estatística	Todas clareiras (N = 63)		Sem bambuzal (N = 56)*	
	Brokaw	Runkle	Brokaw	Runkle
Média $\pm$ DP	418,8 $\pm$ 1.451,2	798,9 $\pm$ 2.535,7	128,8 $\pm$ 156,3	293,1 $\pm$ 252,6
Mediana	78,6	237,0	75,7	214,9
Intervalo	16,5 – 9.657,2**	54,3 – 16.955,0	16,5 – 885,1	54,3 – 1.495,8
Área total***	26.244,7 (25,6%)	50.004,9 (48,8%)	7.486,2 (7,3%)	16.885,7 (16,5%)

\* Resultados calculados sem as clareiras muito grandes, para as quais o cálculo de área não foi feito diretamente.

\*\* Valor estimado por regressão baseado na área sensu Runkle (1981) obtida para a mesma clareira.

\*\*\* Valores corrigidos pela subtração das porções de clareiras que excediam os limites da parcela permanente.

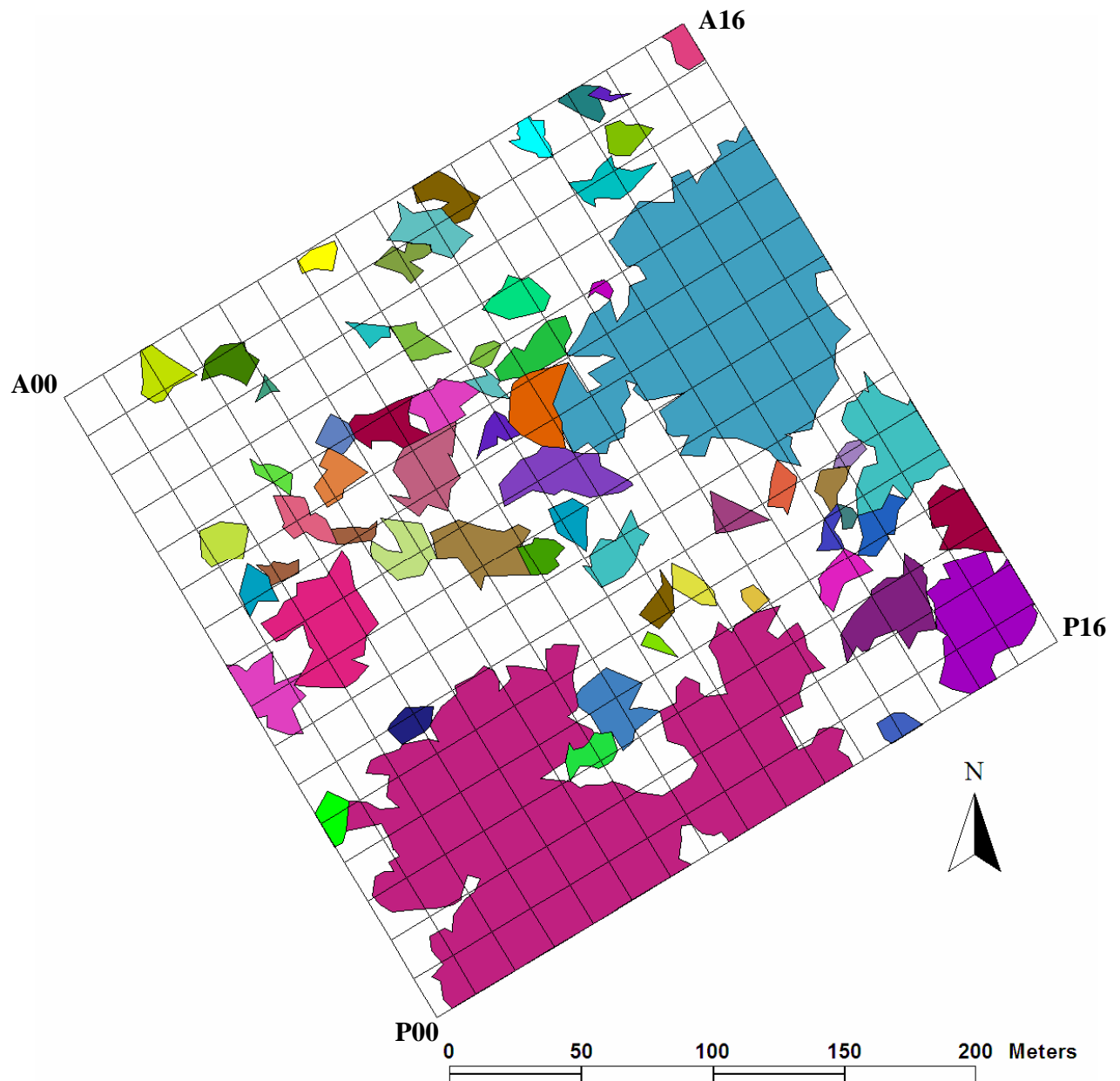


Figura 8 - Mapeamento das clareiras sensu Runkle (1981) da parcela permanente no Parque Estadual Carlos Botelho. Cada área colorida representa uma clareira diferente. As duas maiores clareiras (abaixo e no alto) são aquelas denominadas como bambuzais com áreas aproximadas de 1,7 e 1,1 ha, respectivamente

Das 63 clareiras encontradas dentro da parcela permanente, 7 eram complexas ( $0,68$  clareiras complexas.ha<sup>-1</sup>), ou seja, mais de 11% das clareiras na parcela foram formadas por eventos de distúrbios distintos no tempo. Estas clareiras variaram de  $38,84$  e  $146,80$  m<sup>2</sup> (métodos de Brokaw e Runkle, respectivamente) até  $277,76$  e  $478,43$  m<sup>2</sup>, e corresponderam a  $952,28$  e  $2.160,52$  m<sup>2</sup> (3,63% e 4,32%) da área total calculada segundo Brokaw e Runkle, respectivamente.

As clareiras muito grandes provavelmente são complexas pois certamente possuem quedas com diferentes idades em seu interior; entretanto estas não foram contabilizadas como complexas pois sua origem e dinâmica ainda é pouco clara. Não houve evidência de diferença estatística entre o tamanho de clareiras complexas ( $N= 7$ , média  $\pm$  DP:  $136,04 \pm 80,05 \text{ m}^2$ ) e simples ( $N= 45$ , média  $\pm$  DP:  $308,65 \pm 120,36 \text{ m}^2$ ; bambuzais e aberturas de dossel excluídas da análise) para o método de Brokaw (teste U de Mann-Whitney:  $N= 52$ ;  $Z= -1,023$ ;  $p= 0,306$ ) ou para o método de Runkle ( $N= 52$ ;  $Z= -0,731$ ;  $p= 0,465$ ). Duas clareiras complexas foram originadas pela extração de palmito. Nestes casos, houve corte intensivo na área de uma clareira antiga capaz de reabrir o dossel e gerar danos consideráveis na vegetação de sub-bosque. Geralmente a extração de palmito não gera aberturas no dossel, mas observou-se que algumas clareiras tiveram sua área aumentada<sup>17</sup> e sua regeneração influenciada pelo corte de palmito.

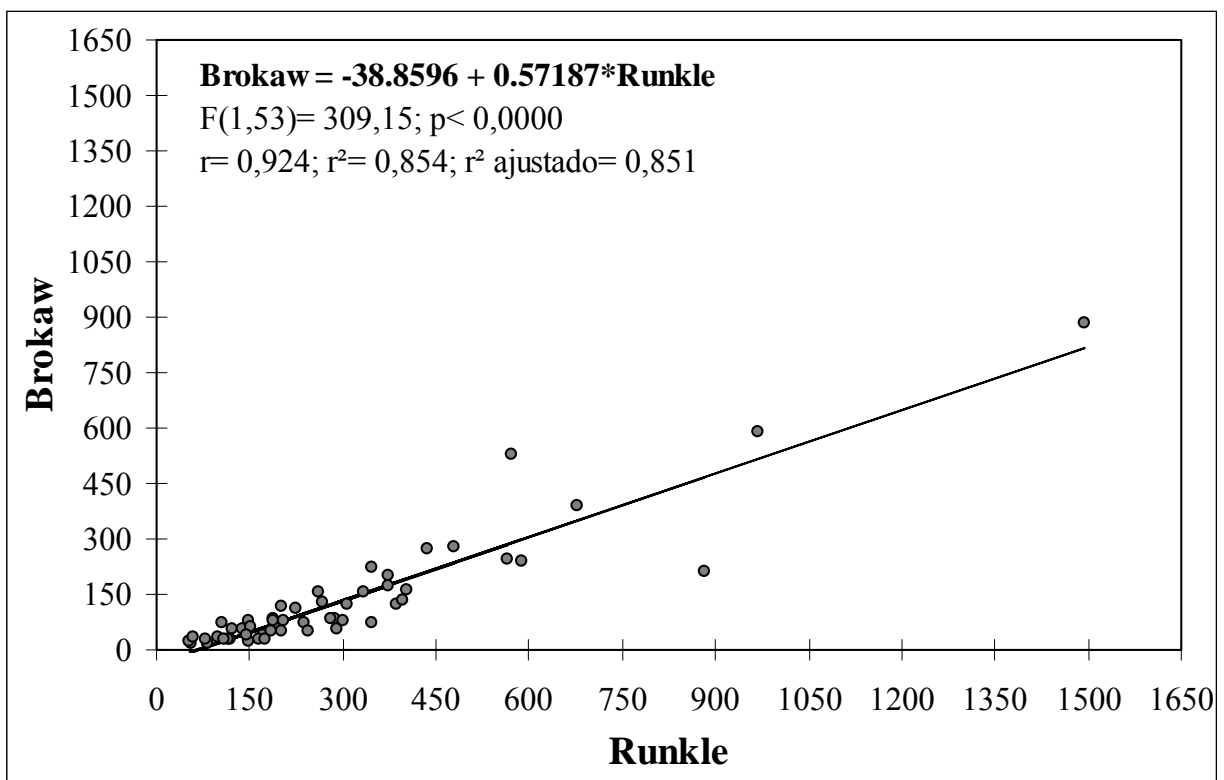


Figura 9 – Gráfico de dispersão e ajuste de reta resultantes da análise de regressão realizada entre os valores de área de clareira ( $N= 55$ ), em  $\text{m}^2$ , calculados pelos métodos propostos Brokaw (1982a) e Runkle (1981)

<sup>17</sup> O aumento em área de clareira devido à extração ilegal do palmito é certamente mais pronunciado usando-se o método de delimitação proposto por Brokaw (1982a), pois raramente a espécie apresenta indivíduos com perímetro maior que 20 cm de DAP (RODRIGUES et al., 2006).

A distribuição de frequência por classes de tamanho de clareira, para ambos os métodos de delimitação (Fig. 10), evidenciaram que 67,2% das clareiras sensu Brokaw foram menores que 150 m<sup>2</sup> e que clareiras maiores que 400 m<sup>2</sup> foram menos frequentes (12,5%). Como esperado, clareiras menores que 150 m<sup>2</sup> tiveram uma contribuição proporcional em área pequena (2.632,7 m<sup>2</sup> ou 10,03%) comparado ao grande número de clareiras dentro desta classe de tamanho. Já as clareiras maiores que 400 m<sup>2</sup> contribuíram com 78,84%, ou 20.692,01 m<sup>2</sup>. A classe de tamanho com a mediana (50-100 m<sup>2</sup>) foi também aquela com o maior número de clareiras, apesar da classe imediatamente inferior ter tido valores próximos. Da mesma forma, 75,0% das clareiras sensu Runkle foram menores que 400 m<sup>2</sup> e corresponderam a apenas 19,42% (ou 9.711,0 m<sup>2</sup>) da área total obtida através deste método. Como se pode observar não houve nenhuma clareira medida através deste método com área inferior a 50 m<sup>2</sup>. Para ambos os métodos, as clareiras pertencentes à classe de tamanho maior que 1.000 m<sup>2</sup> estiveram relacionadas às clareiras com alta densidade de *G. tigoara*.

Como poderia se esperar, o número e a contribuição em área de clareiras antigas foi maior que as demais classes de idade (Tab. 3). O número de clareiras antigas foi três vezes maior que as duas outras classes juntas. Esta desigualdade foi ainda maior em relação à área de modo que, para ambos os métodos, as classes mais recentes contribuíram com partes, no mínimo, dez vezes menor. Boa parte da área de clareiras em classe recém-formada (c.a. 38%) esteve associada ao processo de reativação, total ou parcial, de clareiras antigas. Assim, considerar as porções mais recentes em clareiras complexas possui considerável influência sobre os resultados do cálculo de área proporcional por classe de idade, como indicado na tabela 3. A análise por classes de idade, não sugeriu diferenças de tamanho significativas entre as diferentes idades para ambos os métodos (teste *U* de Mann-Whitney: Brokaw:  $Z= 0,556$ ;  $p= 0,578$ ; e Runkle:  $Z= 0,900$ ;  $p= 0,368$ ).

Adicionalmente, a taxa anual de formação de clareiras (i.e., taxa de distúrbio) foi estimada em 0.78 clareiras.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, um valor mais alto que a taxa média de abertura de novas clareiras calculada para os 3,6 anos de registro de mortalidade de árvores na parcela permanente (0.47 clareiras.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). Assim, baseado na taxa anual média de formação de clareiras obtida para parcela permanente desde sua instalação, calculou-se a taxa de recorrência para ambos métodos, que variaram de acordo com o método de delimitação considerado (Tab. 3). Nessa tabela, é possível observar como a decisão em considerar ou não a reativação de clareiras antigas também pode interferir nos valores da taxa.

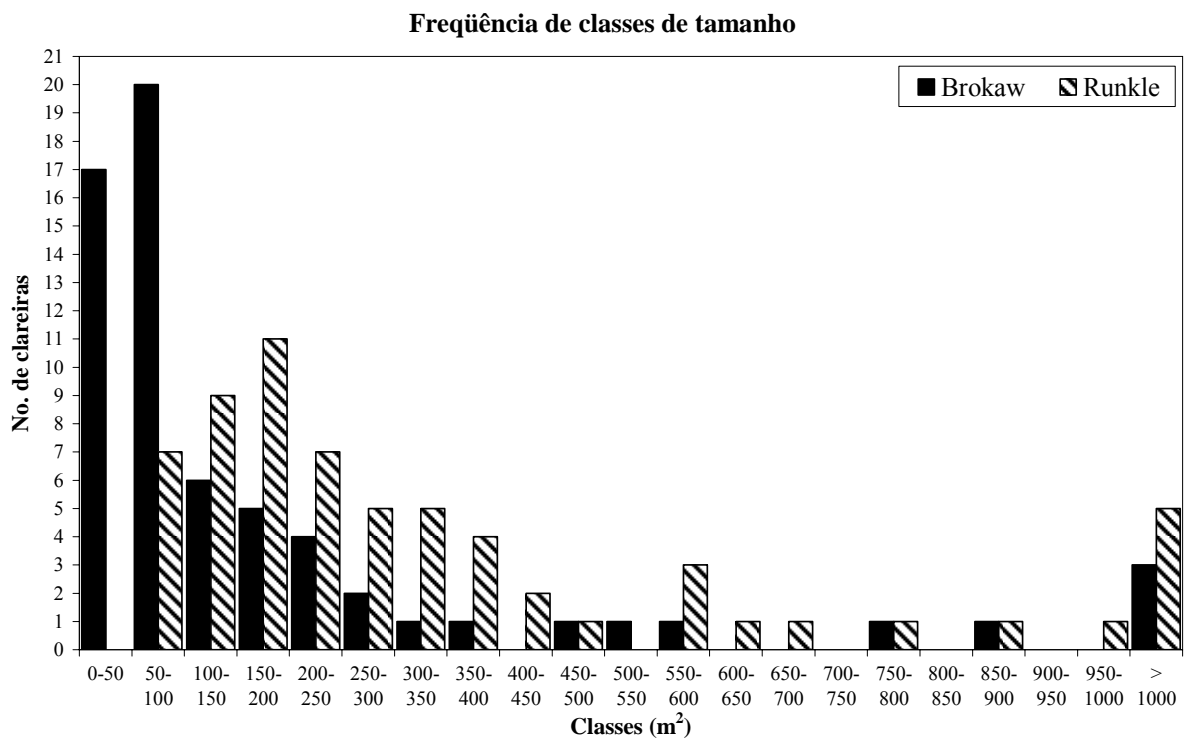


Figura 10 – Histograma de frequência das classes de tamanho de clareira obtido pelos métodos propostos Brokaw (1982a) e Runkle (1981). Intervalos em m<sup>2</sup>

Tabela 3 – Contribuição das classes de idade de clareira, área média aberta anualmente e taxa de recorrência para cada método de delimitação. Resultados expressos incluindo e excluindo clareiras complexas (ver texto para definição). Classe 1= clareiras recém-formadas; Classe 2= clareiras recentes; e Classe 3= clareiras antigas (ver métodos para detalhes das classes). T.R.= taxa de recorrência

Método de delimitação	Classe de Idade	Com complexas		Sem complexas	
		Área (m <sup>2</sup> )	Área (%)	Área (m <sup>2</sup> )	Área (%)
Brokaw	1	654,94	2,50	385,81	1,47
	2	1.398,15	5,33	1.338,26	5,10
	3	24.191,63	92,18	24.520,64	93,43
Runkle	1	1.458,54	2,92	792,43	1,58
	2	2.717,16	5,43	2.563,56	5,13
	3	45.829,15	91,65	46.648,86	93,29
		Novas clareiras (m <sup>2</sup> .ano <sup>-1</sup> )*	T.R. (anos)	Novas clareiras (m <sup>2</sup> .ano <sup>-1</sup> )*	T.R. (anos)
Brokaw	1 e 2	554,89	184,5	465,97	219,7
Runkle	1 e 2	1.128,57	90,7	907,02	112,9

\* Taxa de formação de novas clareiras obtida através da área somada das classes 1 e 2, dividida pelo número de anos entre a instalação da parcela permanente e a avaliação das clareiras (3,7 anos).

### 2.3.2 Regime de luz

No geral, a maioria dos índices calculados a partir das fotografias hemisféricas se apresentaram significativamente correlacionados (Tab. 4). Isto foi especialmente válido entre os índices de radiação solar (DirBe, Difbe, TotBe), assim como entre estes índices e a percentagem de abertura do dossel (VisSky). No interior da parcela, o valor médio deste índice (calculado baseado nos valores obtidos pelos três operadores) foi de  $11,29 \pm 6,79\%$ , variando entre 5,91 a 39,53%. Correspondentemente, os valores de radiação total (TotBe) a 1,5 m acima do solo variaram de 498,1 a 4.712,9  $\text{mol.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  (média  $\pm$  DP:  $1.498,2 \pm 939,4 \text{ mol.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ). Estes valores corresponderam a valores proporcionais de luz total transmitida (GSF) de 6,11 a 57,76% (média  $\pm$  DP:  $18,36 \pm 11,51\%$ ). Os valores de radiação (direta, indireta e total) correspondem diretamente aos valores de DSF, ISF e GSF, que, por isso, não foram incluídos na análise de correlação. O índice geral de área foliar (LAI) para a parcela permanente nesta mesma altura, teve média de  $2,876 \pm 0,930$  e valores mínimos e máximos de 0,849 e 4,818, respectivamente.

Tabela 4 – Postos de correlação de Spearman para os componentes do estrato herbáceo avaliados. Letras sobrescritas indicam o valor de probabilidade associado às correlações: a=  $p < 0,1$ ; b=  $p < 0,05$ ; c=  $p < 0,01$ . Valores sem letras indicam correlações não significantes ( $p > 0,1$ )

	<b>DifBe</b>	<b>DirBe</b>	<b>LAI</b>	<b>LAIDev</b>	<b>TotBe</b>	<b>VisSky</b>	<b>%DirBe</b>
<b>DirBe</b>	0,829 <sup>c</sup>						
<b>LAI</b>	-0,522 <sup>c</sup>	-0,309 <sup>b</sup>					
<b>LAIDev</b>	0,345 <sup>b</sup>	0,280 <sup>a</sup>	0,272 <sup>a</sup>				
<b>TotBe</b>	0,847 <sup>c</sup>	0,998 <sup>c</sup>	-0,309 <sup>b</sup>	0,297 <sup>a</sup>			
<b>VisSky</b>	0,949 <sup>c</sup>	0,765 <sup>c</sup>	-0,703 <sup>c</sup>	0,151	0,780 <sup>c</sup>		
<b>%DirBe</b>	0,147	0,594 <sup>c</sup>	0,280 <sup>a</sup>	0,089	0,570 <sup>c</sup>	0,086	
<b>%VisSky</b>	0,313 <sup>b</sup>	0,458 <sup>c</sup>	0,560 <sup>c</sup>	0,515 <sup>c</sup>	0,465 <sup>c</sup>	0,067	0,449 <sup>c</sup>

Para praticamente todos os índices calculados, houve fortes evidências de diferença entre os ambientes (Tab. 5). O único índice que não variou entre os ambientes foi a proporção de radiação direta na radiação total (%DirBe). A percentagem de abertura do dossel (VisSky) foi maior no bambuzal, seguido pelas clareiras e sub-bosque, este último grupo que obteve a menor média, com valores sempre abaixo de 10% (Fig. 11). Conseqüentemente, os índices de radiação solar direta (DirBe) e difusa (DifBe) tenderam a ser maior no bambuzal, seguido pelas clareiras e pelo sub-bosque (clareira e bambuzal não diferiram entre si em relação à radiação difusa incidente). Um exemplo do regime de radiação direta incidente (*sunflecks*) ao longo de um dia e

ao longo do ano para os três ambientes, é apresentado no Anexo A. Como dito antes, estes resultados são equivalentes aos valores de DSF e ISF<sup>18</sup>. Os valores de LAI não diferiram entre clareiras e sub-bosque, mas ambos foram maiores que no bambuzal. Curiosamente, a proporção de céu não obstruído no círculo zenital (%VisSky), adjacente ao ângulo zenital, não diferiu entre o bambuzal e o sub-bosque e foi significativamente maior nas clareiras. O índice de uniformidade do dossel (LAIDev) teve um comportamento peculiar entre os ambientes, sendo maior nas clareiras, seguido pelo bambuzal e pelo sub-bosque, todos com valores médios diferentes entre si.

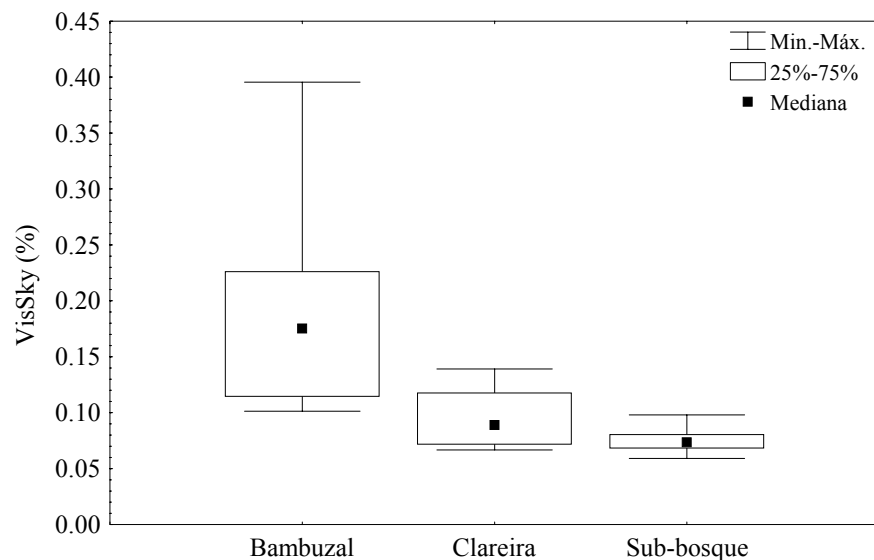


Figura 11 – Distribuição dos valores médios de percentagem de abertura do dossel (VisSky) obtidos nos três ambientes estudados. Representados na figura, a mediana, o primeiro e o terceiro quartis, e os valores mínimos e máximos de cada operador

A análise de componentes principais (PCA) obteve percentagem de explicação de 74,8% nos dois primeiros eixos da análise de ordenação em relação às variáveis de luz utilizadas (Tab. 6). Houve uma separação do regime de luz entre parcelas principalmente em relação aos índices de radiação solar no eixo 1, e em relação aos índices de ‘heterogeneidade’ das aberturas do dossel, no eixo 2. Ou seja, as parcelas mais à direita no gráfico são aquelas que possuem maior incidências de radiação (direta e difusa), e as parcelas mais acima são aquelas que apresentaram maiores concentrações das aberturas mais próximas ao círculo zenital, conferindo menor uniformidade de distribuições destas aberturas na imagem hemisférica (Fig. 12).

<sup>18</sup> Para DSF e ISF, os valores médios obtidos para o bambuzal, clareiras e sub-bosque foram, respectivamente: 29,7, 18,5 e 11,2% (DSF); e 27,9, 15,3 e 11,0% (ISF).



O gráfico de ordenação apresentou, de certa forma, uma divisão em três grupos. Um deles formado por clareiras (canto superior direito do gráfico), outro formado por parcelas no bambuzal (canto inferior direito) e um terceiro, talvez não tão claro, formado por parcelas mais próximas à origem, porém à esquerda do eixo 2. Apesar disso, tanto entre as clareiras como no bambuzal houve grande variação no posicionamento das parcelas. Algumas das parcelas nestes ambientes estiveram graficamente bem próximas às parcelas montadas no sub-bosque, como indicado pelo gráfico de ordenação.

Tabela 5 – Estatística descritiva por ambiente e resultados da Análise de Variância aplicada aos índices de luz obtidos da análise de fotografias hemisféricas. Letras sobrescritas diferentes indicam diferenças apontadas pelo teste post hoc de Tukey ( $\alpha=0,05$ ). Valores de radiação (DirBe e DifBe) em  $\text{mols.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$  e valores de abertura de dossel em percentagem. Ver texto para os nomes completos das variáveis. ns= não significativo

Índice	Bambuzal (n= 12)	Clareira (n= 11)	Sub-bosque (n= 18)	Estatística
<b>DirBe</b>	300,79 ± 145,39 <sup>a</sup>	164,74 ± 46,77 <sup>b</sup>	118,14 ± 16,19 <sup>c</sup>	F= 35,38 <sup>†</sup>
<b>DifBe</b>	2.103,77 ± 1.064,46 <sup>a</sup>	1.308,19 ± 484,96 <sup>a</sup>	791,19 ± 197,19 <sup>b</sup>	F= 16,26 <sup>‡</sup>
<b>TotBe</b>	2.404,46 ± 1.196,14 <sup>a</sup>	1.472,90 ± 518,61 <sup>b</sup>	909,32 ± 204,66 <sup>c</sup>	F= 17,91 <sup>‡</sup>
<b>LAI</b>	1,886 ± 0,423 <sup>a</sup>	3,715 ± 0,795 <sup>b</sup>	3,024 ± 0,612 <sup>b</sup>	F= 24,84
<b>LAIDev</b>	2,750 ± 0,380 <sup>a</sup>	3,693 ± 0,962 <sup>b</sup>	2,283 ± 0,364 <sup>c</sup>	F= 19,81 <sup>‡</sup>
<b>VisSky</b>	18,70 ± 8,51 <sup>a</sup>	9,39 ± 2,64 <sup>b</sup>	7,51 ± 1,10 <sup>c</sup>	F= 35,50 <sup>†</sup>
<b>%DirBe</b>	86,76 ± 3,43 <sup>ns</sup>	88,27 ± 2,58 <sup>ns</sup>	86,54 ± 2,67 <sup>ns</sup>	F= 01,15
<b>%VisSky</b>	19,10 ± 8,26 <sup>a</sup>	39,14 ± 12,37 <sup>b</sup>	19,77 ± 8,86 <sup>a</sup>	F= 18,19

† Dados transformados pelo inverso. ‡ Dados transformados pelo logaritmo

*Comparação entre operadores* – Os valores de intensidade de *threshold* obtidos foram bastante próximos entre os três operadores, não variando significativamente entre os operadores (Friedman ANOVA: N = 41, g.l. = 2,  $\chi^2= 1.01$ ,  $p < 0,605$ ), como pode ser observado pela figura 13. Os valores médios obtidos para um mesmo operador não variaram entre os ambientes, exceto pelo operador S. Gandolfi (ANOVA: N= 41, g.l.= 2, F= 3,23,  $p= 0,051$ ) que obteve valores médios de *threshold* significativamente maiores para as imagens de clareiras (Tab. 7). Para os três observadores juntos também não houve variação nos valores de *threshold* selecionados, exceto quando retirado da análise um *outlier* (166: parcela H14 no Bambuzal;  $t= 3,658$ ,  $p= 0,032$ ) que confere às clareiras uma média geral significativamente maior que o bambuzal, este que não diferiu do valor médio para o sub-bosque (ANOVA: N= 41, g.l.= 2, F= 4,01,  $p= 0,027$ ). Assim, o resultado da ANOVA para os dados gerais seriam diferente do apresentado na tabela 7.

Tabela 6 – Autovetores, autovalores e percentagem da variação explicada nos três primeiros eixos da Análise de Componentes Principais aplicada aos índices de luz. Ver texto para os nomes completos das variáveis utilizadas na análise

Índice	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
DifBe	0,497	-0,504	-0,256
DirBe	0,591	-0,3699	0,034
%DirBe	0,391	0,274	0,743
%VisSky	0,412	0,529	-0,017
LAIDev	0,286	0,504	-0,617
Autovalor	2,251	1,487	0,877
Variação (%)	45,02	29,75	17,55

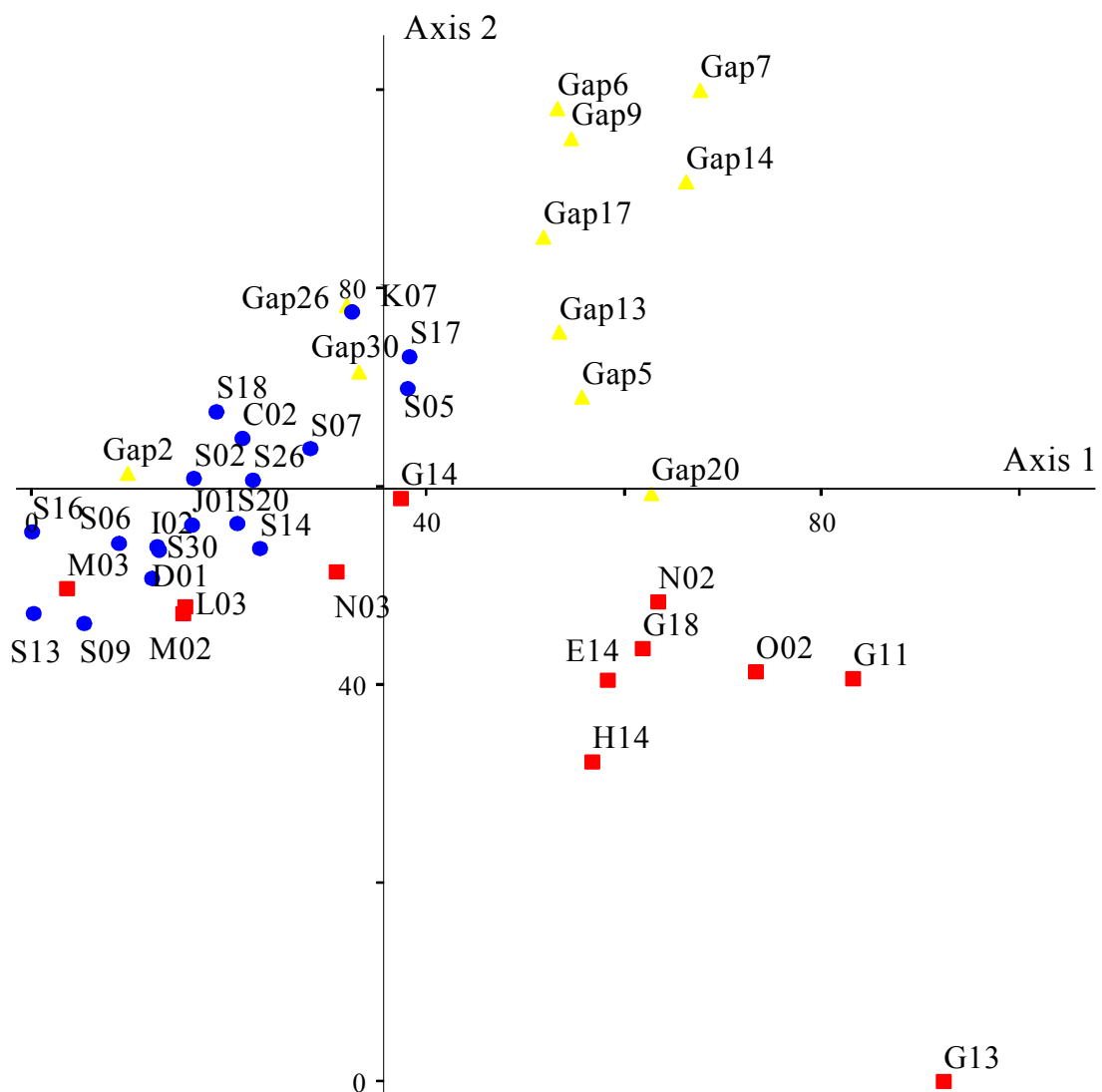


Figura 12 – Gráfico de ordenação das parcelas nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada a partir dos índices de luz obtidos através da análise de fotografias hemisféricas. Círculos azuis, triângulos amarelos e quadrados vermelhos representam, respectivamente, as parcelas sob dossel contínuo, em clareiras e nos bambuzais. Eixos do gráfico em percentagem dos escores

Tabela 7 – Estatística descritiva por ambiente e resultados da Análise de Variância aplicada dos valores de intensidade de *threshold* calculados por três operadores durante a classificação das imagens hemisféricas. Letras sobrescritas diferentes indicam diferenças apontadas pelo teste post hoc de Tukey ( $\alpha=0,05$ ). ns= resultados não significativos

Ambiente	N	R. Lima	S. Gandolfi	M. Bianchi	Geral
Bambuzal	12	137,4 ± 13,6 <sup>ns</sup>	132,8 ± 20,4 <sup>a</sup>	139,7 ± 19,9 <sup>ns</sup>	136,6 ± 13,5 <sup>ns</sup>
Clareira	11	141,2 ± 6,3 <sup>ns</sup>	146,4 ± 9,5 <sup>b</sup>	145,3 ± 17,8 <sup>ns</sup>	144,3 ± 8,4 <sup>ns</sup>
Sub-bosque	18	143,3 ± 8,6 <sup>ns</sup>	138,9 ± 5,1 <sup>ab</sup>	132,4 ± 19,1 <sup>ns</sup>	138,2 ± 7,0 <sup>ns</sup>
Total	41	141,0 ± 10,0	138,9 ± 13,2	137,8 ± 19,3	139,3 ± 9,9
F		1,29	3,23	1,54	1,90*

\* ver texto pra outros resultados comparando os valores médios nos três ambientes.

Assim como para os valores de *threshold*, não houve, no geral, variações entre pares de operadores para os índices de luz calculados (teste para comparação de amostras pareadas de Wilcoxon). Contudo, esse resultado não foi o mesmo quando considerado os ambientes separadamente. Ou seja, para os valores *threshold* bem como para os índices de luz houve diferenças nos resultados obtidos entre algum par de operadores em algum dos ambientes estudados. Na maior parte dos casos, estas diferenças foram encontradas comparando os valores obtidos no sub-bosque. Apenas para o índice de uniformidade do dossel (LAI<sub>Dev</sub>) houve diferença significativa nas clareiras, entre os operadores R. Lima e S. Gandolfi (teste de Wilcoxon:  $Z=2,10$ ,  $p=0,045$ ). Os valores de *threshold* no sub-bosque foram diferentes entre os operadores M. Bianchi e S. Gandolfi (teste de Wilcoxon:  $Z=1,681$ ,  $p=0,092$ ) e entre M. Bianchi e R. Lima (teste de Wilcoxon:  $Z=2,003$ ,  $p=0,045$ ). Conseqüentemente, para a percentagem de abertura do dossel (VisSky) houve diferença significativa, no sub-bosque, entre os operadores M. Bianchi e S. Gandolfi (teste de Wilcoxon:  $Z=1,96$ ,  $p=0,066$ ) e entre M. Bianchi e R. Lima (teste de Wilcoxon:  $Z=2,29$ ,  $p=0,035$ ). As mesmas diferenças foram encontradas no sub-bosque para DirBe e DifBe. Para os índices LAI, %DirBe e %VisSky, foram encontradas diferenças entre apenas um dos pares de operadores, sempre no sub-bosque.

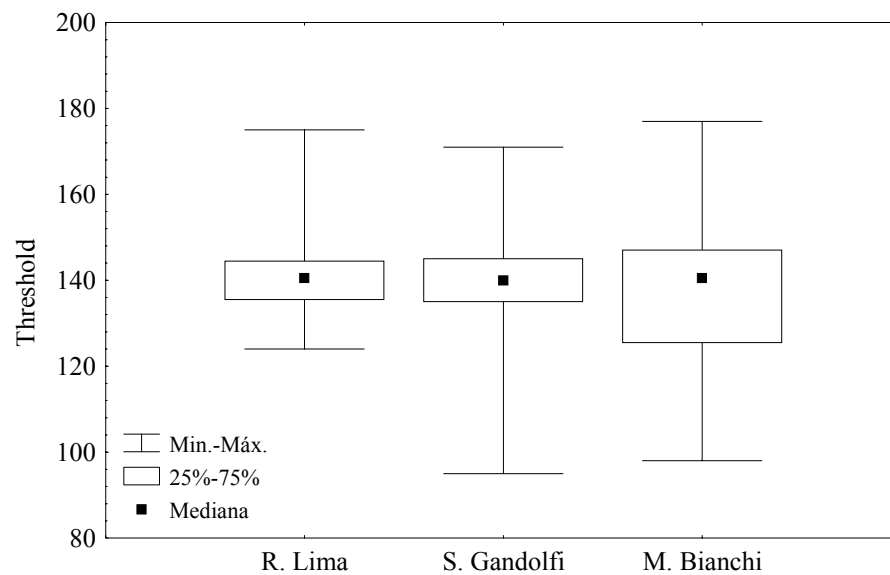


Figura 13 – Distribuição dos valores de intensidade de *threshold* obtido pelos três operadores que conduziram a classificação das fotos hemisféricas. Representados na figura, a mediana, o primeiro e o terceiro quartis, e os valores mínimos e máximos de cada operador

### 2.3.3 Estrato herbáceo

Considerando grupos combinados de cobertura do solo, as ervas somadas (i.e., grupos *Calathea*, Pteridófitas e Outros) apresentaram a maior média, seguido dos grupos Sem Cobertura, Regenerantes e Bambu total. Os demais grupos somados (i.e., Destroços, Pedras, e Raízes e Troncos) tiveram o menor valor médio de cobertura. Analisando cada grupo separadamente, esta ordem muda ligeiramente, com o grupo Sem Cobertura em primeiro lugar (Tab. 8). As ervas somadas também apresentaram o maior valor de cobertura em uma única parcela. Este grupo esteve presente em todas as parcelas, bem como os grupos Sem cobertura, Regenerantes e Outros grupos. Separadamente, o mesmo pode ser dito apenas para o grupo Pteridófitas. Entretanto o grupo formado pela espécie *C. communis* só não esteve presente em uma parcela e foi o grupo que obteve, individualmente, o segundo maior valor de cobertura para uma única parcela. Apesar de ter apresentado valores de cobertura não muito elevados, o grupo Outros também não esteve presente em apenas uma parcela.

Tabela 8 – Estatística descritiva dos componentes avaliados no estrato herbáceo (N= 41). O grupo Regenerantes foi o único que apresentou distribuição normal (Shapiro-Wilk:  $p= 0,077$ ) sem necessidade de transformação. Valores em percentagem

<b>Grupo</b>	<b>Média ± DP</b>	<b>Mín.</b>	<b>Máx.</b>
<b>Ervas totais</b>	39,40 ± 18,46	5,00	81,85
<i>Calathea</i>	22,70 ± 19,23	0,00	65,00
Pteridófitas	8,84 ± 7,01	0,71	28,71
Outros	7,86 ± 6,65	0,00	25,29
<b>Sem Cobertura</b>	30,29 ± 22,32	0,86	67,07
<b>Regenerantes</b>	15,76 ± 6,95	4,86	30,57
<b>Bambu total</b>	9,71 ± 15,7	0,00	45,71
Serap. Bambu	7,94 ± 13,21	0,00	43,57
Bambu	1,77 ± 3,30	0,00	13,14
<b>Demais grupos</b>	6,13 ± 5,84	0,29	22,86
Destroços	3,32 ± 4,45	0,00	21,57
Pedra	1,93 ± 4,67	0,00	16,43
Raízes e Troncos	0,88 ± 1,25	0,00	6,36

Quanto aos postos de correlação de Spearman, houve um considerável número de pares de grupos que apresentaram fortes correlações, tanto positivas quanto negativas (Tab. 9). O grupo sem cobertura apresentou altas correlações negativas com *Calathea*, Serapilheira de Bambu e Bambu e correlações positivas com Pteridófitas, Pedra, e Raízes e Troncos. O grupo *Calathea*, certamente devido ao mesmo fenômeno, apresentou fortes correlações com os mesmos grupos que Sem Cobertura, mas no sentido oposto. Houve exceções em relação aos grupos Regenerantes e Pedra, que apresentaram, respectivamente, uma correlação negativa e quase nenhuma correlação com *Calathea*. Além da correlação negativa com *Calathea*, o grupo Regenerantes apresentou correlação significativa (negativa) apenas com o grupo Pedra. As pteridófitas, além das correlações significativas citadas acima, se relacionou negativamente com Serapilheira de Bambu e Bambu e positivamente com Outros e Pedra. Como esperado, os grupos Serapilheira de Bambu e Bambu (i.e., colmos verdes de bambu) tiveram relações significativas com os mesmo grupos, com valores bastante similares, além de uma forte correlação positiva entre eles, claro. Outra relação que vale destacar foi a correlação positiva obtida entre Outros e Destroços.

A Análise de Variância demonstrou diferenças significativas entre os ambientes considerados para todos os grupos, exceto para os Regenerantes Lenhosos (Tab. 10). As parcelas de sub-bosque apresentaram as maiores percentagens de solo não recoberto, relacionado à baixa ocupação deste ambiente por *C. communis*, que apresentou grandes percentagens nas áreas de bambuzal e pequenas no sub-bosque. As Pteridófitas, ao contrário, foram pouco dominantes nas

áreas de bambuzal quando comparado à cobertura no sub-bosque e nas clareiras. Por fim, o grupo Outros apresentou maiores coberturas nas clareiras se comparado ao sub-bosque e às áreas dominadas por bambu. Vale lembrar que algumas variáveis não obtiveram erros experimentais aceitáveis ( $< 50\%$ ; Tab. 10) diminuindo a confiabilidade do modelo ao detectar o efeito dos tratamentos. Geralmente, os altos erros experimentais estiveram relacionados com grupos com baixos valores de cobertura. Em relação à escolha de um delineamento em blocos ao acaso para avaliar, para a maioria dos grupos a escolha se mostrou eficiente ( $ER > 100\%$ ), especialmente para o grupo *Calathea*. Para os demais grupos, a topografia (bloco) teve efeito pouco significativo sobre sua distribuição.

Como dito anteriormente, para a análise ordenação das parcelas (DCA) foram retirados da matriz de dados, os grupos com dependência direta dos ambientes escolhidos (i.e., Serapilheira de Bambu, Bambu, Raízes e Troncos). Apesar dos resultados da análise terem mostrado baixa explicação da variância total baseado nos grupos avaliados neste estudo (variância total ou *inertia* = 0,27) o gráfico de ordenação foi preparado para os dois primeiros eixos da análise (autovalores: eixo 1 = 0,125 e eixo 2 = 0,048; Fig. 14). O gráfico apresenta que apenas as parcelas instaladas no bambuzal formaram um bloco mais coeso, enquanto as parcelas dos demais ambientes estiveram mais espalhadas, principalmente em relação ao segundo eixo da análise.

A DCA agrupou os ambientes principalmente em relação ao eixo 1, para o qual os grupos com maior peso foram, em ordem decrescente, a percentagem de cobertura por *Calathea*, trechos sem cobertura do solo e Pedras. Assim, quanto mais à direita do eixo, maior a cobertura por *C. communis* e menor a área sem cobertura. Em relação ao eixo 2, os grupos com maior poder de agrupamento das parcelas foram Pedra, Destroços e Regenerantes, de modo que quanto mais acima no gráfico maior a cobertura do solo por Pedras, e menor a cobertura por Destroços e Regenerantes. Este eixo teve pouco poder de explicação sobre a distribuição das parcelas do bambuzal, ao contrário dos demais ambientes.

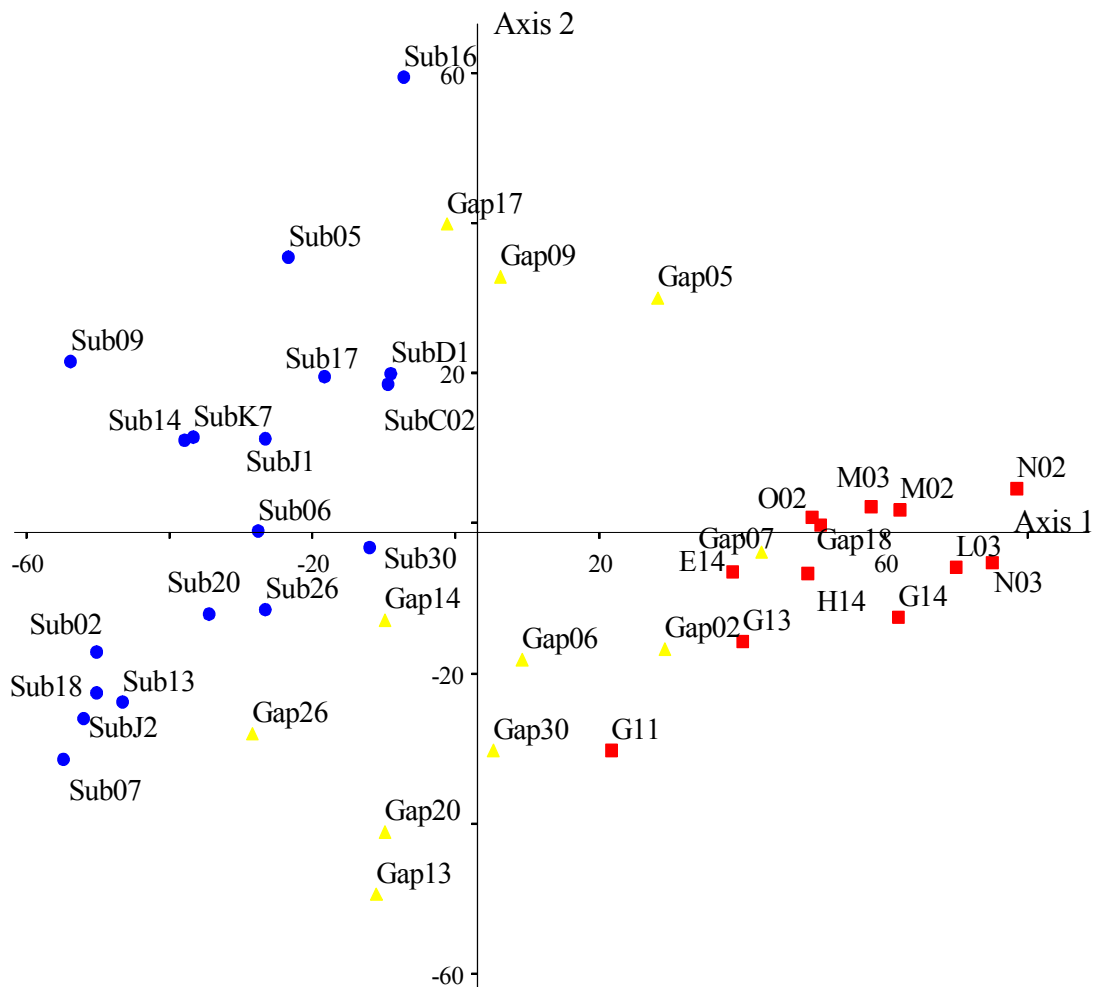


Figura 14 – Gráfico de ordenação obtido para os dois primeiros eixos da DCA, preparada para os dados de cobertura proporcional dos diferentes grupos do estrato herbáceo (ver texto para detalhes sobre os grupo usados). Círculos azuis, triângulos amarelos e quadrados vermelhos representam, respectivamente, as parcelas sob dossel contínuo, em clareiras e nos bambuzais

Tabela 9 – Postos de correlação de Spearman para os componentes do estrato herbáceo avaliados. Letras sobrescritas indicam o valor de probabilidade associado às correlações: a= p< 0,1; b= p< 0,05; c= p< 0,01; d= p< 0,001. Valores sem letras indicam correlações não significantes (p > 0,1)

<b>Grupo</b>	<b>Sem Cobertura</b>	<b><i>Calathea</i></b>	<b>Regenerantes</b>	<b>Pteridófitas</b>	<b>Serap. Bambu</b>	<b>Outros</b>	<b>Destroços</b>	<b>Pedra</b>	<b>Bambu</b>	<b>Raízes e Troncos</b>
Sem Cobertura	1									
<i>Calathea</i>	-0,731 <sup>d</sup>	1								
Regenerantes	0,226	-0,504 <sup>d</sup>	1							
Pteridófitas	0,340 <sup>b</sup>	-0,404 <sup>c</sup>	-0,017	1						
Serap. Bambu	-0,801 <sup>d</sup>	0,432 <sup>c</sup>	0,007	-0,538 <sup>d</sup>	1					
Outros	-0,098	-0,003	0,169	0,504 <sup>d</sup>	-0,054	1				
Destroços	-0,248	0,150	0,088	0,066	0,024	0,392 <sup>b</sup>	1			
Pedra	0,318 <sup>b</sup>	0,030	-0,483 <sup>c</sup>	0,311 <sup>b</sup>	-0,595 <sup>d</sup>	0,238	0,033	1		
Bambu	-0,840 <sup>d</sup>	0,564 <sup>d</sup>	-0,064	-0,530 <sup>d</sup>	0,910 <sup>d</sup>	-0,132	0,101	-0,590 <sup>d</sup>	1	
Raízes e Troncos	0,646 <sup>d</sup>	-0,533 <sup>d</sup>	0,107	0,185	-0,425 <sup>c</sup>	-0,001	-0,274 <sup>a</sup>	0,309 <sup>b</sup>	-0,544 <sup>d</sup>	1

Tabela 10 – Resultado da Análise de Variância (ANOVA) para os componentes do estrato herbáceo, avaliados durante este estudo. Letras sobrescritas diferentes indicam diferenças (P <0,05) apontadas pelo Teste post hoc de Tukey (HSD) para as ANOVAs e teste t para o Friedman ANOVA. Dados não-normais analisados através da ANOVA de Friedman. Todos os valores em porcentagem

<b>Grupo</b>	<b>Média ± DP</b>			<b>Estatística</b>	<b>Amostragem</b>	
	Bambuzal (N= 12)	Clareira (N= 11)	Sub-bosque (N= 18)		Erro Experimental	Eficiência Relativa
Sem Cobertura	5,90 ± 3,86 <sup>a</sup>	21,96 ± 9,22 <sup>b</sup>	52,01 ± 11,36 <sup>c</sup>	F= 58,32	23,32	96,96
<i>Calathea</i>	41,82 ± 12,89 <sup>a</sup>	23,14 ± 20,63 <sup>b</sup>	9,68 ± 8,62 <sup>c</sup>	F= 14,73	47,87	122,92
Regenerantes	14,42 ± 6,15 <sup>ns</sup>	17,37 ± 7,53 <sup>ns</sup>	15,68 ± 7,28 <sup>ns</sup>	F= 0,30	43,47	105,39
Pteridófitas	3,64 ± 1,87 <sup>a</sup>	10,33 ± 4,52 <sup>b</sup>	11,40 ± 8,59 <sup>b</sup>	F= 3,35	78,16	94,52
Serap. Bambu*	0,23 ± 0,13 <sup>a</sup>	0,04 ± 0,11 <sup>b</sup>	0,00 ± 0,01 <sup>c</sup>	F= 27,59	> 100,0	96,75
Outros	6,09 ± 7,28 <sup>a</sup>	13,70 ± 6,24 <sup>b</sup>	5,47 ± 4,09 <sup>a</sup>	F= 5,12	79,90	103,47
Destroços*	0,02 ± 0,02 <sup>a</sup>	0,09 ± 0,05 <sup>b</sup>	0,01 ± 0,01 <sup>a</sup>	F= 25,25	> 100,0	120,38
Pedra*	0,00 ± 0,00 <sup>a</sup>	0,03 ± 0,05 <sup>b</sup>	0,03 ± 0,05 <sup>b</sup>	F= 4,51	> 100,0	114,02
Bambu*	0,057 ± 0,038 <sup>a</sup>	0,003 ± 0,004 <sup>b</sup>	0,000 ± 0,000 <sup>c</sup>	F= 50,89	> 100,0	84,86
Raízes e Troncos*	0,002 ± 0,003 <sup>a</sup>	0,004 ± 0,005 <sup>a</sup>	0,016 ± 0,016 <sup>b</sup>	F= 11,90	> 100,0	103,36



### 2.3.4 Estrato arbustivo

#### 2.3.4.1 Florística

Ao longo das duas avaliações, foi encontrado um total de 2.904 indivíduos, pertencentes a 62 famílias, 148 gêneros e 222 espécies dentro dos 4.200 m<sup>2</sup> amostrados na parcela permanente do PECB (Anexo B). Deste total, Pterophyta, apresentou apenas três indivíduos pertencentes a três espécies: *C. corcovadensis*, *C. leucofolis* e *P. arachnoideum*. Obviamente, existem mais indivíduos de Pterophyta maiores que um metro de altura na área de estudo. Tal fato ocorreu devido ao critério de inclusão, isto é, praticamente todos os indivíduos das espécies de Cyatheaceae maiores que um metro tinham também DAP maior que 5 cm. Por tal limitação metodológica, os dados deste grupo não serão incluídos na análise ou discussão.

Os números de famílias, gêneros e espécies em cada ambiente estudado são apresentados na tabela 11. A figura 15 apresenta um gráfico ilustrativo das famílias mais abundantes e das famílias mais ricas encontradas no três ambientes estudados. As 20 famílias mais abundantes representaram 87,7% de todos os indivíduos encontrados, enquanto que as 12 famílias mais ricas contiveram aproximadamente 60,4% das espécies identificadas. A lista completa de espécies encontradas, incluindo suas respectivas autorias e atributos (hábito, síndrome de dispersão, grupo sucessional e ameaça de extinção), é fornecida pelo Anexo B.

Seguindo a APG II (APG, 2003), foram encontradas oito famílias e 39 espécies exclusivas (i.e., abundância maior que um e restrita a um dos ambientes avaliados). No bambuzal, as famílias exclusivas e suas respectivas abundâncias (em parênteses) foram Begoniaceae (5) e Asteraceae (3). Em clareiras as famílias exclusivas foram Amaranthaceae, Erythroxylaceae, Phytolaccaceae e Rutaceae (2). Já no sub-bosque, apenas Cardiopteridaceae (2) foi exclusiva. As espécies exclusivas tiveram geralmente pequenas abundâncias e foram mais numerosas no sub-bosque (20 espécies) que nas clareiras (11) ou no bambuzal (8; Tab. 12). Outras espécies, apesar de não exclusivas a nenhum ambiente, ocorreram com abundâncias próximas a um nos demais ambientes. É o caso de *M. nyctitans*, *S. swartzianum* e *V. bicuhyba* no bambuzal, *U. nitida* em clareiras, e *I. heterodoxa* e *O. catharinensis* no sub-bosque. Vale lembrar também que algumas dessas famílias (Amaranthaceae e Erythroxylaceae) e espécies ocorreram em somente uma parcela.

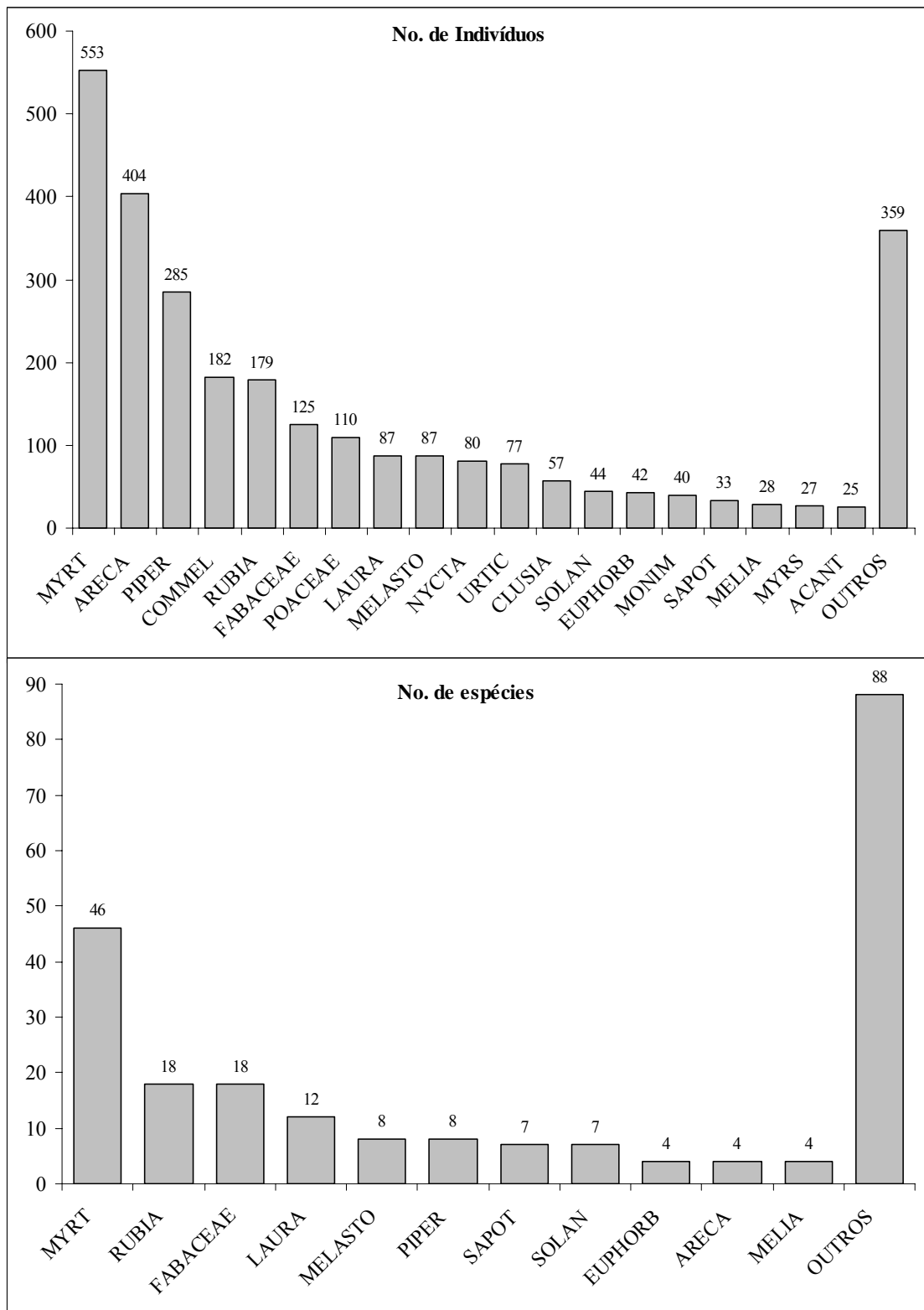


Figura 15 – Abundância (acima) e riqueza (abaixo) das principais famílias encontradas, em APG II, durante o levantamento do estrato arbustivo na parcela permanente do P.E. Carlos Botelho, Sete Barras, SP. Nomes completos das famílias abreviadas apresentados na tabela 13

Tabela 11 – Relação do número de famílias, gêneros e espécies por ambiente, exceto pterophyta. N= número de indivíduos

	<b>Bambuzal</b>	<b>Clareiras</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>Total</b>
Nº de parcelas	13	11	18	42
N	991	761	1.067	2.819
Famílias	41	53	48	60
Gêneros	83	101	97	146
Espécies (S)	116	159	158	219
Espécies.indivíduos <sup>-1</sup>	0,117	0,209	0,148	0,078
Espécies.m <sup>-2</sup>	0,089	0,145	0,088	0,052

Tabela 12 – Espécies exclusivas (i.e., abundância maior que um e restrita a um dos ambientes avaliados) por ambiente e suas respectivas abundâncias (em parênteses). Asteriscos indicam espécies exclusivas presentes em apenas uma parcela

<b>Bambuzal</b>	<b>Clareiras</b>	<b>Sub-bosque</b>
<i>Croton macrobothrys</i> (6)	<i>Ossaea sanguinea</i> (9)	<i>Psychotria leiocarpa</i> (8)
<i>Begonia inculta</i> (5)	<i>Piper cf. bowiei</i> (6)	<i>Chomelia catharinae</i> (6)
<i>Manihot grahamii</i> (5)	<i>Cordia cf. ecalyculata</i> (5)	<i>Brunfelsia pauciflora</i> (5)
<i>Scleria latifolia</i> (4)	<i>Campomanesia guaviroba</i> (3)	<i>Heteropterys nitida</i> (4)
Lauraceae sp.2 (3)	<i>Eugenia handroana</i> (3)	<i>Malouetia arborea</i> (4)
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (2)*	<i>Eugenia multicosata</i> (3)	<i>Eugenia beaurepaireana</i> (3)
<i>Solanum cf. vaillantii</i> (2)*	<i>Piper setebarraense</i> (3)	<i>Inga praegnans</i> (3)
<i>Verbesina glabrata</i> (2)*	<i>Bauhinia microstachya</i> (2)	<i>Matayba juglandifolia</i> (3)
	<i>Celosia grandifolia</i> (2)*	<i>Allophylus petiolulatus</i> (2)
	<i>Erythroxylum ambiguum</i> (2)*	<i>Casearia sylvestris</i> (2)
	<i>Tabernaemontana laeta</i> (2)*	<i>Chrysophyllum inornatum</i> (2)
		<i>Citronella paniculata</i> (2)
		<i>Eugenia aff. mosenii</i> (2)*
		<i>Eugenia sp.1</i> (2)*
		<i>Faramea multiflora</i> (2)*
		<i>Mollinedia hathsbachii</i> (2)*
		<i>Plinia pauciflora</i> (2)
		<i>Salacia elliptica</i> (2)*
		<i>Simira cf. sampaioana</i> (2)
		<i>Staurogyne sp.</i> (2)*

A análise de famílias e espécies indicadoras dos ambientes resultou em 18 famílias (dez no bambuzal, seis em clareiras e duas no sub-bosque) cujo teste de Monte Carlo mostrou ocorrência preferencial em um dos ambientes ( $p < 0.10$ ; Tab. 13). No bambuzal, várias famílias foram características dentre elas Acanthaceae, Commelinaceae, Cyperaceae, Euphorbiaceae, Meliaceae, Myristicaceae, Phyllanthaceae, Piperaceae, Poaceae e Solanaceae. Nas clareiras se destacaram Boraginaceae, Melastomataceae, Olacaceae, Phytolaccaceae, Rutaceae e Urticaceae.

No sub-bosque, apenas *Arecaceae* e *Rubiaceae* foram boas famílias indicadoras. A ISA resultou em 48 espécies indicadoras ( $p < 0.10$ ): 23 no bambuzal, 14 em clareiras e 11 no sub-bosque (Tab. 14) Em ambos os casos, entretanto, o número proporcional de espécies/famílias indicadoras foi pequeno (27,0 e 21,9% para famílias e espécies, respectivamente).

Tabela 13 – Abundância (*N*), riqueza (*S*) e frequência por família, e resultados da análise de espécies indicadoras (ISA) em relação aos três ambientes estudados. Famílias para as quais a análise apresentou valores de indicação significativos ( $p < 0,10$ ) estão em negrito. Em parênteses, a abundância e riqueza proporcional de cada família

Família	<i>N</i>	<i>S</i>	Freq. (%)	Indicator Species Analysis	
				Habitat	<i>p</i>
<b>Acanthaceae</b>	<b>25 (0,89)</b>	<b>2 (0,9)</b>	<b>31</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,036</b>
Amaranthaceae	2 (0,07)	1 (0,5)	3	Clareira	0,256
Annonaceae	8 (0,28)	3 (1,4)	19	Clareira	0,330
Apocynaceae	7 (0,25)	3 (1,4)	12	Sub-bosque	0,201
Aquifoliaceae	1 (0,04)	1 (0,5)	2	Sub-bosque	1,000
Araliaceae	7 (0,25)	1 (0,5)	13	Sub-bosque	0,428
<b>Arecaceae</b>	<b>404 (14,3)</b>	<b>4 (1,8)</b>	<b>92</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>0,000</b>
Asteraceae	3 (0,11)	2 (0,9)	5	Bambuzal	0,154
Begoniaceae	5 (0,18)	1 (0,5)	5	Bambuzal	0,157
Bignoniaceae	11 (0,39)	2 (0,9)	19	Sub-bosque	0,984
Boraginaceae	12 (0,43)	3 (1,4)	24	Clareira	0,115
Burseraceae	4 (0,14)	1 (0,5)	7	Sub-bosque	0,651
Cannellaceae	11 (0,39)	1 (0,5)	14	Sub-bosque	0,110
Cardiopteridaceae	2 (0,07)	1 (0,5)	4	Sub-bosque	0,343
Caricaceae	1 (0,04)	1 (0,5)	3	Clareira	0,270
Celastraceae	23 (0,824)	4 (1,8)	25	Clareira	0,279
Chrysobalanaceae	13 (0,46)	2 (0,9)	21	Sub-bosque	0,542
Clusiaceae	57 (2,02)	1 (0,5)	41	Sub-bosque	0,342
Combretaceae	3 (0,11)	1 (0,5)	7	Sub-bosque	0,777
<b>Commelinaceae</b>	<b>182 (6,45)</b>	<b>2 (0,9)</b>	<b>77</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,000</b>
Connaraceae	12 (0,43)	1 (0,5)	18	Sub-bosque	0,252
Costaceae	13 (0,46)	1 (0,5)	22	Clareira	0,245
<b>Cyperaceae</b>	<b>7 (0,25)</b>	<b>2 (0,9)</b>	<b>14</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,051</b>
Elaeocarpaceae	15 (0,53)	2 (0,9)	20	Sub-bosque	0,390
Erythroxylaceae	2 (0,07)	1 (0,5)	3	Clareira	0,250
<b>Euphorbiaceae</b>	<b>42 (1,49)</b>	<b>4 (1,8)</b>	<b>42</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,048</b>
Fabaceae	125 (4,42)	18 (8,1)	91	Bambuzal	0,129
Heliconiaceae	9 (0,32)	1 (0,5)	22	Clareira	0,147

Tabela 13 – Abundância (*N*), riqueza (*S*) e frequência por família, e resultados da análise de espécies indicadoras (ISA) em relação aos três ambientes estudados. Famílias para as quais a análise apresentou valores de indicação significativos ( $p < 0,10$ ) estão em negrito. Em parênteses, a abundância e riqueza proporcional de cada família

					(conclusão)
Lauraceae	87 (3,08)	12 (5,4)	70	Sub-bosque	0,269
Lecythidaceae	7 (0,25)	1 (0,5)	16	Bambuzal	0,582
Loganiaceae	11 (0,39)	1 (0,5)	23	Sub-bosque	0,786
Magnoliaceae	1 (0,04)	1 (0,5)	3	Clareira	0,263
Malpighiaceae	16 (0,57)	3 (1,4)	28	Bambuzal	0,423
Marantaceae	8 (0,28)	1 (0,5)	15	Clareira	0,116
<b>Melastomataceae</b>	<b>87 (3,08)</b>	<b>8 (3,6)</b>	<b>63</b>	<b>Clareira</b>	<b>0,025</b>
<b>Meliaceae</b>	<b>28 (0,99)</b>	<b>4 (1,8)</b>	<b>38</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,015</b>
Monimiaceae	40 (1,42)	3 (1,4)	55	Sub-bosque	0,365
Moraceae	18 (0,64)	3 (1,4)	26	Sub-bosque	0,117
<b>Myristicaceae</b>	<b>9 (0,32)</b>	<b>1 (0,5)</b>	<b>17</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,017</b>
Myrsinaceae	27 (0,96)	3 (1,4)	34	sub-bosque	0,526
Myrtaceae	553 (19,6)	46 (20,7)	100	Bambuzal	0,892
Nyctaginaceae	80 (2,83)	2 (0,9)	50	Sub-bosque	0,244
<b>Olacaceae</b>	<b>23 (0,82)</b>	<b>2 (0,9)</b>	<b>31</b>	<b>Clareira</b>	<b>0,035</b>
<b>Phyllanthaceae</b>	<b>14 (0,50)</b>	<b>1 (0,5)</b>	<b>26</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,026</b>
<b>Phytolaccaceae</b>	<b>2 (0,07)</b>	<b>1 (0,5)</b>	<b>6</b>	<b>Clareira</b>	<b>0,063</b>
Picramniaceae	23 (0,82)	2 (0,9)	36	Bambuzal	0,952
<b>Piperaceae</b>	<b>285 (10,1)</b>	<b>8 (3,6)</b>	<b>94</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,002</b>
<b>Poaceae</b>	<b>110 (3,90)</b>	<b>1 (0,5)</b>	<b>38</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,000</b>
Polygonaceae	4 (0,14)	3 (1,4)	10	Clareira	0,317
Proteaceae	4 (0,14)	1 (0,5)	5	Sub-bosque	1,000
Quiinaceae	20 (0,71)	1 (0,5)	41	Sub-bosque	0,564
<b>Rubiaceae</b>	<b>179 (6,34)</b>	<b>18 (8,1)</b>	<b>89</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>0,060</b>
<b>Rutaceae</b>	<b>2 (0,07)</b>	<b>1 (0,5)</b>	<b>6</b>	<b>Clareira</b>	<b>0,060</b>
Sabiaceae	2 (0,07)	1 (0,5)	5	Clareira	0,549
Salicaceae	10 (0,35)	2 (0,9)	22	Clareira	0,137
Sapindaceae	8 (0,28)	3 (1,4)	17	Sub-bosque	0,118
Sapotaceae	33 (1,17)	7 (3,2)	46	Sub-bosque	0,118
<b>Solanaceae</b>	<b>44 (1,56)</b>	<b>7 (3,2)</b>	<b>55</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>0,007</b>
<b>Urticaceae</b>	<b>77 (2,73)</b>	<b>3 (1,4)</b>	<b>55</b>	<b>Clareira</b>	<b>0,007</b>
Zingiberaceae	1 (0,04)	1 (0,5)	3	Clareira	0,260

É importante dizer que o teste usado leva em consideração a frequência das espécies nos ambientes. Por isso, algumas espécies abundantes em algum ambiente, porém com distribuição agregada (i.e., baixa frequência), não foram apontadas como espécies indicadoras. É o caso de *A.*

*guyanensis*, *C. lanceolata*, *E. neoglomerata*, *G. opposita*, *O. teleiandra*, *R. recurva* e *S. guianensis* nas parcelas de sub-bosque, *S. swartzianum* e *B. fluminensis* no bambuzal. Pelo número de ambientes testados, algumas espécies não foram consideradas indicadoras por serem frequentes em mais de um deles. É o caso de *L. dasytricha* nos bambuzais e clareiras, e *G. gardneriana*, e *E. xiriricana* no sub-bosque e clareiras. Mesmo assim, houve espécies que realmente não apresentaram ocorrência preferencial a nenhum dos ambientes considerados, apresentando um hábito mais tipicamente generalista. Dentre elas pode-se exemplificar *E. cuprea*, *G. flagellaris*, *I. marginata*, *M. schumanniana*, *M. schottiana* e *Q. glazovii*.

Tabela 14 – Resultado da análise de espécies indicadoras (ISA) em relação aos três ambientes estudados. Apenas as espécies para as quais a análise apresentou valores de indicação significativos ( $p < 0,10$ ) estão apresentadas. Em parênteses, a abundância da espécie nos três ambientes e a probabilidade associada ao valor de indicação obtido. Ex= Espécies citadas nas listas de ameaça de extinção consultadas

<b>Bambuzal</b>	<b>Clareira</b>
<i>Piper gaudichaudianum</i> (147; 0,000)	<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (19; 0,052)
<i>Guadua tagoara</i> (110; 0,001)	<i>Alchornea glandulosa</i> (19; 0,073)
<i>Dichorisandra paranaënsis</i> (96; 0,000)	<i>Urera nitida</i> (15; 0,001)
<i>Dichorisandra pubescens</i> (86; 0,011)	<i>Ossaea sanguinea</i> (9; 0,001)
<i>Eugenia bocainensis</i> (75; 0,001) <sup>Ex</sup>	<i>Casearia decandra</i> (8; 0,053)
<i>Piper caldense</i> (60; 0,031)	<i>Piper cf. bowiei</i> (6; 0,014)
<i>Cecropia glaziovii</i> (59; 0,055)	<i>Cordia cf. ecalyculata</i> (5; 0,004)
<i>Eugenia riedeliana</i> (26; 0,027)	<i>Rudgea jasminoides</i> (5; 0,082)
<i>Justicia carnea</i> (23; 0,021)	<i>Campomanesia guaviroba</i> (3; 0,011)
<i>Inga sessilis</i> (23; 0,032)	<i>Eugenia multicostata</i> (3; 0,015)
<i>Capsicum recurvatum</i> (19; 0,014)	<i>Piper setebarraense</i> (3; 0,016)
<i>Cabrlea canjerana</i> (18; 0,001)	<i>Eugenia handroana</i> (3; 0,062)
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (14; 0,031)	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> (2; 0,061)
<i>Myrceugenia campestris</i> (12; 0,001) <sup>Ex</sup>	<i>Bauhinia microstachya</i> (2; 0,067)
<i>Psychotria pubigera</i> (12; 0,025)	
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i> (10; 0,013)	<b>Sub-bosque</b>
<i>Machaerium nyctitans</i> (9; 0,009) <sup>Ex</sup>	<i>Euterpe edulis</i> (222; 0,001) <sup>Ex</sup>
<i>Virola bicuhyba</i> (9; 0,016)	<i>Geonoma elegans</i> (137; 0,000)
<i>Nectandra membranacea</i> (9; 0,053)	<i>Geonoma gamiova</i> (35; 0,006)
<i>Bunchosia fluminensis</i> (8; 0,013)	<i>Psychotria astrellantha</i> (26; 0,014)
<i>Croton macrobothrys</i> (6; 0,042)	<i>Eugenia subavenia</i> (25; 0,084)
<i>Tibouchina pulchra</i> (5; 0,053)	<i>Cryptocarya moschata</i> (22; 0,053)
<i>Scleria latifolia</i> (4; 0,041)	<i>Psychotria brachypoda</i> (19; 0,028)
	<i>Inga lenticellata</i> (16; 0,052) <sup>Ex</sup>
	<i>Sorocea bonplandii</i> (12; 0,083)
	<i>Ixora heterodoxa</i> (8; 0,088)
	<i>Malouetia arborea</i> (4; 0,059)

A MRPP revelou diferenças significativas entre a composição florística dos três ambientes avaliados simultaneamente ( $A= 0,116$ ;  $p < 0,000$ ), bem como entre os pares de ambientes. Tais resultados são condizentes com a análise visual do gráfico de ordenação das parcelas produzido pela DCA, que praticamente gerou três blocos distintos de parcelas, correspondentes aos ambientes considerados. Parcelas em clareiras, entretanto, formaram o bloco menos coeso no gráfico de ordenação. Esta análise obteve um alto valor de explicação da variação na composição e abundância de espécies nas parcelas ( $> 70\%$ ), principalmente em relação ao eixo 1 da análise (variância total ou *inertia* = 3,58; autovalores: eixo 1 = 0,511 e eixo 2 = 0,190; Fig. 16). Houve uma tendência de separação dentre as parcelas do sub-bosque, de modo que as parcelas mais à esquerda correspondem a parcelas montadas em topos de morro ou altas encostas, e as demais a parcelas em fundos de vale e baixa encosta. As parcelas mais destacadas das demais foram as clareiras 7 e 17 (gap7 e gap17), ambas em fundos de vale, e a clareira 30, localizada em uma área de alta encosta/topo de morro.

*Atributos das espécies* – Os resultados percentuais obtidos para os atributos das espécies (classe, hábito, síndrome de dispersão e grupo sucessional) estão resumidos na tabela 15. As proporções de espécies de dicotiledôneas, foram superiores às mesmas proporções em monocotiledôneas. Ainda em relação ao número de espécies, os hábitos mais ricos encontrados foram, em ordem decrescente de riqueza: árvores, arvoretas, arbustos, ervas e lianas. Devido ao critério de inclusão adotado e ao estrato da floresta estudado, a riqueza de ervas e lianas foi, como esperado, bem aquém das demais formas de vida. Essa situação foi pouco diferente quando consideramos a densidade absoluta dos hábitos. As arvoretas apresentaram maior densidade de indivíduos, seguida por arbustos e árvores. Tal fato se deu principalmente pela alta densidade de *E. edulis* entre as arvoretas, e de *Geonoma* spp. e *Piper* spp. entre os arbustos. Ou seja, as árvores apesar de apresentar maior número de espécies, foram menos densas.

Dentre os ambientes houve forte evidência de que a densidade relativa de dicotiledôneas não foi constante (Tab. 15; Kruskal-Wallis ANOVA:  $H= 8,70$ ;  $p < 0,013$ ), apesar das proporções bastante próximas de número de espécies entre os ambientes. O mesmo não foi encontrado para monocotiledôneas (ANOVA:  $F= 0,94$ ;  $p= 0,399$ ). As proporções de espécies por seus respectivos hábitos foram basicamente as mesmas, exceto ervas e lianas que foram um mais bem representadas no bambuzal e no sub-bosque, respectivamente. Entre os hábitos, suas densidades

relativas apresentaram fortes evidências de diferença entre os ambientes, exceto para arvoretas ( $F= 2,44$ ;  $p= 0,100$ ). Ervas foram proporcionalmente mais abundantes no bambuzal, seguido das clareiras e pelo sub-bosque ( $H= 27,88$ ;  $p< 0,0001$ ). De maneira semelhante, a proporção de arbustos foi maior no bambuzal que no sub-bosque ( $H= 7,40$ ;  $p= 0,025$ ). Também houve diferença entre os ambientes em relação à densidade relativa de árvores ( $H= 6,57$ ;  $p= 0,032$ ), lianas ( $H= 5,80$ ;  $p= 0,047$ ), mas não de arvoretas ( $H= 2,44$ ;  $p= 0,295$ ). Basicamente, os valores de dominância entre os três ambientes foram semelhantes aos valores de densidade, exceto para a dominância do hábito arbóreo que foi maior no bambuzal, seguido pelas clareiras e sub-bosque.

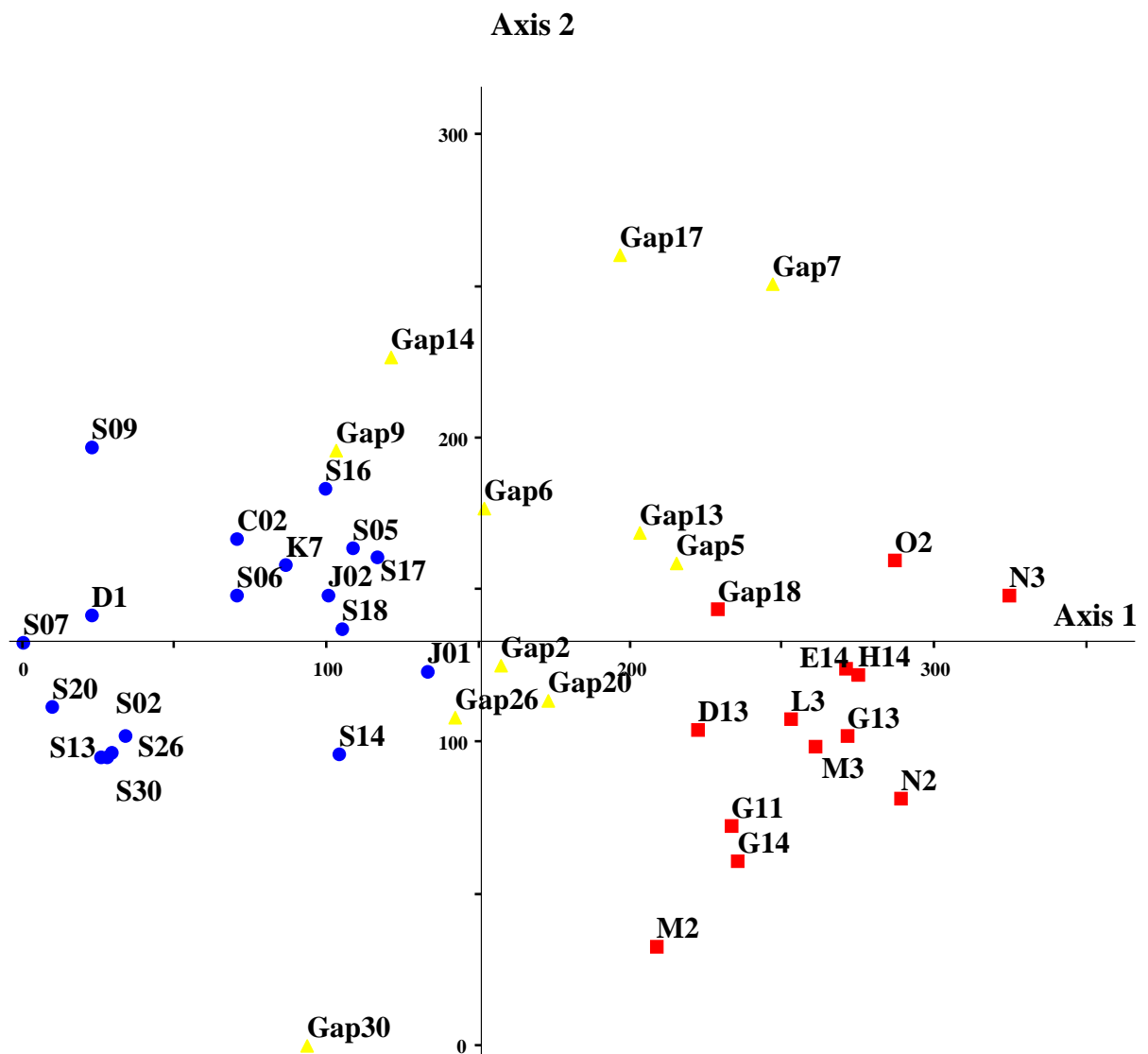


Figura 16 – Gráfico de ordenação obtido para os dois primeiros eixos da DCA, preparada para os dados de abundância das espécies por parcela. Círculos azuis, triângulos amarelos e quadrados vermelhos representam, respectivamente, as parcelas sob dossel contínuo, em clareiras e nos bambuzais



Em relação à síndrome de dispersão, a zoocoria foi muito mais rica e mais densa que anemocoria e autocoria em todos os ambientes. No bambuzal, contudo, anemocoria teve proporções levemente maiores de espécies e proporções maiores de indivíduos que os demais ambientes (Tab. 15; Kruskal-Wallis ANOVA:  $H= 12,86$ ;  $p= 0,002$ ). Ainda, houve evidências de que a zoocoria é mais comum entre os indivíduos do sub-bosque ( $H= 5,34$ ;  $p= 0,069$ ). Não houve tal diferenciação entre os indivíduos autocóricos ( $F= 0,241$ ;  $p= 0,7867$ ). Dentre os grupos sucessionais considerados, o grupo secundário tardio foi, nos três ambientes, mais abundante e rico que os grupos secundário inicial e pioneiro. Tanto as espécies pioneiras ( $H= 51,07$ ;  $p< 0,0001$ ) quanto as secundárias iniciais ( $H= 26,75$ ;  $p< 0,0001$ ) foram proporcionalmente mais abundantes nos bambuzais, seguido das clareiras e do sub-bosque. Uma ordem inversa foi observada para a riqueza e densidade das espécies secundárias tardias, porém não houve evidências de diferença entre os ambientes para este hábito ( $H= 2,42$ ;  $p= 0,298$ ).

Tabela 15 – Percentagens do número de espécies (S) e densidade relativa (Dr) entre os diferentes atributos das espécies. Valores percentuais de número de espécies e de densidade relativa obtidos a partir do valor total de espécies e indivíduos de cada ambiente. Legenda: B= Bambuzal, Cl= Clareira, Sub= Sub-bosque, N.c.= Não classificado. Letras sobrescritas diferentes representam diferenças entre as médias nos estratos, indicadas teste de Dunn ( $\alpha= 5\%$  exceto para arvoretas e zoocoria onde  $\alpha= 10\%$ ); ns= não significativo

Divisão do Atributo	Número de Espécies (%)				Densidade Relativa (%)			
	B	Cl	Sub	S (%)	B	Cl	Sub	N.ha <sup>-1</sup> (%)
Dicotiledôneas	91,4	93,1	94,3	206 (94,1)	71,9 <sup>a</sup>	79,9 <sup>b</sup>	71,7 <sup>a</sup>	4.346 (74,0)
Monocotiledôneas	8,6	6,9	5,7	13 (5,9)	28,1 <sup>ns</sup>	20,1 <sup>ns</sup>	28,3 <sup>ns</sup>	1.527 (26,0)
Erva	8,6	5,7	4,4	13 (5,9)	24,7 <sup>a</sup>	10,5 <sup>b</sup>	1,8 <sup>c</sup>	898 (12,5)
Arbusto	15,5	15,7	13,9	34 (15,5)	31,3 <sup>a</sup>	29,3 <sup>b</sup>	29,5 <sup>b</sup>	2.169 (30,1)
Arvoreta	35,3	35,2	34,2	72 (32,9)	23,8 <sup>ns</sup>	32,8 <sup>ns</sup>	43,9 <sup>ns</sup>	2.421 (33,6)
Árvore	38,8	39,6	39,9	85 (38,8)	19,6 <sup>a</sup>	26,3 <sup>b</sup>	22,1 <sup>ab</sup>	1.610 (22,3)
Liana	0,9	2,5	3,8	7 (3,2)	0,3 <sup>a</sup>	1,0 <sup>b</sup>	2,0 <sup>c</sup>	79 (1,1)
N.c.	0,9	1,3	3,8	8 (3,7)	0,3	0,2	0,7	31 (0,4)
Zoocoria	80,2	86,8	86,7	181 (82,6)	84,2 <sup>a</sup>	91,4 <sup>ab</sup>	95,4 <sup>b</sup>	6.324 (90,3)
Anemocoria	12,1	7,5	8,2	24 (11,0)	12,0 <sup>a</sup>	4,3 <sup>b</sup>	2,3 <sup>c</sup>	445 (6,4)
Autocoria	6,0	3,8	3,8	10 (4,6)	3,4 <sup>ns</sup>	3,6 <sup>ns</sup>	1,8 <sup>ns</sup>	200 (2,9)
N.c.	1,7	1,9	1,3	4 (1,8)	0,4	0,6	0,5	33 (0,5)
Pioneira	6,9	3,8	0,6	8 (3,7)	17,7 <sup>a</sup>	14,6 <sup>b</sup>	0,2 <sup>c</sup>	731 (10,4)
Sec. Inicial	25,9	18,9	11,4	43 (19,6)	28,6 <sup>a</sup>	13,2 <sup>b</sup>	5,4 <sup>c</sup>	1.114 (15,9)
Sec. Tardia	62,9	69,8	72,2	137 (62,6)	52,7 <sup>ns</sup>	69,4 <sup>ns</sup>	88,9 <sup>ns</sup>	4.938 (70,5)
N.c.	4,3	7,5	15,8	31 (14,2)	0,9	2,9	5,5	219 (3,1)

*Ameaça de extinção* - Foram encontradas 476 indivíduos pertencentes a 27 espécies ameaçadas de extinção, levando em consideração que *E. edulis* foi citado como Em Perigo à extinção na lista do Instituto Biodiversitas. Vale lembrar que esta espécie apenas foi responsável por 46,6% de todos os indivíduos ameaçados. Mesmo assim, algumas outras espécies foram consideravelmente frequentes e densas em relação às demais espécies estudadas (Fig. 17). Considerando os estratos estudados, o sub-bosque foi aquele que abrigou o maior número de indivíduos e de espécies ameaçadas de extinção (N= 240; S= 21). Entretanto, duas espécies ocorrem preferencialmente no sub-bosque, *E. edulis* e *I. lenticellata*, enquanto que no bambuzal (N= 140; S= 11) três espécies foram características, *E. bocainensis*, *M. campestris* e *M. nycitans* (Tab. 14). Nas clareiras (N= 96; S= 21), apesar do elevado número de espécies ameaçadas, estas foram pouco abundantes de modo que nenhuma ocorreu preferencialmente neste ambiente. Mesmo assim, vale lembrar a importância desse ambiente que, apesar de apresentar um número total de indivíduos menor que o sub-bosque, apresentou boa riqueza de espécies ameaçadas.

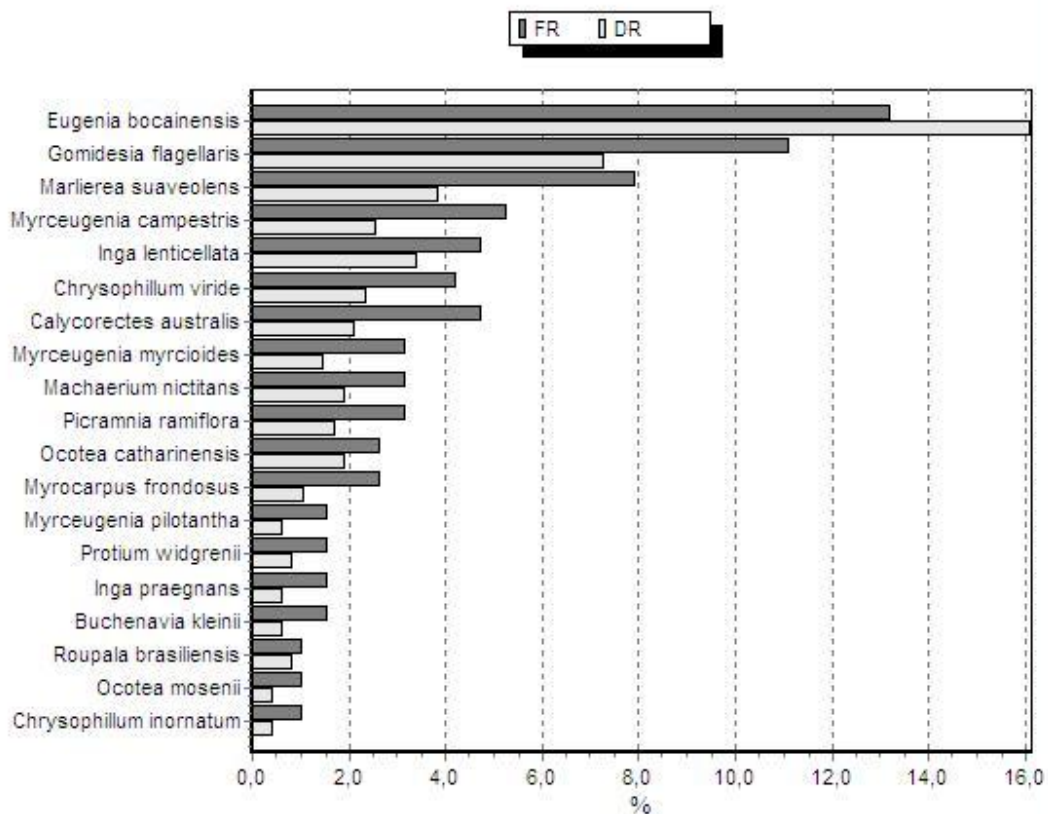


Figura 17 – Frequência e densidade relativa das espécies ameaçadas de extinção mais abundantes, exceto *E. edulis*, na Parcela Permanente do P.E. Carlos Botelho, Sete Barras, SP. *E. edulis* e espécies ameaçadas com abundância igual a um foram retiradas para melhor visualização do gráfico

### 2.3.4.2 Sociologia

As análises sociológicas apresentados abaixo se referem apenas aos indivíduos vivos durante a segundo avaliação. Estes corresponderam a 2.819 indivíduos (os três indivíduos de Pterophyta foram retiradas da análise sociológica), para os quais obtiveram-se uma área basal total de 2,209 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e densidade absoluta de 0,671 indivíduos.m<sup>-2</sup> (6.711,9 indivíduos.ha<sup>-1</sup>). Os resultados por ambiente dos parâmetros sociológicos são fornecidos na tabela 16. Não houve diferença significativa de densidade (ANOVA: F= 1,297; p= 0,285) ou dominância (F= 0,618; p= 0,544) entre os três ambientes. Retirando as monocotiledôneas das análises (733 indivíduos), a área basal total e densidade absoluta seriam 1,728 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> e 0,496 indivíduos.m<sup>-2</sup> (4.966,6 indivíduos.ha<sup>-1</sup>), respectivamente.

Tabela 16 – Resumos dos principais parâmetros fitossociológicos para cada um dos três ambientes estudados. Dados referentes apenas à segunda avaliação

<b>Parâmetro</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>Clareiras</b>	<b>Sub-bosque</b>
Parcelas	13	11	18
Indivíduos (N)	991	761	1067
Densidade (N.ha <sup>-1</sup> )	7.623,1 ± 2.489,7 <sup>ns</sup>	6.918,2 ± 3.458,6 <sup>ns</sup>	5.927,8 ± 2.894,4 <sup>ns</sup>
Área basal total (m <sup>2</sup> )	0,714	0,673	0,903
Dominância (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	5,49 ± 3,15 <sup>ns</sup>	6,12 ± 2,59 <sup>ns</sup>	5,02 ± 2,13 <sup>ns</sup>

A relação completa dos parâmetros sociológicos de cada espécie levantada é apresentada no Anexo C. No geral, as espécies com maior densidade foram: *E. edulis* (Densidade relativa= 7,91%), *P. gaudichaudianum* (5,21%), *G. elegans* (4,82%), *G. tagoara* (3,90%), *D. paranaënsis* (3,37%), *C. lanceolata* (3,19%), *D. pubescens* (3,05%), *G. opposita* (2,80%), *E. bocainensis* (2,66%), *P. caldense* (2,13%), *C. glaziovii*, *L. dasytricha* (2,09%), *G. gardneriana* (2,02%), *P. solmsianum* (1,95%) e *E. cuprea* (1,38%). Se considerarmos os ambientes separadamente, a ordem de espécies sofre consideráveis mudanças, como apresentado na figura 18. *E. edulis*, por exemplo, foi a espécie mais abundante nas clareiras e no sub-bosque, porém foi a oitava colocada no bambuzal. Ainda, se considerarmos apenas as espécies de dicotiledôneas, as 15 espécies mais abundantes seriam: *P. gaudichaudianum* (6,85%), *C. lanceolata* (4,24%), *G. opposita* (3,78%), *E. bocainensis* (3,54%), *C. glaziovii* (3,12%), *L. dasytricha* (2,84%), *P. caldense* (2,80%), *G. gardneriana* (2,66%), *P. solmsianum* (2,56%), *E. cuprea* (1,86%), *G. flagellaris*, *M. schottiana* (1,59%), *B. australis* e *I. marginata* (1,49%).

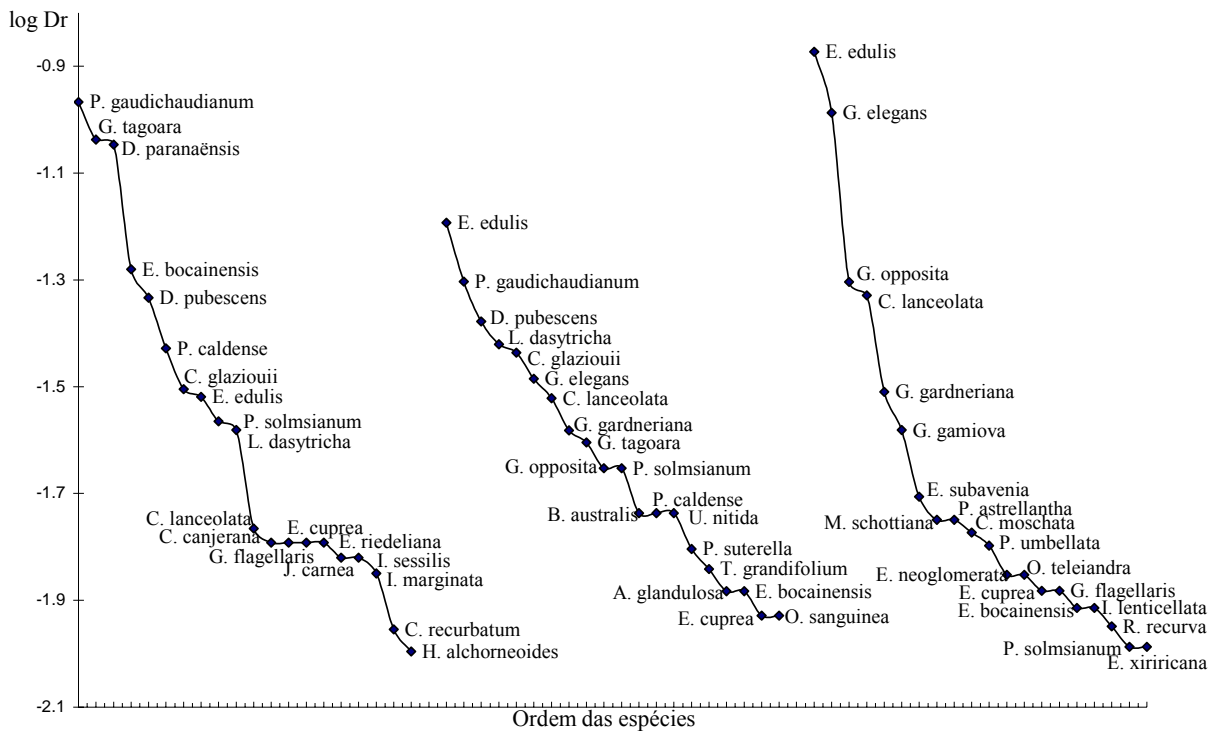


Figura 18 – Ranking das 20 espécies mais abundantes de acordo com o logaritmo de suas abundâncias relativas em cada um dos ambientes estudados

No geral, as 16 espécies mais freqüentes foram: *E. edulis* (Freqüência absoluta= 92,9%), *C. lanceolata* (75,8%), *D. pubescens* (64,3%), *G. elegans* (61,9%), *E. bocainensis*, *P. caldense* (59,9%), *P. gaudichaudianum* (57,1%), *P. solmsianum* (54,8%), *E. cuprea*, *G. flagellaris* (50,0%), *G. opposita*, *L. dasytricha*, *M. schottiana* (47,6%), *G. gardneriana*, *B. australis* e *Q. glazovii* (47,6%). Referente a cada um dos ambientes, a tabela 17 apresenta a lista das espécies mais freqüentes. Nota-se que apenas *C. lanceolata*, *E. edulis*, *P. caldense* e *P. solmsianum* estiveram entre as espécies mais freqüentes nos três ambientes. Entre os ambientes bambuzal e clareiras, e entre clareiras e sub-bosque, oito e sete espécies, respectivamente, foram coincidentes entre as mais freqüentes, apesar de não apresentarem a mesma ordem. Entre o bambuzal e o sub-bosque, seis espécies foram coincidentes, ou seja, além das quatro espécies semelhantes a todos os ambientes, *E. bocainensis* e *E. cuprea* também foram freqüentes no bambuzal e no sub-bosque.

Em relação às 15 espécies com maior dominância absoluta, os resultados gerais obtidos foram: *E. edulis* (19,0%), *G. opposita* (5,5%), *C. glaziovii* (2,29%), *C. lanceolata* (3,97%), *P. gaudichaudianum* (3,28%), *B. australis* (1,95%), *E. cuprea* (1,78%), *E. riedeliana* (1,65%), *G.*

*flagellaris* (1,52%), *G. gardneriana* (1,51%), *O. teleiandra* (1,44%), *M. schottiana* (1,43%), *C. canjerana* (1,31%), *G. macrophylla* (1,26%) e *E. subavenia* (1,23%). Da mesma maneira, a tabela 18 mostra as espécies mais dominantes por ambiente. Nesta tabela, observa-se que apenas *E. edulis*, *G. flagellaris* e *G. opposita* foram comuns entre as mais dominantes nos três ambientes. Entre o bambuzal e as clareiras sete espécies foram coincidentes no ranking das mais abundantes, seis espécies entre clareiras e sub-bosque e quatro espécies entre o bambuzal e o sub-bosque. Vale lembrar que os valores de dominância entre as monocotiledôneas, exceto *E. edulis*, certamente foram subestimados devido ao método adotado para calcular a área basal destas espécies (ver material e métodos). Da mesma maneira, os altos valores de dominância relativa em *E. edulis* está relacionado à morfologia da estipe que possui espessamentos naturais junto ao solo.

Tabela 17 – Frequência absoluta (FA) das 15 espécies mais frequentes por ambiente. Valores em percentagem

<b>Bambuzal</b>	<b>FA</b>	<b>Clareira</b>	<b>FA</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>FA</b>
<i>D. pubescens</i>	100,0	<i>E. edulis</i>	100,0	<i>E. edulis</i>	100,0
<i>P. gaudichaudianum</i>	100,0	<i>D. pubescens</i>	81,8	<i>G. elegans</i>	94,4
<i>E. bocainensis</i>	84,6	<i>P. gaudichaudianum</i>	81,8	<i>C. lanceolata</i>	83,3
<i>D. paranaënsis</i>	84,6	<i>G. elegans</i>	72,7	<i>G. flagellaris</i>	66,7
<i>E. edulis</i>	76,9	<i>P. caldense</i>	63,6	<i>G. gamiova</i>	66,7
<i>P. caldense</i>	76,9	<i>L. dasytricha</i>	63,6	<i>P. astrellantha</i>	66,7
<i>L. dasytricha</i>	76,9	<i>C. glaziovii</i>	63,6	<i>Q. glazovii</i>	55,6
<i>C. glaziovii</i>	76,9	<i>G. opposita</i>	63,6	<i>G. gardneriana</i>	55,6
<i>C. lanceolata</i>	76,9	<i>C. lanceolata</i>	54,6	<i>E. bocainensis</i>	50,0
<i>P. solmsianum</i>	76,9	<i>P. solmsianum</i>	54,6	<i>E. cuprea</i>	50,0
<i>C. recurvatum</i>	76,9	<i>M. schottiana</i>	54,6	<i>G. opposita</i>	50,0
<i>G. tagoara</i>	76,9	<i>A. glandulosa</i>	54,6	<i>O. teleiandra</i>	50,0
<i>E. cuprea</i>	61,5	<i>B. australis</i>	54,6	<i>P. caldense</i>	44,4
<i>M. campestris</i>	61,5	<i>U. nitida</i>	54,6	<i>M. schottiana</i>	44,4
<i>I. marginata</i>	53,9	<i>O. sanguinea</i>	54,6	<i>P. solmsianum</i>	38,9

No geral as espécies com maior valor de importância relativo foram: *E. edulis* (9,9%), *P. gaudichaudianum* (3,4%), *G. opposita* (3,3%), *C. lanceolata* (3,2%), *C. glaziovii* (2,6%), *G. elegans* (2,5%), *D. pubescens* (2,0%), *G. tagoara*, *E. bocainensis*, *D. paranaënsis* (1,9%), *P. caldense* (1,7%), *G. gardneriana*, *L. dasytricha*, *E. cuprea* (1,6%) e *P. solmsianum* (1,5%). A figura 19 mostra a ordem de importância das principais espécies por ambiente. Apenas *E. edulis* e *C. lanceolata* aparecem entre as 15 mais importantes nos três ambientes. O número de espécies semelhantes entre as mais importantes entre bambuzal e clareiras, clareiras e sub-bosque, e

bambuzal e sub-bosque foram, respectivamente, nove, seis e três. Vale lembrar que apesar dos cuidados para se evitar o efeito do espessamento típico na base da estipe de *E. edulis* (ver material e métodos) possivelmente os resultados de dominância relativa e valor de importância sofreram alguma influência. O mesmo pode ser dito em relação às espécies de dicotiledôneas que crescem em moitas (e.g., *C. spiralis*, *Dichorisandra* spp., *G. elegans*, *H. cf. velloziana*), que certamente teriam maiores valores de dominância e importância caso seus clone tivessem sido somados para a obtenção da área basal.

Tabela 18 – Dominância relativa (DoR) das 15 espécies mais dominantes por ambiente. Valores em percentagem

<b>Bambuzal</b>	<b>DoR</b>	<b>Clareira</b>	<b>DoR</b>	<b>Sub-Bosque</b>	<b>DoR</b>
<i>C. glaziovii</i>	9,39	<i>E. edulis</i>	17,5	<i>E. edulis</i>	28,4
<i>E. edulis</i>	8,51	<i>C. glaziovii</i>	4,62	<i>G. opposita</i>	8,86
<i>P. gaudichaudianum</i>	7,79	<i>G. opposita</i>	4,34	<i>C. lanceolata</i>	6,43
<i>B. australis</i>	3,96	<i>G. macrophylla</i>	3,45	<i>E. subavenia</i>	2,83
<i>C. canjerana</i>	3,90	<i>U. nitida</i>	3,42	<i>G. gamiova</i>	2,52
<i>D. paranaënsis</i>	3,01	<i>C. lanceolata</i>	2,89	<i>G. gardneriana</i>	2,34
<i>E. cuprea</i>	2,50	<i>E. riedeliana</i>	2,75	<i>M. schottiana</i>	2,19
<i>E. bocainensis</i>	2,42	<i>P. gaudichaudianum</i>	2,69	<i>G. elegans</i>	1,76
<i>G. opposita</i>	2,35	<i>O. teleiandra</i>	2,53	<i>O. teleiandra</i>	1,66
<i>G. tagoara</i>	2,29	<i>L. dasytricha</i>	1,97	<i>E. cuprea</i>	1,65
<i>I. sessilis</i>	2,21	<i>T. rubrivenium</i>	1,86	<i>P. brachypoda</i>	1,57
<i>P. caldense</i>	2,19	<i>B. australis</i>	1,78	<i>E. neoglomerata</i>	1,34
<i>G. anacardiaeifolia</i>	2,05	<i>D. pinnata</i>	1,59	<i>G. flagellaris</i>	1,25
<i>L. dasytricha</i>	1,98	<i>G. flagellaris</i>	1,45	<i>G. spectabilis</i>	1,15
<i>G. flagellaris</i>	1,92	<i>G. gardneriana</i>	1,34	<i>M. tomentosa</i>	1,12

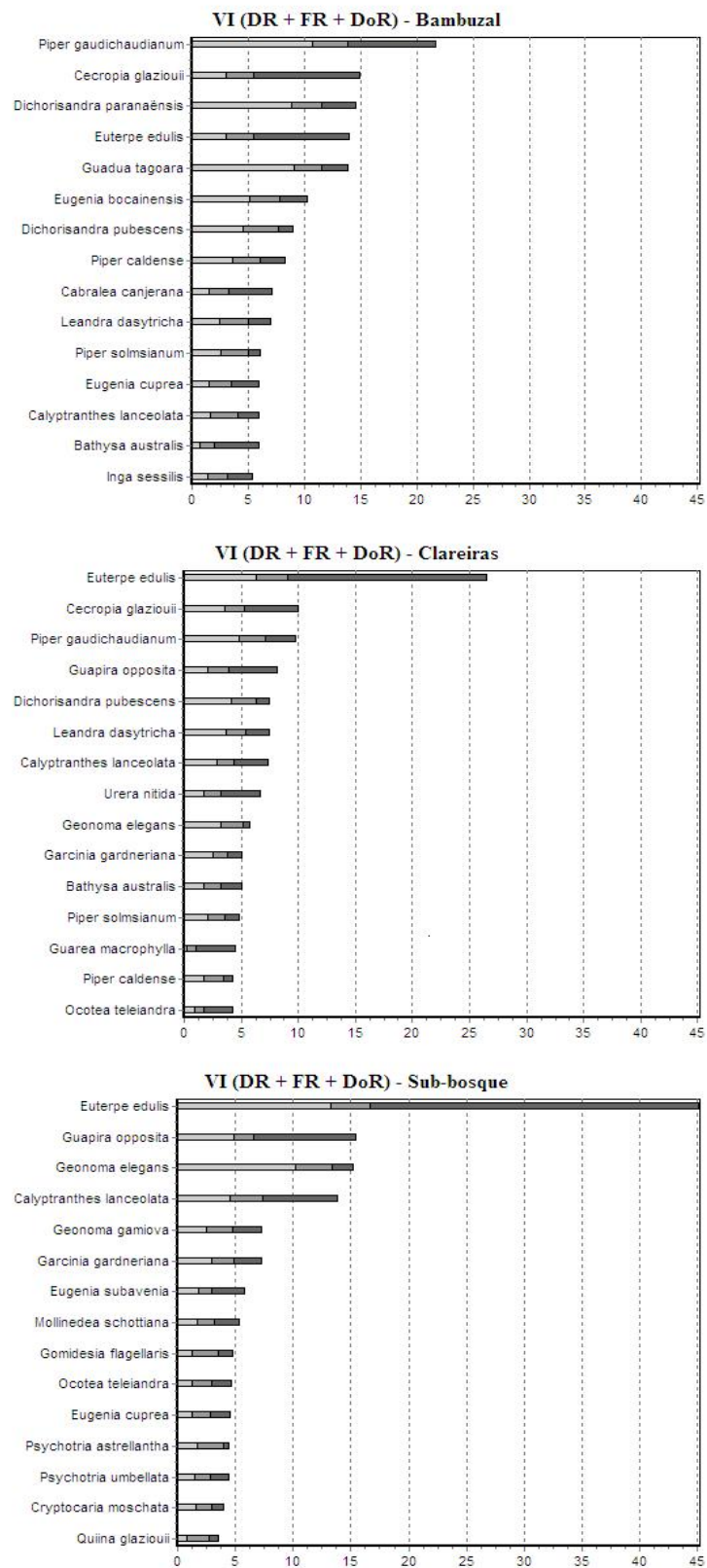


Figura 19 – Relação das 15 espécies com maior valor de importância em cada ambiente da parcela permanente

### 2.3.4.3 Mortalidade e danos

Entre os dois períodos de avaliação do estrato arbustivo, 82 indivíduos morreram representando uma perda em área basal total de 0,0552 m<sup>2</sup> ou 2,47%. Para outros 14 indivíduos, nem mesmo a placa de identificação foi encontrada, sendo classificados assim como desaparecidos. Durante o período de um ano, observou-se, portanto, uma taxa de mortalidade (*m*) de cerca de 3,3% do número total de indivíduos encontrados na primeira medição (Tab. 19). De maneira geral, a morte por causas antrópicas (corte de palmito e pisoteio de pesquisadores e palmiteiros) foi a mais comum. A morte por dessecação teve a mesma contribuição geral que as mortes por dano físico (queda de galhos, árvores, bromélias, ou colmos de bambu). A morte por ataque de insetos teve pequena incidência e foi de difícil determinação em campo. Alguns indivíduos, cuja causa de morte foi definida como indeterminada, talvez tenham sido mortos pela ação de insetos, porém essa relação de causa efeito só foi clara para um indivíduo.

Tabela 19 – Causas de mortalidade e suas respectivas proporções por classe taxonômica e por ambiente. Ver texto para detalhes sobre as causas. Valores em percentagem nos parênteses

Causa	Classe			Ambiente		Total
	Dicot.	Monocot.	Bambuzal	Clareira	Sub-bosque	
Antrópica	22 (36,1)	8 (38,1)	9 (39,1)	14 (42,4)	7 (33,0)	30 (36,6)
Dessecação	16 (26,2)	7 (33,3)	2 (8,7)	7 (21,3)	14 (53,8)	23 (28,0)
Dano físico	19 (31,2)	4 (19,1)	8 (34,8)	11 (33,3)	4 (15,4)	23 (28,0)
Indeterminado	3 (4,9)	2 (9,5)	4 (17,4)	-	1 (3,8)	5 (6,2)
Insetos	1 (1,6)	-	-	1 (3,0)	-	1 (1,2)
<b>Total geral*</b>	<b>61 (3,3)</b>	<b>21 (3,4)</b>	<b>23 (3,1)</b>	<b>33 (4,8)</b>	<b>26 (2,5)</b>	<b>82 (3,3)</b>

\* Proporções de mortalidade obtidas baseado apenas no número de indivíduos da primeira medição.

As dicotiledôneas apresentaram número geral de indivíduos mortos maior, porém este valor não foi proporcionalmente muito diferente do número de monocotiledôneas mortas. Ambas classes tiveram proporções semelhantes de indivíduos mortos por causas antrópicas. A proporção de indivíduos mortos por danos físicos foi maior entre as dicotiledôneas, enquanto que o dessecação parece ter sido mais mortal para as monocotiledôneas. Entre os diferentes ambientes avaliados a causa antrópica foi preponderante, exceto no sub-bosque onde o dessecação obteve a maior proporção. No sub-bosque, ainda, a mortalidade por danos físicos foi proporcionalmente menor se comparado aos demais ambientes. Adicionalmente, espécies



pioneiras tiveram maior mortalidade proporcional (6,53%), seguido pelas secundárias iniciais (4,81%) e pelas secundárias tardias (2,59%).

Considerando a mortalidade proporcional por parcela (mortos/N), não houve evidências de diferença entre os ambientes considerados (ANOVA:  $F= 1,62$ ;  $p= 0,211$ ). No total, a mortalidade atingiu 51 espécies diferentes de modo que 41 destas teve apenas um indivíduo morto. As espécies com maior número de indivíduos mortos foram *C. glaziovii*, *E. edulis* (8 mortos), *D. pubescens* (7), *G. tagoara* (5), *P. caldense* e *P. leiocarpa* (3). Assim como para os resultados gerais, a morte por causas antrópicas foi expressiva nestas espécies correspondendo a 50, 50, 42 e 100% dos indivíduos de *C. glaziovii*, *E. edulis*, *D. pubescens* e *P. caldense*, respectivamente. O dessecamento foi preponderante entre *G. tagoara* (80%) e *P. leiocarpa* (100%).

Além dos indivíduos mortos e desaparecidos, outros 315 indivíduos (12,8%) sofreram danos de algum tipo, mas permaneceram vivos. Este valor representa apenas os indivíduos que não apresentavam sinais de danos na primeira avaliação, mas sim na segunda avaliação. Assim, somado aos danos que causaram a morte dos indivíduos, a taxa de danos total chega a 16,1% (Tab. 20). Outros 303 indivíduos já apresentavam sinais de danos passados durante a primeira avaliação, porém não se sabe em qual período o dano foi causado. Assim as análises a seguir se referem apenas aos danos recentes, causados durante o ano o período de avaliação. Assim como para a mortalidade, o tipo de dano mais comum foi o de origem antrópica<sup>19</sup>, com quase metade de todos os danos observados, seguido por danos físicos naturais, causas indeterminadas, causa natural (dano catalisado pela senescência natural de parte do indivíduo), ataque de insetos, atividades de lianas e dessecamento (ramos, clones e/ou copa seca em indivíduo vivo; tabela 20).

A proporção de cada tipo de dano entre os ambientes é apresentada na tabela 20. As clareiras tiveram a maior proporção média de danos, seguido pelas parcelas nos bambuzais e no sub-bosque da parcela. Entretanto, não houve diferença significativa entre as proporções de indivíduos danificados por ambiente (ANOVA:  $F= 1,99$ ;  $p= 0,142$ ). Porém, se excluirmos os danos de origem antrópica a situação se altera e o bambuzal ficaria com o maior número e proporção de danos (77 e 10,5%), seguido pelas clareiras (60 e 8,7%) e pelo sub-bosque (41 e 3,9%).

---

<sup>19</sup> Danos antrópicos e físicos foram arbitrariamente separados em dois tipos por questões meramente didáticas, pois ambos constituem um tipo de dano físico, diferindo apenas em sua origem.

Tabela 20 – Tipo de danos e suas proporções por ambiente. Medidas correspondentes ao intervalo de um ano

<b>Tipo</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>Clareira</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>Total</b>
Dano antrópico	33 (30,0%)	56 (48,3%)	48 (53,9%)	137 (43,5%)
Dano físico	66 (60,0%)	30 (25,9%)	14 (15,7%)	110 (34,9%)
Indeterminado	05 (4,5%)	14 (12,1%)	15 (16,9%)	34 (10,8%)
Natural	04 (3,6%)	07 (6,0%)	02 (2,2%)	13 (4,1%)
Insetos	-	04 (3,4%)	06 (6,7%)	10 (3,2%)
Lianas	01 (0,9%)	03 (2,6%)	02 (2,2%)	06 (1,9%)
Dessecamento	01 (0,9%)	02 (1,7%)	02 (2,2%)	05 (1,6%)
<b>Danos totais</b>	<b>110 (14,9%)</b>	<b>116 (16,9%)</b>	<b>89 (8,6%)</b>	<b>315 (12,8%)</b>
<b>Total geral*</b>	<b>133 (18,1%)</b>	<b>148 (21,5%)</b>	<b>116 (11,2%)</b>	<b>397 (16,1%)</b>

\* Proporções dos danos que geraram ou não mortes, baseado apenas no número de indivíduos da primeira medição.

Se considerarmos apenas os danos físicos causados por parcela, o bambuzal seria o ambiente com maior proporção de indivíduos danificados, seguido pelas clareiras que também obteve proporções maiores que o sub-bosque (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H= 15,20$ ;  $p= 0,001$  e teste de Dunn:  $\alpha= 0,01$ ). Vale lembrar que praticamente todos os mortos por danos físicos no ambiente clareira foram causados pela queda de uma única árvore morta em pé, e no bambuzal também pela queda de uma árvore sobre uma moita de bambu. Tanto nas clareiras quanto no sub-bosque os danos de origem antrópica foram abundantes, gerando aproximadamente metade de todos os danos em cada ambiente. Nestes ambientes, danos físicos e causas indeterminadas tiveram consideráveis contribuições. No bambuzal, entretanto, o tipo de dano mais abundante foram os danos físicos, seguidos pelos danos antrópicos e causas indeterminadas.

Cada tipo de dano possui suas causas que foram identificadas e separadas neste estudo em 14 diferentes causas como apresentado na tabela 21. Antes, cabem algumas explicações sobre a divisão das causas. A causa ‘corte de palmito’ está relacionado ao impacto da queda da estipe ou copa do palmito cortado, enquanto que ‘palmiteiros’ representam os cortes diretos de indivíduos por facão durante a operação de extração. A queda de troncos foi separada da queda de troncos sob o emaranhado de colmos de bambu devido à extensão e conseqüências dos danos causados. Danos causados por pesquisadores (dentre os quais me incluo) ou ajudantes de campo também foram individualizados para avaliar os efeitos da circulação de pessoas vinculadas ao projeto. Cabe ressaltar, ainda, que algumas destas causas possuem distribuição relacionada à própria escolha dos ambientes onde foram instaladas as parcelas. Danos causados pela queda de colmos de bambu, por exemplo, estiveram praticamente restritos às parcelas de bambuzal.

Tabela 21 – Relação das causas de dano por ambiente, sofridos por indivíduos do estrato arbustivo ao longo do período de um ano. Ver texto para detalhes das causas

<b>Causa</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>Clareira</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>Total</b>
Corte de palmito	25 (22,7%)	44 (38,3%)	26 (28,9%)	95 (30,2%)
Colmo de bambu	44 (40,0%)	06 (5,2%)	-	50 (15,9%)
Indeterminado	05 (4,5%)	14 (12,2%)	15 (16,7%)	34 (10,8%)
Palmiteiros	05 (4,5%)	08 (7,0%)	21 (23,3%)	34 (10,8%)
Tronco	03 (2,7%)	21 (18,3%)	-	24 (7,5%)
Tronco + bambu	19 (17,3%)	-	-	19 (6,0%)
Queda de galho	-	02 (1,7%)	13 (14,4%)	15 (4,8%)
Natural	04 (3,6%)	07 (6,1%)	02 (2,2%)	13 (4,1%)
Insetos	-	04 (3,5%)	06 (6,7%)	10 (3,2%)
Pesquisadores/ajudantes	03 (2,7%)	04 (3,5%)	01 (1,1%)	8 (2,5%)
Lianas	01 (0,9%)	03 (2,6%)	02 (2,2%)	6 (1,9%)
Dessecamento	01 (0,9%)	02 (1,7%)	02 (2,2%)	5 (1,6%)
Queda de bromélia	-	-	01 (1,1%)	1 (0,3%)
Folha de palmito	-	-	01 (1,1%)	1 (0,3%)

Em clareiras, a queda de troncos se destacou como a causa mais abundante depois dos danos antrópicos. No sub-bosque a ação direta de palmiteiros também foi proporcionalmente mais abundante que nos demais ambientes. Além dos danos de origem antrópica, danos físicos causados por colmos de bambu foram os mais abundantes, especialmente no bambuzal (Tab. 21). Apesar de pouco fatais (Tab. 19), este tipo de dano junto à queda de árvores fez do bambu o ambiente com maior proporção de indivíduos danificados. A tabela 22 apresenta uma relação da proporção de causas relacionadas aos dois tipos de danos mais abundantes encontrados durante este estudo.

Os resultados dos danos causados aos indivíduos variaram de acordo com o tipo e com a causa do dano. Estes resultados foram separados em nove categorias, conforme descrito a seguir. Indivíduos ou clones (no caso de monocotiledôneas) tombados no chão foi o resultado mais abundante com 122 casos (38,7% do total de 315 indivíduos). Indivíduos inclinados ocuparam a segunda colocação com 46 casos (14,6%), enquanto que 42 indivíduos (13,3%) apresentaram caule quebrado. Nas três categorias citadas acima, danos antrópicos e físicos foram os principais tipos de dano, que juntos geraram 83,6, 80,4 e 95,2% do total em cada categoria, respectivamente a ordem descrita acima. Em seguida, indivíduos com ápice ou ramo quebrado ocorreram em 32 casos (10,2%). Curiosamente, três desses casos (*E. bocainensis*, *E. cuprea* e *H. hebeclada*) foram causados por insetos ‘serra-pau’, provavelmente Cerambycidae (Coleoptera). Adicionalmente, ocorreram 28 danos (8,9%) envolvendo a morte de clones (um tipo de resultado exclusivo das

monocotiledôneas) que foram basicamente resultado da ação de danos antrópicos e físicos. Caules cortados por facões ocorreram 25 casos (7,9%) enquanto que 15 indivíduos (4,8%) apresentaram alguma de suas partes secas (ápice, ramo ou copa inteira). A atividade de insetos resultou três casos (1,0%) onde houve intensa predação das folhas e dois casos (0,6%) nos quais o indivíduo foi tomado por galhas.

Tabela 22 – Relação das causas dentre os dois principais tipos de danos encontrados nos indivíduos amostrados ao longo de um ano na parcela permanente do PECB

<b>Tipo de dano</b>	<b>Causa</b>	<b>Total</b>
Dano antrópico (N= 137)	Corte de palmito	95 (30,2%)
	Palmiteiros	34 (10,8%)
	Pesquisadores e ajudantes	8 (2,5%)
Dano natural (N = 110)	Queda de colmo de bambu	50 (15,9%)
	Queda de tronco	24 (7,6%)
	Queda de tronco + bambu	19 (6,0%)
	Queda de galho	15 (4,8%)
	Queda de bromélia	01 (0,3%)
	Queda de folha de palmito	01 (0,3%)

#### 2.3.4.4 Recrutamento

Durante o período de avaliação, 439 indivíduos ultrapassaram um metro em altura, incorporando uma área basal de 0,112 m<sup>2</sup> ou o equivalente a 5,1% da área basal total. No geral, estes números representaram uma média de 10,4 ± 10,6 novos recrutas por parcela. Assim, dos 2.819 indivíduos presentes na segunda avaliação, 15,6% dos indivíduos eram novos recrutas. Estes 439 indivíduos pertenceram a 116 espécies sendo que nove delas foram incorporadas ao levantamento como novas espécies, praticamente todas elas relacionadas aos grupos sucessionais pioneiro ou secundário inicial (Anexo B). O bambuzal teve o maior número de indivíduos e espécies de recrutas, seguido pelas clareiras e pelo sub-bosque (Tab. 23). Houve diferença significativa entre o número de recrutas por parcela por ambiente (Kuskal-Wallis ANOVA: H= 25,11; p< 0,0001). As médias do número de recrutas dos três ambientes foram diferentes entre si (teste de Dunn, α= 5%), de modo que o bambuzal teve quase três e seis vezes mais recrutas que as clareiras e o sub-bosque, respectivamente.

A lista das 18 espécies exclusivas de recrutas (i.e., abundância maior que um e restrita a um dos ambientes avaliados) em cada um dos ambientes é fornecida pela tabela 24. Houve um número pequeno de espécies de recrutas comuns a todos os ambientes: *E. edulis*, *M. schottiana*, *D. pubescens*, *P. suterella* e *P. brachypoda*. Outras espécies de recrutas foram abundantes e exclusivas a dois ambientes. No bambuzal e nas clareiras, se destacaram (em ordem decrescente de abundância) *G. tagoara*, *P. gaudichaudianum*, *D. paranaënsis*, *C. glaziovii*, *L. dasytricha*, *P. solmsianum*, *J. carnea*, *C. spiralis*, *C. canjerana* e *C. recurvatum*. Foram exclusivas ao bambuzal e sub-bosque três espécies de Myrtaceae, *C. lanceolata*, *E. bocainensis* e *E. riedeliana*. Apenas *P. astrellantha* foi relativamente abundante e exclusiva às clareiras e sub-bosque.

Tabela 23 – Totais e percentagens do número de espécies (S) e densidade relativa de recrutas entre os diferentes atributos das espécies e entre os ambientes. Valores percentuais de número de espécies e densidade relativa, obtidos a partir do valor total em cada ambiente. Legenda: B= Bambuzal, Cl= Clareira, Sub= Sub-bosque, N.c.= Não classificado. Letras sobrescritas diferentes representam diferenças entre as médias nos estratos, indicadas teste de Dunn ( $\alpha= 5\%$ ); ns= não significativo

Divisão do Atributo	Número de Espécies (%)				Densidade Relativa (%)			
	B	Cl	Sub	S	B	Cl	Sub	N.ha <sup>-1</sup>
Dicotiledôneas	89,2	86,3	91,4	97 (91,5%)	65,5 <sup>ns</sup>	70,4 <sup>ns</sup>	83,0 <sup>ns</sup>	629 (68,6%)
Monocotiledôneas	10,8	13,7	8,6	9 (8,5%)	34,5 <sup>a</sup>	29,6 <sup>a</sup>	17,0 <sup>b</sup>	285 (31,2%)
Erva	10,8	15,7	5,7	10 (9,4%)	32,0 <sup>a</sup>	24,1 <sup>b</sup>	3,7 <sup>c</sup>	244 (26,7%)
Arbusto	20,0	23,5	25,7	21 (19,9%)	29,9 <sup>ns</sup>	24,1 <sup>ns</sup>	20,8 <sup>ns</sup>	250 (27,3%)
Arvoreta	36,9	29,4	28,6	35 (33,0%)	23,4 <sup>ns</sup>	29,6 <sup>ns</sup>	43,4 <sup>ns</sup>	250 (27,3%)
Árvore	29,2	27,5	28,6	33 (31,1%)	13,7 <sup>ns</sup>	19,4 <sup>ns</sup>	24,5 <sup>ns</sup>	150 (16,4%)
Liana	1,5	3,9	8,6	5 (4,7%)	0,7 <sup>ns</sup>	2,8 <sup>ns</sup>	5,7 <sup>ns</sup>	17 (1,8%)
N.c.	1,5	0,0	2,9	2 (1,9%)	0,4	0,0	1,9	4 (0,5%)
Zoocoria	81,5	86,3	88,6	88 (83,0%)	75,5 <sup>ns</sup>	84,3 <sup>ns</sup>	92,5 <sup>ns</sup>	729 (79,7%)
Anemocoria	10,8	5,9	8,6	11 (10,4%)	19,4 <sup>a</sup>	11,1 <sup>b</sup>	5,6 <sup>c</sup>	144 (15,7%)
Autocoria	6,2	7,8	2,9	6 (5,7%)	4,7 <sup>a</sup>	4,6 <sup>a</sup>	1,9 <sup>b</sup>	40 (4,4%)
N.c.	1,5	0,0	0,0	1 (0,9%)	0,4	0,0	0,0	2 (0,2%)
Pioneira	12,3	11,8	0,0	8 (7,5%)	21,2 <sup>a</sup>	15,7 <sup>b</sup>	0,0 <sup>c</sup>	158 (17,3%)
Sec. Inicial	27,7	23,5	11,4	27 (25,5%)	35,6 <sup>a</sup>	29,6 <sup>a</sup>	7,6 <sup>b</sup>	281 (30,7%)
Sec. Tardia	58,5	60,8	71,4	65 (61,3%)	42,8 <sup>ns</sup>	52,8 <sup>ns</sup>	81,1 <sup>ns</sup>	456 (49,9%)
N.c.	1,5	3,9	17,1	6 (5,7%)	0,4	1,9	11,3	19 (2,1%)
<b>Total geral</b>	<b>65</b>	<b>50</b>	<b>35</b>	<b>106</b>	<b>278</b>	<b>108</b>	<b>53</b>	<b>439</b>

Um resumo das proporções dos atributos das espécies de recrutas (classe, hábito, síndrome de dispersão e grupo sucessional) é fornecido pela tabela 23. Como se pode observar, a maior parte das espécies foram dicotiledôneas, padrão que se manteve constante entre os

ambientes. Em relação ao hábito, as arvoretas foram mais bem representadas entre os recrutas, seguido de árvores, arbusto, ervas e lianas. Mais uma vez, a zoocoria foi a síndrome com maior número de espécies, especialmente no sub-bosque e nas clareiras. No bambuzal houve uma riqueza ligeiramente maior de espécies anemocóricas. Apesar do número de espécies secundárias tardias ter sido maior no três ambientes, este resultado foi mais expressivo no sub-bosque, que não apresentou nenhum indivíduo pioneiro entre seus recrutas. Como era esperado, as espécies pioneiras e secundárias tardias estiveram mais presentes entre os recrutas no bambuzal e nas clareiras.

Tabela 24 – Espécies exclusivas de recrutas (i.e., abundância maior que um e restrita a um dos ambientes avaliados) e suas respectivas abundâncias em parênteses. \* Espécies exclusivas presentes apenas em uma parcela

Bambuzal	Clareiras	Sub-bosque
<i>Solanum swartzianum</i> (5)	<i>Cordia cf. ecalyculata</i> (4)	<i>Eugenia xiriricana</i> (2)
<i>Cestrum amictum</i> (4)*	<i>Piper setebarraense</i> (3)	
<i>Myrceugenia campestris</i> (3)	<i>Ossaea sanguinea</i> (3)	
<i>Bactris setosa</i> (3)	<i>Garcinia gardneriana</i> (3)	
<i>Alchornea glandulosa</i> (3)	<i>Piper pseudopothifolium</i> (2)	
<i>Manihot grahamii</i> (2)*	<i>Inga marginata</i> (2)	
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (2)*	<i>Connarus rostratus</i> (2)	
<i>Solanum cf. vaillantii</i> (2)*	<i>Casearia decandra</i> (2)	
<i>Verbesina glabrata</i> (2)*		

Em relação à densidade relativa dos recrutas entre os ambientes, não houve diferenças nas proporções entre as espécies de dicotiledôneas (ANOVA:  $F= 0,53$ ;  $p= 0,592$ ), mas houve entre as monocotiledôneas (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H= 8,80$ ;  $p= 0,012$ ). O mesmo pode ser dito a respeito das densidades relativas de ervas entre os recrutas ( $H= 22,38$ ;  $p< 0,0001$ ). Entretanto, esse foi o único hábito que não apresentou densidades relativas médias constates entre os três ambientes. A zoocoria também não apresentou diferença entre os ambientes ( $F= 0,90$ ;  $p= 0,414$ ), ao contrário da anemocoria ( $H= 9,93$ ;  $p= 0,007$ ) e da autocoria ( $H= 6,95$ ;  $p= 0,031$ ). Como para os indivíduos como um todo, houve diferença, entre os ambientes, na densidade de recrutas de espécies pioneiras ( $H= 21,45$ ;  $p< 0,0001$ ) e secundárias iniciais ( $H= 13,86$ ;  $p= 0,001$ ), mas não houve diferença entre as secundárias tardias ( $F= 0,46$ ;  $p= 0,632$ ).

Em relação aos aspectos sociológicos dos recrutas, informações completadas dos principais parâmetros por espécie e por ambientes são descritas em anexo (Anexo D). Quanto à abundância, as 16 espécies com maior número de recrutas e suas respectivas abundâncias relativas (em parênteses), em todos os ambientes, foram: *G. tagoara* (12,76%), *P.*

*gaudichaudianum* (9,34%), *E. edulis* (6,38%), *D. paranaënsis* (5,47%), *C. glaziovii* (4,33%), *D. pubescens* (3,19%), *L. dasytricha*, *P. caldense* (2,96%), *P. solmsianum* (2,51%), *E. bocainensis* (2,28%), *J. carnea* (2,05%), *E. riedeliana* (1,82%), *C. lanceolata* (1,59%), *C. canjerana*, *C. spiralis* e *R. recurva* (1,37%). Uma ilustração da ordem de abundância das espécies de recrutas por ambiente é apresentada pela figura 20. Se desconsiderarmos as espécies de monocotiledôneas, a ordem das 14 espécies mais abundantes ficaria da seguinte maneira: *P. gaudichaudianum* (13,82%), *C. glaziovii* (6,25%), *P. caldense* (4,28%), *L. dasytricha* (4,28%), *P. solmsianum* (3,62%), *E. bocainensis* (3,29%), *J. carnea* (2,96%), *E. riedeliana* (2,63%), *C. lanceolata* (2,3%), *C. canjerana* (1,97%), *R. recurva* (1,97%), *P. astrellantha* (1,64%), *C. recurvatum* (1,64%) e *S. swartzianum* (1,64%).

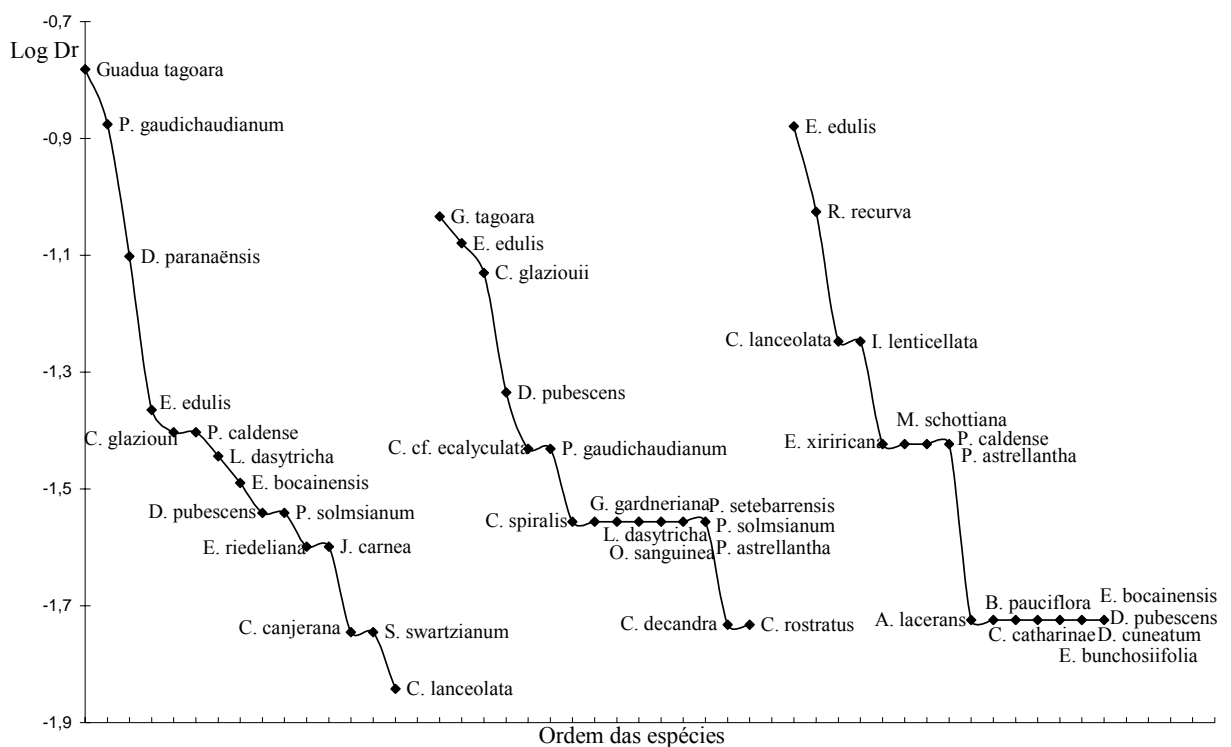


Figura 20 – Ranking logarítmico da abundância relativa das 15 espécies mais abundantes entre os recrutas no três ambientes avaliados do estrato arbustivo da parcela permanente do PECB

Quanto à densidade relativa dos recrutas, cinco espécies estiveram, ao mesmo tempo, entre as mais abundantes no bambuzal e nas clareiras, apesar de estarem ordens diferentes (Tab. 25). Três espécies foram abundantes tanto nas clareiras quanto no sub-bosque e seis espécies foram comuns ao bambuzal e ao sub-bosque simultaneamente. Estes valores foram exatamente os

mesmos para os valores de frequência absoluta dos 10 recrutados mais frequentes (Tab. 26). Em relação à abundância e à frequência apenas *E. edulis* e *D. pubescens* foram comuns aos três ambientes. Entre as dez espécies com maior valor de dominância relativa, seis espécies foram comuns ao bambuzal e às clareiras, enquanto que cinco espécies foram comuns tanto a clareiras e sub-bosque quanto ao bambuzal e sub-bosque. Em relação ao valor de importância dos recrutados, sete espécies foram comuns ao bambuzal e clareiras, duas espécies foram comuns às clareiras e sub-bosque e quatro foram similares entre o bambuzal e o sub-bosque (Fig. 21). Em relação à dominância relativa e ao valor de importância apenas *E. edulis* esteve entre as espécies mais importantes nos três ambientes.

Tabela 25 – Frequência absoluta (FA) das 10 espécies mais frequentes por ambiente entre os recrutados do estrato arbustivo da parcela permanente. Valores em porcentagem

<b>Bambuzal</b>	<b>FA</b>	<b>Clareira</b>	<b>FA</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>FA</b>
<i>P. gaudichaudianum</i>	84,62	<i>E. edulis</i>	54,55	<i>E. edulis</i>	33,33
<i>G. tagoara</i>	69,23	<i>D. pubescens</i>	36,36	<i>R. recurva</i>	16,67
<i>D. paranaënsis</i>	69,23	<i>G. tagoara</i>	27,27	<i>I. lenticellata</i>	16,67
<i>P. caldense</i>	53,85	<i>C. glaziovii</i>	27,27	<i>C. lanceolata</i>	16,67
<i>D. pubescens</i>	53,85	<i>P. astrellantha</i>	27,27	<i>P. astrellantha</i>	11,11
<i>E. bocainensis</i>	46,15	<i>C. cf. ecalyculata</i>	27,27	<i>M. schottiana</i>	11,11
<i>L. dasytricha</i>	46,15	<i>O. sanguinea</i>	27,27	<i>P. caldense</i>	11,11
<i>E. edulis</i>	38,46	<i>P. setebarraense</i>	27,27	<i>E. xiriricana</i>	11,11
<i>P. solmsianum</i>	38,46	<i>P. gaudichaudianum</i>	18,18	<i>D. pubescens</i>	5,56
<i>J. carnea</i>	38,46	<i>D. paranaënsis</i>	18,18	<i>P. suterella</i>	5,56

Tabela 26 – Dominância relativa (DoR) das 10 espécies mais dominantes por ambiente entre os recrutados do estrato arbustivo da parcela permanente. Valores em porcentagem

<b>Bambuzal</b>	<b>DoR</b>	<b>Clareira</b>	<b>DoR</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>DoR</b>
<i>E. edulis</i>	13,94	<i>E. edulis</i>	36,87	<i>E. edulis</i>	48,49
<i>P. gaudichaudianum</i>	7,49	<i>C. canjerana</i>	6,78	<i>R. recurva</i>	5,85
<i>C. canjerana</i>	5,68	<i>C. glaziovii</i>	6,16	<i>C. lanceolata</i>	5,70
<i>D. paranaënsis</i>	5,67	<i>D. pubescens</i>	3,40	<i>I. lenticellata</i>	3,79
<i>E. riedeliana</i>	5,39	<i>G. opposita</i>	3,32	<i>B. pauciflora</i>	2,85
<i>B. setosa</i>	4,71	<i>C. spiralis</i>	2,78	<i>M. schottiana</i>	2,16
<i>P. caldense</i>	4,57	<i>H. cf. velloziana</i>	2,66	<i>E. riedeliana</i>	1,92
<i>B. australis</i>	4,41	<i>P. astrellantha</i>	2,58	<i>E. mosenii</i>	1,92
<i>E. mosenii</i>	3,68	<i>C. rostratus</i>	2,42	<i>P. caldense</i>	1,81
<i>G. tagoara</i>	3,63	<i>P. gaudichaudianum</i>	2,30	<i>P. suterella</i>	1,58



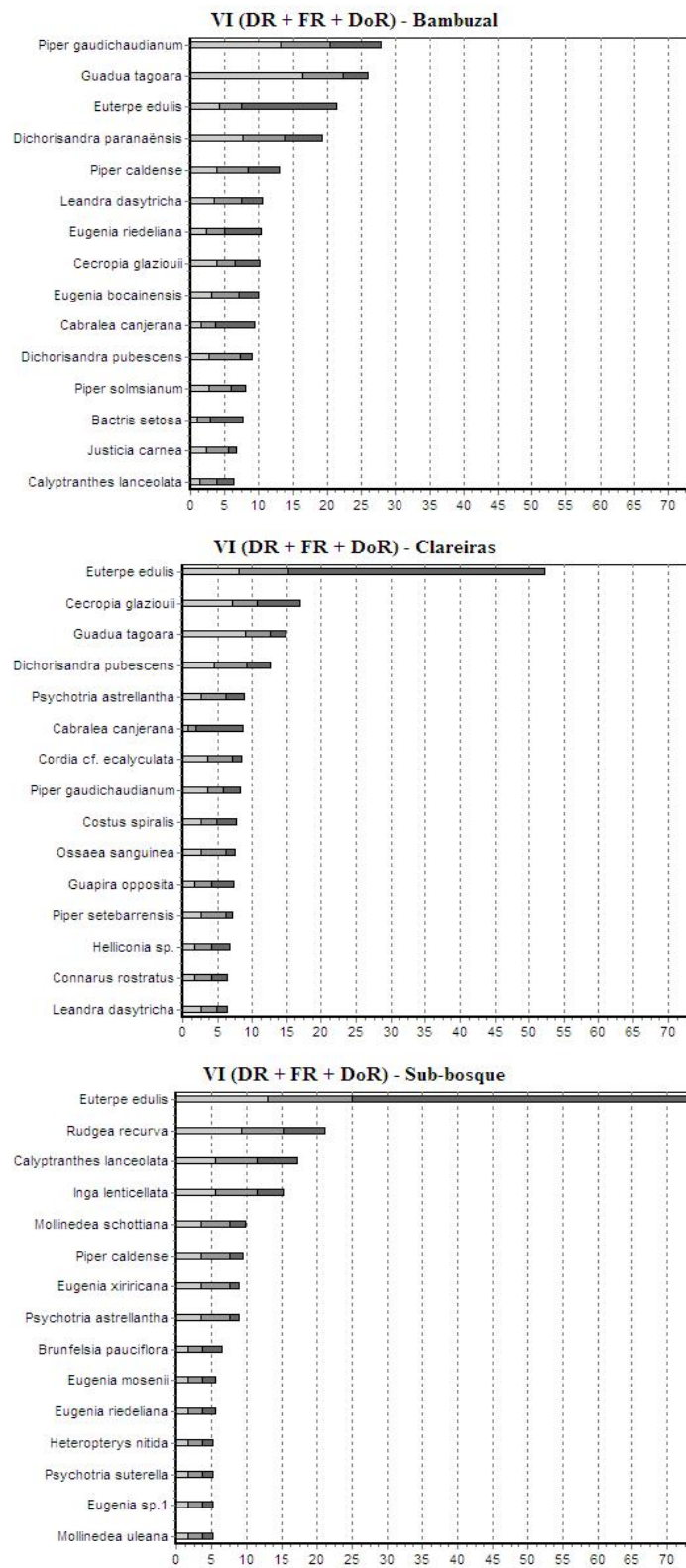


Figura 21 – Relação das 15 espécies de recrutas com maior valor de importância por ambiente da parcela permanente

### 2.3.4.5 Crescimento, fertilidade e substrato de germinação

*Crescimento* - Além de não haver dados de crescimento disponíveis para os indivíduos mortos ( $N= 82$ ) e desaparecidos ( $N= 14$ ), os recrutas ( $N= 439$ ) não tiveram dados de crescimento disponíveis. Foram excluídos das análises de crescimento outros 372 indivíduos que sofreram algum tipo de dano, alterando os valores de crescimento (geralmente indivíduos cortados, quebrados ou tombados). Assim, restaram para as análises de crescimento 1.596 indivíduos. Para as análises de incremento de área basal, um número um pouco maior de indivíduos pode ser usado (1769) visto que alguns danos não afetam diretamente sua mensuração. Assim, além das espécies naturalmente raras no levantamento, nem todas as espécies permaneceram com um número razoável de indivíduos que permitisse conclusões seguras sobre suas taxas de crescimento sob diferentes condições de incidência de luz.

Ao analisar a média de crescimento dos indivíduos de cada parcela, houve forte evidência de diferença entre os ambientes (dados transformados pelo logaritmo para a obtenção de homocedasticidade). Tanto em relação ao crescimento em área basal (ANOVA:  $N= 1769$ ;  $F= 83,62$ ;  $p < 0,0001$ ) à altura (ANOVA:  $N= 1596$ ;  $F= 77,97$ ;  $p < 0,0001$ ), o bambuzal obteve as maiores médias de incremento, seguido pelas clareiras e pelo sub-bosque (Fig. 22). Houve uma correlação positiva entre o incremento em área basal e em altura para todos os indivíduos de todas as espécies juntas (Correlação de Pearson:  $N= 1596$ ;  $r= 0,575$ ;  $p= 0,000$ ; equação linear:  $\text{Área Basal} = 0,0865 + 1,354\text{Altura}$ ). Um resumo do incremento anual relativo das espécies, para as duas variáveis, é apresentado no Anexo E.

Em relação ao crescimento em área basal, as 10 espécies com maior incremento médio foram: *S. swartzianum* ( $1,20 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), *C. macrobothrys* (0,91), *T. pulchra* (0,87), *C. recurvatum* (0,87), *C. sellowiana* (0,86), *P. pseudopothifolium* (0,84), *C. glaziovii* (0,83), *M. hymenonervia* (0,71), *V. bicuhyba* (0,70), *I. sessilis* (0,69), *L. dasytricha* (0,68) e *P. gaudichaudianum* (0,67). Em contraste, as 10 espécies com menores médias foram: *D. pinnata* (-0,15), *E. ramiflora* (-0,08), *C. inornatum* (0,00), *H. silvianii*, *I. heterodoxa*, *S. elliptica* (0,02), *C. sylvestris*, *P. ramiflora* (0,04), *A. guyanensis*, *E. bacopari*, *H. hebeclada* e *N. glomerata* (0,05).

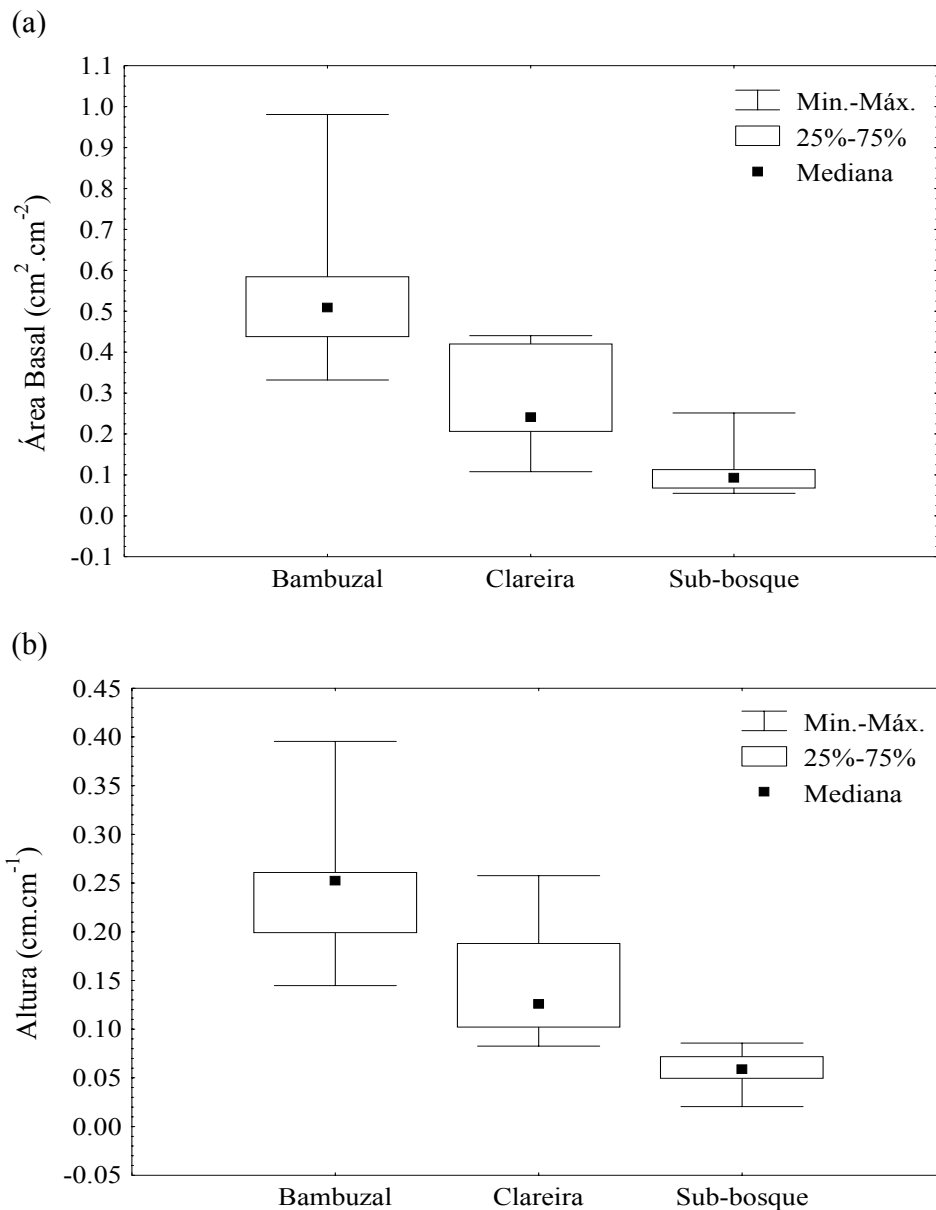


Figura 22 – Distribuição dos valores médios de incremento anual em (a) área basal e (b) altura por parcela, obtidos nos ambientes estudados. Representados na figura, a mediana, o primeiro e o terceiro quartis, e os valores mínimos e máximos de cada ambiente

Individualmente, apenas 61 indivíduos de 23 espécies obtiveram incrementos percentuais em sua área basal que ultrapassaram  $1,10 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ , o equivalente a um incremento linear de 200%. Estas espécies e seus respectivos números de indivíduos foram: *P. gaudichaudianum* (17), *C. glaziovii* (7), *I. sessilis* (6), *L. dasytricha* (5), *P. solmsianum* (4), *C. recurvatum*, *C. sellowiana*, *I. marginata*, *S. swartzianum*, *T. pulchra* (2), *A. glandulosa*, *C. macrobothrys*, *E. bocainensis*, *E. cambucarana*, *E. cerasiflora*, *H. alchorneoides*, *M. grahamii*, *O. sanguinea*, *P. caldense*, *P.*

*pseudopothifolium*, *T. rubrivenium*, *Urera nitida* e *Vernonia* cf. *puberula* (1). Cabe ressaltar que 49 e 12 destes indivíduos estavam sob os regimes de luz do bambuzal e clareira, respectivamente (nenhum dos indivíduos estava sob o sub-bosque). Das espécies citadas acima, apenas 18 indivíduos de 11 espécies, *C. recurvatum*, *C. glaziovii*, *C. sellowiana*, *C. macrobothrys*, *H. alchorneoides*, *I. marginata*, *L. dasytricha*, *P. caldense*, *P. gaudichaudianum*, *P. solmsianum* e *S. swartzianum*, apresentaram indivíduos com incrementos acima de  $1,60 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ , o equivalente a 400% em crescimento linear.

Para 25 espécies, o número de indivíduos permitiu realizar análises comparativas do incremento em área basal entre bambuzal, clareiras e sub-bosque (Tab. 27). Para algumas destas, entretanto, o número de indivíduos só foi adequado para análise entre dois ambientes. De maneira geral, todas as 25 espécies avaliadas apresentaram maiores incrementos no bambuzal, seguido pelas clareiras e pelo sub-bosque; na maioria dos casos tais diferenças foram significativas. Exceto *B. australis* não apresentou tal ordem, apesar da diferença entre o incremento no bambuzal e nas clareiras não terem sido diferentes entre si. Ainda em relação à área basal, 208 indivíduos (11,8%) não apresentaram modificações em sua área basal (incremento igual a zero), dos quais 14 estavam no bambuzal, 45 em clareiras e 149 no sub-bosque. Outros 42 indivíduos apresentaram incremento negativo em sua área basal.

Em relação ao incremento em altura, as 12 espécies que obtiveram maior incremento médio entre as duas avaliações (Anexo E) foram: *C. macrobothrys* (0,52  $\text{cm} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), *S. swartzianum* (0,46), *C. sellowiana* (0,45), *C. glaziovii* (0,43), *I. sessilis* (0,37), *M. hymenonervia* (0,31), *T. pulchra* (0,30), *T. rubrivenium* (0,29), *E. cerasiflora* (0,29), *R. ferruginea* (0,29), *C. canjerana* (0,29) e *P. pseudopothifolium* (0,28). Em oposição, as 12 espécies com menor incremento médio foram: *Piper* cf. *bowiei* (0,00), *E. pruinosa* (0,01), *O. dispersa* (0,02), *H. silvianii* (0,02), *M. myrcioides* (0,02), *E. bacopari* (0,02), *I. heterodoxa* (0,03), *M. eugeniopsoides* (0,03), *A. myrcifolia* (0,03), *R. recurva* (0,04), *I. lenticellata* (0,04) e *P. acutifolia* (0,04).

Tabela 27 – Incremento anual em área basal por ambiente para as 25 espécies avaliadas. F= ANOVA; t= t de Student; H= Kruskal-Wallis; e Z= U de Mann-Whitney. Letras sobrescritas referentes ao teste a posteriori de Tukey (ANOVA) e de Dunn (Kruskal-Wallis; ambos testes  $\alpha= 5\%$ )

Espécie	Área basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )						Estatística	p valor	N total
	Bambuzal		Clareira		Sub-bosque				
	N	Média ± DP	N	Média ± DP	N	Média ± DP			
<i>A. glandulosa</i>	5	0,55 ± 0,21	9	0,41 ± 0,45	...	...	T= 1,07	0,306	14
<i>B. australis</i>	6	<b>0,30 ± 0,24<sup>ab</sup></b>	12	<b>0,48 ± 0,20<sup>a</sup></b>	10	<b>0,11 ± 0,12<sup>b</sup></b>	F= 5,34	<b>0,012</b>	<b>28</b>
<i>C. glaziovii</i>	19	<b>0,98 ± 0,85</b>	19	<b>0,57 ± 0,45</b>	...	...	T= 2,17	<b>0,037</b>	<b>38</b>
<i>C. lanceolata</i>	11	<b>0,20 ± 0,15<sup>a</sup></b>	19	<b>0,11 ± 0,07<sup>b</sup></b>	39	<b>0,06 ± 0,07<sup>b</sup></b>	H= 14,62	<b>0,001</b>	<b>69</b>
<i>E. bocainensis</i>	39	<b>0,44 ± 0,37<sup>a</sup></b>	9	<b>0,33 ± 0,23<sup>ab</sup></b>	10	<b>0,12 ± 0,11<sup>b</sup></b>	F= 3,89	<b>0,026</b>	<b>58</b>
<i>E. cuprea</i>	12	<b>0,35 ± 0,26<sup>a</sup></b>	9	<b>0,15 ± 0,10<sup>b</sup></b>	11	<b>0,11 ± 0,12<sup>b</sup></b>	F= 5,83	<b>0,007</b>	<b>32</b>
<i>E. edulis</i>	15	<b>0,40 ± 0,17<sup>a</sup></b>	37	<b>0,28 ± 0,19<sup>b</sup></b>	133	<b>0,11 ± 0,11<sup>c</sup></b>	H= 57,78	<b>0,000</b>	<b>185</b>
<i>E. riedeliana</i>	8	<b>0,26 ± 0,22</b>	4	<b>0,21 ± 0,10</b>	5	<b>0,06 ± 0,03</b>	F= 3,30	<b>0,067</b>	<b>17</b>
<i>E. xiriricana</i>	...	...	6	0,24 ± 0,26	9	0,10 ± 0,08	T= 1,46	0,166	15
<i>G. flagellaris</i>	10	<b>0,23 ± 0,10</b>	4	<b>0,11 ± 0,13</b>	11	<b>0,10 ± 0,11</b>	F= 3,14	<b>0,064</b>	<b>25</b>
<i>G. gardneriana</i>	...	...	16	0,15 ± 0,13	31	0,11 ± 0,10	Z= 0,421	0,674	47
<i>G. opposita</i>	7	<b>0,48 ± 0,42<sup>a</sup></b>	15	<b>0,17 ± 0,17<sup>b</sup></b>	53	<b>0,08 ± 0,08<sup>b</sup></b>	H= 16,74	<b>0,000</b>	<b>75</b>
<i>I. marginata</i>	13	<b>0,63 ± 0,48<sup>a</sup></b>	6	<b>0,22 ± 0,10<sup>b</sup></b>	9	<b>0,12 ± 0,25<sup>b</sup></b>	H= 10,96	<b>0,004</b>	<b>28</b>
<i>I. sessilis</i>	13	<b>0,95 ± 0,41</b>	6	<b>0,13 ± 0,11</b>	...	...	T= 4,72	<b>0,000</b>	<b>19</b>
<i>L. dasytricha</i>	14	<b>1,01 ± 0,72<sup>a</sup></b>	24	<b>0,53 ± 0,42<sup>ab</sup></b>	4	<b>0,18 ± 0,15<sup>b</sup></b>	F= 5,57	<b>0,008</b>	<b>42</b>
<i>M. schumanniana</i>	...	...	8	0,20 ± 0,19	8	0,10 ± 0,08	T= 1,93	0,094	16
<i>M. schottiana</i>	8	<b>0,26 ± 0,15<sup>a</sup></b>	6	<b>0,11 ± 0,13<sup>b</sup></b>	16	<b>0,05 ± 0,05<sup>c</sup></b>	H= 10,90	<b>0,004</b>	<b>30</b>
<i>O. teleiandra</i>	...	...	7	<b>0,24 ± 0,11</b>	16	<b>0,08 ± 0,04</b>	T= 4,52	<b>0,002</b>	<b>23</b>
<i>P. caldense</i>	26	<b>0,37 ± 0,46<sup>a</sup></b>	8	<b>0,21 ± 0,38<sup>ab</sup></b>	7	<b>-0,04 ± 0,19<sup>b</sup></b>	F= 6,63	<b>0,004</b>	<b>41</b>
<i>P. gardneri</i>	6	<b>0,39 ± 0,22</b>	5	<b>0,05 ± 0,18</b>	...	...	T= 2,79	<b>0,021</b>	<b>11</b>
<i>P. gaudichaudianum</i>	67	<b>0,73 ± 0,55</b>	28	<b>0,33 ± 0,92</b>	...	...	T= 2,16	<b>0,033</b>	<b>95</b>
<i>P. solmsianum</i>	19	<b>0,82 ± 0,46<sup>a</sup></b>	14	<b>0,14 ± 0,31<sup>b</sup></b>	11	<b>0,12 ± 0,11<sup>b</sup></b>	H= 23,96	<b>0,000</b>	<b>44</b>
<i>P. suterella</i>	3	0,42 ± 0,06	8	0,26 ± 0,23	4	0,18 ± 0,14	F= 1,42	0,279	15
<i>Q. glazovii</i>	5	0,25 ± 0,27	4	0,16 ± 0,08	10	0,13 ± 0,08	F= 0,27	0,77	19
<i>T. grandifolium</i>	...	...	11	0,17 ± 0,12	7	0,09 ± 0,08	T= 1,18	0,257	18

Tabela 28 – Incremento em altura total por ambiente para as 25 espécies avaliadas. F= Anova; t= t de Student; H= Kruskal-Wallis; e Z= teste U de Mann-Whitney. Letras sobrescritas referentes ao teste de Tukey (ANOVA) e ao teste de Dunn (Kruskal-Wallis – ambos testes a  $\alpha= 5\%$ )

Espécie	Incremento em Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )						Estatística	p valor	N total
	Bambuzal		Clareira		Sub-bosque				
	N	Média ± DP	N	Média ± DP	N	Média ± DP			
<i>A. glandulosa</i>	5	0,18 ± 0,25	8	0,19 ± 0,22	...	...	t= 0,116	0,909	13
<i>B. australis</i>	<b>5</b>	<b>0,31 ± 0,15<sup>a</sup></b>	<b>8</b>	<b>0,24 ± 0,12<sup>a</sup></b>	<b>7</b>	<b>0,04 ± 0,05<sup>b</sup></b>	<b>F= 9,92</b>	<b>0,001</b>	<b>20</b>
<i>C. glaziovii</i>	<b>18</b>	<b>0,57 ± 0,29</b>	<b>15</b>	<b>0,27 ± 0,14</b>	...	...	<b>t= 3,44</b>	<b>0,002</b>	<b>33</b>
<i>C. lanceolata</i>	6	0,15 ± 0,16	17	0,06 ± 0,07	37	0,03 ± 0,05	H= 3,48	0,175	60
<i>E. bocainensis</i>	<b>31</b>	<b>0,21 ± 0,15<sup>a</sup></b>	<b>8</b>	<b>0,12 ± 0,10<sup>ab</sup></b>	<b>9</b>	<b>0,05 ± 0,05<sup>b</sup></b>	<b>F= 5,24</b>	<b>0,009</b>	<b>48</b>
<i>E. cuprea</i>	<b>6</b>	<b>0,14 ± 0,12</b>	<b>8</b>	<b>0,06 ± 0,06</b>	<b>10</b>	<b>0,04 ± 0,03</b>	<b>F= 3,32</b>	<b>0,056</b>	<b>24</b>
<i>E. edulis</i>	<b>15</b>	<b>0,26 ± 0,17<sup>a</sup></b>	<b>37</b>	<b>0,20 ± 0,14<sup>b</sup></b>	<b>131</b>	<b>0,09 ± 0,07<sup>c</sup></b>	<b>H= 38,86</b>	<b>0,000</b>	<b>183</b>
<i>E. melanogyna</i>	...	...	<b>6</b>	<b>0,13 ± 0,07</b>	<b>5</b>	<b>0,03 ± 0,03</b>	<b>t= 2,685</b>	<b>0,025</b>	<b>11</b>
<i>E. riedeliana</i>	<b>6</b>	<b>0,22 ± 0,12</b>	<b>3</b>	<b>0,05 ± 0,10</b>	<b>5</b>	<b>0,11 ± 0,07</b>	<b>F= 3,58</b>	<b>0,064</b>	<b>14</b>
<i>E. xiriricana</i>	...	...	6	0,13 ± 0,10	8	0,15 ± 0,18	t= 0,09	0,929	14
<i>G. gardneriana</i>	...	...	14	0,08 ± 0,04	27	0,05 ± 0,05	t= 1,38	0,176	41
<i>G. flagellaris</i>	4	0,11 ± 0,08	4	0,07 ± 0,08	8	0,04 ± 0,06	F= 1,41	0,278	16
<i>G. opposita</i>	<b>5</b>	<b>0,26 ± 0,20<sup>a</sup></b>	<b>15</b>	<b>0,04 ± 0,05<sup>b</sup></b>	<b>53</b>	<b>0,06 ± 0,05<sup>b</sup></b>	<b>H= 7,03</b>	<b>0,029</b>	<b>73</b>
<i>I. marginata</i>	<b>11</b>	<b>0,26 ± 0,12<sup>a</sup></b>	<b>6</b>	<b>0,15 ± 0,09<sup>b</sup></b>	<b>9</b>	<b>0,02 ± 0,03<sup>c</sup></b>	<b>H= 16,85</b>	<b>0,000</b>	<b>26</b>
<i>I. sessilis</i>	<b>11</b>	<b>0,50 ± 0,25</b>	<b>5</b>	<b>0,17 ± 0,10</b>	...	...	<b>t= 3,52</b>	<b>0,003</b>	<b>16</b>
<i>L. dasytricha</i>	<b>9</b>	<b>0,40 ± 0,15<sup>a</sup></b>	<b>19</b>	<b>0,23 ± 0,12<sup>b</sup></b>	<b>4</b>	<b>0,05 ± 0,04<sup>c</sup></b>	<b>F= 12,39</b>	<b>0,000</b>	<b>32</b>
<i>M. schumanniana</i>	...	...	5	0,08 ± 0,06	8	0,07 ± 0,07	t= 0,13	0,724	13
<i>M. schottiana</i>	3	0,10 ± 0,05	4	0,05 ± 0,07	15	0,06 ± 0,05	F= 0,85	0,440	22
<i>O. teleiandra</i>	...	...	7	0,08 ± 0,09	14	0,04 ± 0,03	t= 0,59	0,563	21
<i>P. caldense</i>	24	0,27 ± 0,18	6	0,12 ± 0,13	4	0,14 ± 0,08	F= 2,52	0,097	34
<i>P. gaudichaudianum</i>	59	0,25 ± 0,15	22	0,19 ± 0,17	...	...	t= 1,57	0,121	81
<i>P. solmsianum</i>	<b>16</b>	<b>0,26 ± 0,17<sup>a</sup></b>	<b>13</b>	<b>0,08 ± 0,08<sup>b</sup></b>	<b>9</b>	<b>0,05 ± 0,05<sup>b</sup></b>	<b>F= 6,49</b>	<b>0,004</b>	<b>38</b>
<i>P. suterella</i>	3	0,16 ± 0,14	8	0,13 ± 0,06	4	0,08 ± 0,06	F= 1,02	0,391	15
<i>Q. glazovii</i>	4	0,02 ± 0,03	3	0,05 ± 0,14	10	0,06 ± 0,06	F= 1,10	0,361	17
<i>T. grandifolium</i>	...	...	10	0,11 ± 0,11	6	0,04 ± 0,03	t= 1,19	0,253	16

Para o crescimento em altura individual, 117 indivíduos pertencentes a 44 espécies obtiveram incrementos em altura superiores a  $0,40 \text{ cm.cm}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ , o que equivale a um incremento linear de 50%. De maneira semelhante à área basal, praticamente todos estes indivíduos estavam no bambuzal ou em clareiras. Dentre estes cabe ressaltar as seguintes espécies e suas respectivas abundâncias: *P. gaudichaudianum* (14), *C. glaziovii* (13), *E. edulis*, *L. dasytricha*, *P. caldense* (7), *I. sessilis* (6), *B. australis*, *C. macrobothrys*, *E. bocainensis*, *P. solmsianum* (4), *A. glandulosa*, *C. canjerana*, *H. alchorneoides* (3), *C. sellowiana*, *M. grahamii*, *O. sanguinea*, *P. pubigera*, *S. swartzianum*, *T. rubrivenium* e *V. bicuhyba* (2). Dentre estes, apenas 13 indivíduos foram capazes de dobrar de tamanho ao longo de um ano (incremento de aproximadamente  $0,69 \text{ cm.cm}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ ). Todos estes indivíduos, exceto por um, estavam nas condições ambientais oferecidas pelo bambuzal. As espécies capazes de tal incremento foram: *C. glaziovii* (6), *I. sessilis* (2), *H. alchorneoides*, *L. dasytricha*, *P. pubigera*, *S. swartzianum* e *P. gaudichaudianum* (1).

Assim como para o incremento em área basal, análises foram feitas para o incremento em altura das mesmas 25 espécies (exceto *P. gardneri*, que foi substituída por *E. melanogyna* por questões de tamanho amostral; Tab. 28). Foram encontrados resultados bastante próximos, porém diferenças significativas foram encontradas para um número menor de espécies em relação à altura. A tendência de maiores médias de incremento no bambuzal, seguido pelas clareiras e sub-bosque só não ocorreu para *A. glandulosa* e *E. xiriricana*, contudo não houve evidência de diferença estatística entre as médias para estas espécies. Adicionalmente, para algumas espécies as diferenças no incremento em altura entre os ambientes não foram significativas como para o incremento em área basal. Estas espécies foram *C. lanceolata*, *G. flagellaris*, *M. schottiana*, *O. teleiandra*, *P. caldense*, *P. gardneri* e *P. gaudichaudianum*.

*Fertilidade* - Durante as avaliações do estrato arbustivo (ambas realizadas entre os meses de Maio e Julho) foram encontrados pouco mais de 11% dos indivíduos com estruturas reprodutivas (flores e/ou frutos) em pelo menos uma das medições (Tab. 29). Estes indivíduos pertenceram a 45 espécies, em sua maioria dicotiledôneas. Entretanto, as sete espécies de monocotiledôneas encontradas férteis contribuíram para 54,84% dos indivíduos férteis. Dentre estas espécies, vale destacar *G. elegans*, *G. gamiova*, *D. pubescens* e *D. paranaënsis* que juntas somaram 51,32% dos indivíduos férteis encontrados. Apenas *G. elegans* apresentou 111 indivíduos férteis o que

correspondeu a 32,6% de todos os indivíduos férteis encontrados e cerca de 81,6% de todos os seus indivíduos. Apesar disto houve certa variação na ordem das espécies com maior número de indivíduos férteis por ambiente. No bambuzal a ordem das cinco espécies mais abundante foi a seguinte: *D. pubescens* (16,7%), *D. paranaënsis* (16,7%), *P. gaudichaudianum* (12,1%), *J. carnea* (12,1%) e *P. caldense* (7,6%). Nas clareiras *G. elegans* (17,9%) teve mais indivíduos férteis, seguido de *D. pubescens* (13,7%), *U. nítida* (11,1%), *G. gamiova* (6,0%) e *P. gaudichaudianum* (5,1%). Já no sub-bosque, *G. elegans* (57,0%), *G. gamiova* (10,8%), *G. opposita* (8,2%), *P. brachypoda* (5,1%), *P. leiocarpa* (3,2%) e *P. solmsianum* (1,9%) foram as seis espécies com maior número de indivíduos com flor ou fruto.

Considerando o número de indivíduos férteis pelo número total de indivíduos das espécies como um índice de sucesso reprodutivo, a tabela 29 apresenta uma relação do sucesso reprodutivo total e por ambiente. As espécies com alto sucesso reprodutivo (> 50%), em ordem decrescente, foram: *U. nítida*, *P. cf. bowiei*, *G. elegans*, *G. gamiova*, *P. leiocarpa*, *O. sanguinea* e *J. carnea*. Entretanto outras espécies tiveram sucessos reprodutivos elevados em alguns ambientes. É o caso de *H. cf. velloziana*, *C. recurvatum* e *D. pubescens* nas clareiras e *P. pubigera* e *P. brachypoda* no sub-bosque. As espécies citadas acima possuem hábitos basicamente herbáceos e arbustivos. Isto porque, para a maioria das espécies arbustivo-arbóreas, o critério de inclusão deste estudo (< 5 cm DAP) foi limitante para avaliar a presença de estruturas reprodutivas. Entretanto, foram observadas tais estruturas em espécies normalmente citadas como arborescentes. É o caso de *G. opposita*, *C. canjerana*, *M. suaveolens*, *M. schottiana*, *B. pauciflora*, *E. paniculata*, *E. bacopari*, *E. cuprea*, *G. anacardiaefolia*, *G. flagellaris*, *I. heterodoxa* e *M. eugeniopsoides*.

*Substrato de germinação* - Foram coletadas, também, informações sobre o substrato de germinação dos indivíduos amostrados. Como resultado, 117 indivíduos foram encontrados sobre quatro diferentes substratos especiais: raízes de *E. edulis* (N= 25), pedras (N= 20), áreas com revolvimento de solo gerado pelo desenraizamento de árvores (área de raiz; N= 30) e troncos caídos (N= 42). Este número de indivíduos representou pouco mais de 4% do número total, entretanto para algumas espécies o número proporcional de indivíduos sobre tais substratos foi importante (Tab. 30). Além de *C. glaziovii*, *C. recurvatum* e *L. dasytricha*, que tiveram considerável proporção de seus indivíduos nos substratos, referência especial deve ser feita às



espécies *O. sanguinea*, *P. pseudopothifolium* e *U. nitida* que apresentaram grande abundância proporcional e indivíduos férteis sobre troncos caídos. *T. pulchra* apresentou grande parte de seus indivíduos sobre as raízes de *E. edulis*.

Tabela 29 – Abundância e sucesso reprodutivo dos indivíduos do estrato arbustivo da parcela permanente do PECB. N= número de indivíduos; S.R.= sucesso reprodutivo, ou a percentagem de indivíduos férteis pelo total de indivíduos da espécie

Espécie	Bambuzal		Clareira		Sub-bosque		Total	
	N	S.R.	N	S.R.	N	S.R.	N (%)	S.R.
<i>G. elegans</i>	0	0,0	21	84,0	90	81,8	111 (32,6)	81,6
<i>D. pubescens</i>	11	23,9	16	50,0	1	12,5	28 (8,2)	32,6
<i>G. gamiova</i>	-	-	7	100,0	17	60,7	24 (7,0)	68,6
<i>G. opposita</i>	01	11,1	2	11,8	13	24,5	16 (4,7)	20,3
<i>P. gaudichaudianum</i>	08	7,5	6	15,8	1	50,0	15 (4,4)	10,2
<i>U. nitida</i>	0	0,0	13	92,9	-	-	13 (3,8)	86,7
<i>D. paranaënsis</i>	11	12,4	0	0,0	1	25,0	12 (3,5)	12,6
<i>J. carnea</i>	08	50,0	3	50,0	1	100,0	12 (3,5)	52,2
<i>P. caldense</i>	05	13,5	5	35,7	0	0,0	10 (2,9)	16,7
<i>P. solmsianum</i>	01	3,7	4	23,5	3	27,3	8 (2,4)	14,6
<i>P. brachypoda</i>	0	0,0	0	0,0	8	47,1	8 (2,4)	42,1
<i>C. recurvatum</i>	02	18,2	5	62,5	-	-	7 (2,1)	36,8
<i>C. spiralis</i>	03	42,9	3	50,0	-	-	6 (1,8)	46,2
<i>E. riedeliana</i>	02	12,5	2	50,0	1	16,7	5 (1,5)	19,2
<i>O. sanguinea</i>	-	-	5	55,6	-	-	5 (1,5)	55,6
<i>P. cf. bowiei</i>	-	-	5	83,3	-	-	5 (1,5)	83,3
<i>P. leiocarpa</i>	-	-	-	-	5	62,5	5 (1,5)	62,5
<i>P. pubigera</i>	3	33,3	-	-	2	66,7	5 (1,5)	41,7
<i>H. cf. velloziana</i>	0	0,0	4	80,0	0	0,0	4 (1,2)	44,4
<i>L. dasytricha</i>	0	0,0	4	13,8	0	0,0	4 (1,2)	6,8
<i>C. lanceolata</i>	0	0,0	2	8,7	1	2,0	3 (0,9)	3,3
<i>P. astrellantha</i>	-	-	1	14,3	2	10,5	3 (0,9)	11,5
Outras espécies	11		8		13		32 (9,4)	
<b>Total geral</b>	<b>66</b>	<b>7,05</b>	<b>117</b>	<b>14,46</b>	<b>158</b>	<b>14,4</b>	<b>341</b>	<b>11,73</b>

Destes 117 indivíduos, a maior parte (63,2%) ocorreu em clareiras provavelmente devido a maior disponibilidade de substratos como área de raiz e troncos caídos. Neste ambiente 9,7% de seus indivíduos foram encontrados germinando em algum desses substratos. A germinação sobre raízes de *E. edulis* parece ter sido favorecida no bambuzal, resultando em 13 dos 25 casos anotados no substrato. A germinação em pedras, área de raiz e troncos raízes forma proporcionalmente maiores nas clareiras, respectivamente com 70, 73 e 71% dos indivíduos amostrados em cada substrato.

Tabela 30 – Relação e abundância das espécies capazes de germinar sobre os substratos avaliados neste estudo. apenas das espécies mais abundantes nesses substratos

<b>Espécie</b>	<b>Palmito</b>	<b>Pedra</b>	<b>Raiz</b>	<b>Tronco</b>	<b>Total**</b>
<i>Leandra dasytricha</i>	2	1	5*	5	13 (22,0%)
<i>Cecropia glaziovii</i>	1	2	6	4	13 (22,0%)
<i>Urera nitida</i>			1*	9*	10 (66,7%)
<i>Piper gaudichaudianum</i>	5	1	1	3	10 (6,8%)
<i>Euterpe edulis</i>		6	1	1	8 (3,6%)
<i>Ossaea sanguinea</i>	1*			6*	7 (77,8%)
<i>Capsicum recurvatum</i>	1*	1*	1*	1	4 (21,1%)
<i>Dichorisandra paranaënsis</i>	2*			1	3 (3,1%)
<i>Piper caldense</i>		1		2	3 (5,0%)
<i>Justicia carnea</i>			3		3 (13,0%)
<i>Tibouchina pulchra</i>	2		1		3 (60,0%)
<i>Guadua tagoara</i>	1	1	1		3 (2,7%)
<i>Inga marginata</i>	2	1			3 (13,0%)
<i>Piper pseudopothifolium</i>				2	2 (33,3%)
<i>T. rubrivenium</i>				2	2 (16,7%)
<i>Hyeronima alchorneoides</i>			1	1	2 (14,3%)
<i>Dichorisandra pubescens</i>		1*		1*	2 (2,3%)
<i>Cordia cf. ecalyculata</i>			2		2 (40,0%)
<i>T. grandifolium</i>	2				2 (10,5%)

\* presença de indivíduos férteis no substrato.

\*\* em parênteses, a proporção de indivíduos sobre os substratos avaliados em relação ao número total de indivíduos da espécie.

Um total de 41 espécies distribuídas da seguinte forma entre os substratos: 16 nas raízes de *E. edulis*, 14 sobre pedras, 18 em área de raiz e 17 sobre troncos caídos. Exceto por *E. edulis*, a maioria dessas espécies tiveram ocorrência preferencial pelos ambientes mais iluminados (bambuzal e clareiras). Porém, a presença de um indivíduo sobre um determinado substrato não necessariamente quer dizer que a espécie seja capaz de completar seu ciclo vital sobre tais condições, como é o caso dos epífitos acidentais. Por outro lado, para a maioria das espécies arbustivo-arbóreas a ausência de indivíduos reprodutivos em algum dos substratos trata-se simplesmente de uma restrição metodológica vinculada ao critério de inclusão adotado. Ou seja, devido ao porte das espécies adultas, os indivíduos reprodutivos não foram incluídos no levantamento. Mesmo assim, a tabela 30 apresenta a relação das espécies encontradas férteis nos substratos anotados.

### 2.3.4.6 Riqueza, diversidade e complementaridade

As curvas de acumulação média e total de espécies estimadas em relação ao número de parcelas avaliadas são apresentadas pela figura 23. De maneira interessante, o *Jackknife 2* chegou a gerar estimativas de até 255.9 espécies, mas com o acréscimo de novas parcelas tendeu a cair para cerca de 250 espécies. Na mesma figura, note-se que na última parcela estudada o número de espécies únicas. A figura 24 apresenta a curva esperada para a acumulação média de espécies em relação ao número de indivíduos (curva de rarefação: COLWELL; CODDINGTON, 1994) para os três ambientes estudados.

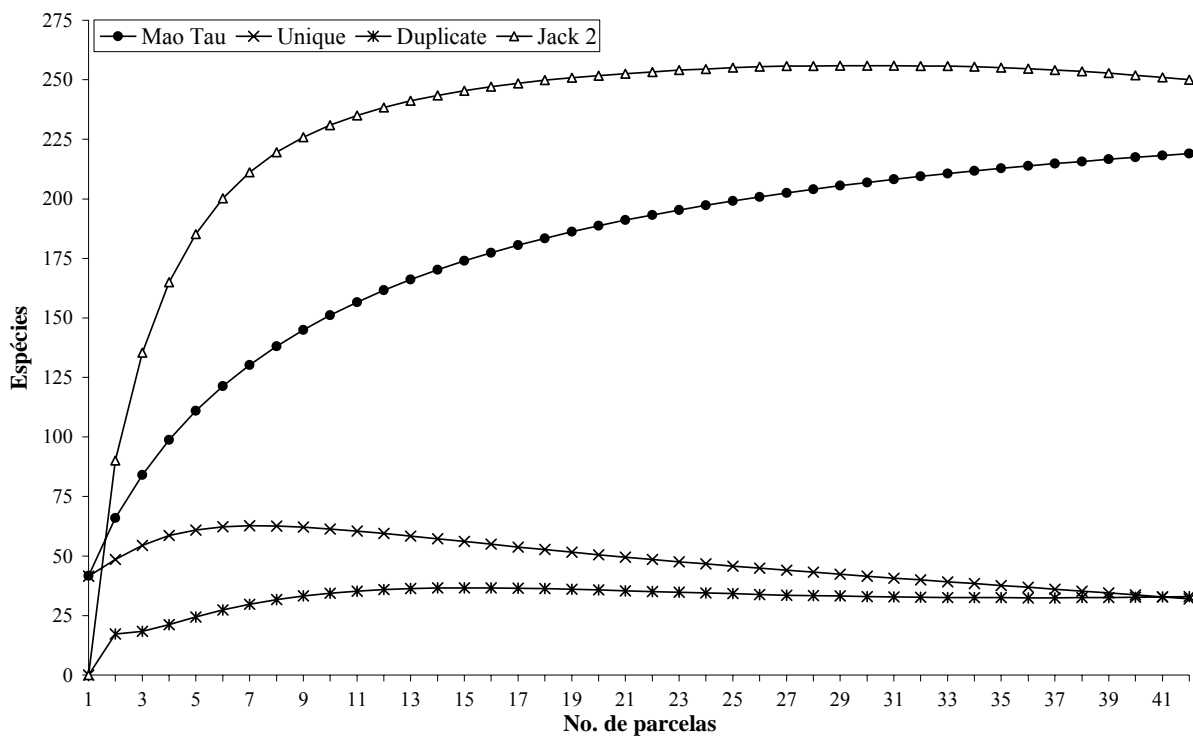


Figura 23 – Curva média de acumulação de espécies (Mao Tau) e curva de riqueza total estimada (*Jackknife* segunda ordem) em relação ao número de parcelas levantadas. Estimativas de riqueza obtidas através de 5.000 randomizações

As estimativas de riqueza total de espécies por ambiente (diversidade  $\alpha$ ) geraram valores que foram significativamente menores no bambuzal, seguido pelo sub-bosque e clareiras que não diferiram entre si (Tab. 31). De certa forma, tais resultados foram condizentes com o número de indivíduos e ao número de espécies observadas ( $S_{obs}$ ) por ambiente. Ao eliminar o efeito da densidade na riqueza de espécies por ambiente (curva de rarefação: GOTELLI; COLWELL, 2001), pode-se observar que as parcelas alocadas nas clareiras obtiveram um número médio de

espécies ( $S_{est}$ ) significativamente maior (não sobreposição dos intervalos de confiança;  $\alpha= 5\%$ ) que os demais ambientes (Tab. 31). Vale salientar que a riqueza média estimada para as clareiras foi maior que a riqueza média estimada com o mesmo número de indivíduos para os três ambientes juntos, apesar de não terem sido diferentes entre si. A riqueza média estimada para o bambuzal e para o sub-bosque também foi diferente, de modo que o bambuzal obteve a menor estimativa.

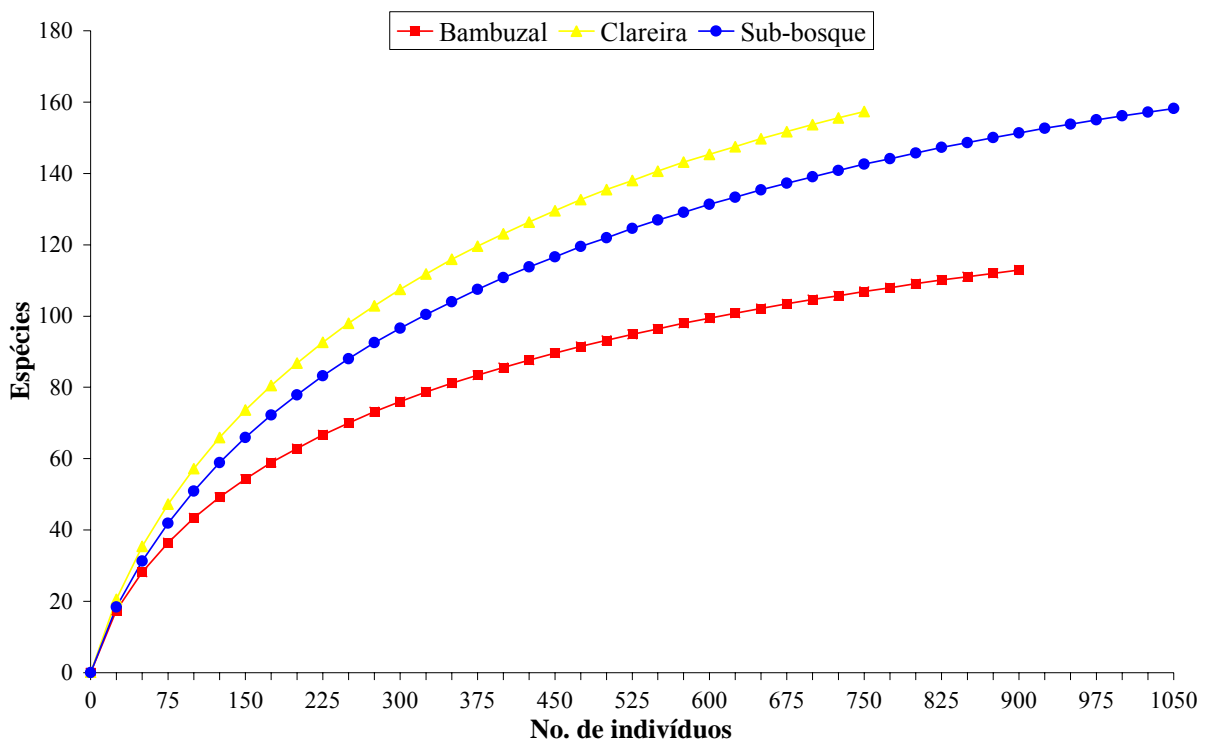


Figura 24 – Curva média esperada de acumulação de espécies (curva de rarefação) calculadas para os três ambientes avaliados. Para produzir as curvas, foi utilizado um intervalo de 25 indivíduos para cada estimativa média de riqueza esperada

Para os três ambientes juntos, a diversidade (índice  $H'$  de Shannon), dominância (índice  $d$  de Berger-Parker) e uniformidade ( $J$  de Pielou) foram, respectivamente,  $4,48 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$ ,  $0,079$  e  $0,74$ . Em relação às mesmas estimativas entre os ambientes estudados também foi feita uma correção em relação ao número de indivíduos (Tab. 31). Para ambos índices, houve diferenças significativas ( $\alpha= 5\%$ ) entre todos os três ambientes estudados. As clareiras apresentaram os maiores valores de diversidade, seguido pelo sub-bosque e pelo bambuzal. Porém, as análises realizadas para o mesmo número de indivíduos sem as monocotiledôneas,

geraram resultados um pouco distintos (Tab. 31). Quanto à dominância, as clareiras obtiveram os menores valores, seguido pelo bambuzal e, por último, o sub-bosque que obteve o maior valor de dominância. Sem monocotiledôneas, as análises geraram resultados consideravelmente diferentes, invertendo a ordem de dominância entre os ambientes (Tab. 31). Para a uniformidade entre os ambientes os valores obtidos foram 0,65, 0,78 e 0,80 para o bambuzal, clareiras e sub-bosque, respectivamente.

A complementaridade média entre os ambientes (diversidade  $\beta$ ) foi de que 52,1%, ou seja, existe um acréscimo médio de metade do número de espécies de um ambiente para o outro. Como era de se esperar, o sub-bosque e o bambuzal forma mais complementares. Por outro lado, houve maior complementaridade entre clareiras e o bambuzal que entre as clareiras e o sub-bosque (Tab. 32). Além das análises entre ambientes (parcelas do mesmo ambiente reunidas), foi também calculados os valores de complementaridade entre pares de parcelas separadamente.

Tabela 31 – Valores observados e estimados de riqueza (total e média), diversidade de Shannon ( $H'$ ) e dominância de Berger-Parker ( $d$ ). Riqueza total estimada através do método *Jackknife* de segunda ordem (*Jackknife 2*). Riqueza média ( $S_{est}$ ) estimada através da curva esperada de acumulação de espécies (curva de rarefação) para o número comum de 761 indivíduos. Para  $H'$  e  $d$ , usou-se o número comum de 600 indivíduos, e os valores em parênteses representam os respectivos índices calculados para os dados sem monocotiledôneas. Ainda para estes dois índices, os valores de desvio padrão foram pequenos o bastante para não serem expostos na tabela.  $H'$  expresso em nats.indivíduo<sup>-1</sup>. Todas estimativas realizadas através de 5.000 randomizações

<b>Parâmetro</b>	<b>Bambuzal</b>	<b>Clareiras</b>	<b>Sub-bosque</b>	<b>Total</b>
<b>N</b>	991	761	1.067	2.819
<b>S<sub>obs</sub></b>	116	159	158	219
<b>Jackknife 2</b>				
Média ± DP	154,0 ± 8,7 <sup>a</sup>	229,7 ± 0,0 <sup>b</sup>	205,5 ± 14,0 <sup>b</sup>	250,1
IC (95%)	137,1 – 170,9	...	177,8 – 232,7	...
<b>S<sub>est</sub></b>				
Média ± DP	107,3 ± 6,9 <sup>a</sup>	159	143,3 ± 10,5 <sup>c</sup>	158,2 ± 26,4
IC (95%)	102,0 – 112,0	...	137,0 – 149,0	148 – 168
<b>Diversidade (<math>H'</math>)</b>				
Média	3,78 <sup>a</sup> (3,85 <sup>a</sup> )	4,39 <sup>b</sup> (4,44 <sup>b</sup> )	4,05 <sup>c</sup> (4,39 <sup>b</sup> )	4,35 (4,46)
IC (95%)	3,71 – 3,85	4,34 – 4,44	3,96 – 4,13	4,27 – 4,44
<b>Dominância (<math>d</math>)</b>				
Média	0,109 <sup>a</sup> (0,150 <sup>a</sup> )	0,065 <sup>b</sup> (0,063 <sup>b</sup> )	0,134 <sup>c</sup> (0,070 <sup>b</sup> )	0,079 (0,071)
IC (95%)	0,095 – 0,123	0,055 – 0,073	0,120 – 0,147	0,063 – 0,096

Nesta escala de análise, a complementaridade foi obviamente maior devido ao número restrito de espécies ocorrentes em parcelas de 100 m<sup>2</sup>. Para ilustrar, parcelas de sub-bosque e de bambuzal em mesma posição topográfica e separadas por menos de 70m, tiveram

complementaridades entre 84,5 e 92,8%. Também entre um par de parcelas de sub-bosque e bambuzal (em diferentes posições topográficas e distantes aproximadamente 300m entre si) encontrou-se 100% de complementaridade. Por outro lado, vale ressaltar que, ao contrário dos valores gerais, nesta escala de análise as parcelas de sub-bosque e clareiras foram mais complementares que as parcelas de clareiras e bambuzal. Ainda, a complementaridade entre parcelas dentro do mesmo ambiente foi significativamente menor no bambuzal que os demais ambientes (Tab. 32).

Tendências semelhantes foram observadas para os valores de similaridade calculados através do índice de Chao et al. (2005) e do clássico índice de Morisita-Horn (MAGURRAN, 1988), ambos baseados na frequência e abundância das espécies. Ambos índices obtiveram padrões semelhantes (apesar das médias terem sido quase sempre menores para o índice de Morisita-Horn) e por isso, só será discutido índice de Chao, que é menos influenciado pelo tamanho da amostra. Assim, houve maior similaridade entre os ambientes bambuzal e clareira, seguido pelas clareiras e sub-bosque e pelo bambuzal e sub-bosque (Tab. 32).

Tabela 32 – Valores de complementaridade (C) e similaridade florística (média  $\pm$  DP) entre ambientes e entre parcelas, segundo o índice de Chao et al. (2005) e o índice de Morisita-Horn. Letras sobrescritas diferentes significam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) indicadas pela comparação dos intervalos de confiança (índice de Chao por ambiente) e pelo teste a posteriori de Tukey (comparação entre parcelas)

Índice	Ambiente	Bambuzal	Clareira	Sub-bosque
C (por ambiente)	Bambuzal	0		
	Clareira	0,514	0	
	Sub-bosque	0,595	0,454	0
C (por parcela)	Bambuzal	0,728 $\pm$ 0,063 <sup>a</sup>		
	Clareira	0,819 $\pm$ 0,048 <sup>b</sup>	0,828 $\pm$ 0,068 <sup>b</sup>	
	Sub-bosque	0,878 $\pm$ 0,054 <sup>d</sup>	0,854 $\pm$ 0,058 <sup>c</sup>	0,815 $\pm$ 0,062 <sup>b</sup>
Chao (por ambiente)	Bambuzal	1		
	Clareira	0,854 $\pm$ 0,059 <sup>a</sup>	1	
	Sub-bosque	0,625 $\pm$ 0,080 <sup>b</sup>	0,795 $\pm$ 0,058 <sup>a</sup>	1
Chao (por parcela)	Bambuzal	0,679 $\pm$ 0,157 <sup>a</sup>		
	Clareira	0,474 $\pm$ 0,201 <sup>b</sup>	0,464 $\pm$ 0,203 <sup>b</sup>	
	Sub-bosque	0,282 $\pm$ 0,206 <sup>d</sup>	0,374 $\pm$ 0,215 <sup>c</sup>	0,479 $\pm$ 0,186 <sup>b</sup>
Morisita-Horn (por ambiente)	Bambuzal	1		
	Clareira	0,617	1	
	Sub-bosque	0,229	0,640	1
Morisita-Horn (por parcela)	Bambuzal	0,543 $\pm$ 0,145 <sup>a</sup>		
	Clareira	0,299 $\pm$ 0,146 <sup>b</sup>	0,328 $\pm$ 0,135 <sup>b</sup>	
	Sub-bosque	0,146 $\pm$ 0,089 <sup>c</sup>	0,342 $\pm$ 0,138 <sup>b</sup>	0,577 $\pm$ 0,155 <sup>a</sup>

Para as estimativas entre pares de parcelas, foram gerados 861 valores para cada índice, dispostos entre os ambientes da seguinte forma<sup>20</sup>: BB= 78, BC= 143, BS= 234, CC= 55, CS= 198 e SS= 153. Houve forte evidência de diferença entre as médias obtidas tanto para o índice de Chao (ANOVA: N= 861, df= 5, F= 55,98, p< 0,0001) quanto para o índice de Morisita-Horn (ANOVA: F= 229,3; p= 0,000; dados transformados pela raiz quadrada). Os valores obtidos entre os pares de parcelas resultaram em médias que confirmaram o padrão obtido entre os ambientes como um todo. Contudo, comparação entre parcelas de clareira resultou em média menor que a média obtida entre clareiras e bambuzal (Chao), e entre clareiras e sub-bosque (Morisita-Horn).

## 2.4 Discussão

### 2.4.1 Regime de distúrbio do dossel

Sem dúvida, o aspecto mais marcante do regime de distúrbio da parcela permanente foi a presença de clareiras muito grandes (i.e., acima de 750 m<sup>2</sup>) geralmente com alta densidade de *G. tagoara*. Alguns autores não consideram aberturas com estas proporções como sendo clareiras (cf. RUNKLE, 1992). Neste contexto, a área média das clareiras encontradas obteve um valor de 419 m<sup>2</sup>, que pode ser considerado como extraordinário levando em consideração as informações disponíveis para outras florestas tropicais (e.g., HUBBELL; FOSTER, 1986; SANFORD JUNIOR et al., 1986). Retirando estas clareiras grandes das análises percebe-se que a área média obtida – 99 m<sup>2</sup>, valor corrigido para o método de mensuração de Brokaw (1982a) segundo as equações fornecidas em Lima (2005b) – ainda foi maior que os demais estudos, porém em proporções bem menores (Tab. 33). Além de diferenças certamente relacionadas ao regime de distúrbio em si, não se descarta a possibilidade de que parte desta diferenciação entre médias esteja relacionada à subjetividade na interpretação da definição de clareira de Brokaw, que estabelece uma altura de vegetação mínima de, em média, dois metros. Assim, possivelmente o uso da mediana talvez seja o melhor descritor da área de clareira mais freqüente na parcela.

---

<sup>20</sup> BB= Bambuzal-Bambuzal, BC= Bambuzal-Clareira, ..., CS= Clareira-Sub-bosque, e SS= Sub-bosque-Sub-bosque.

Tabela 33 – Comparação dos resultados de trabalhos envolvendo o estudo de clareiras em diferentes florestas tropicais. Resultados de área média e total são referentes às clareiras estudadas. D= clareiras.ha<sup>-1</sup>; T.R.= Taxa de recorrência. EEC= Estação Ecológica de Caetetus; BCI= Ilha de Barro Colorado

País, local	Definição de clareira	N	Área de estudo (ha)	Área média (m <sup>2</sup> )	Área total (%)	Taxa de distúrbio (ha <sup>-1</sup> .yr <sup>-1</sup> )	D	T.R. (anos)	Citação
Costa Rica, La Selva	(não fornecido)	66	12	91	5,1	1,0	5,5	118	Hartshorn (1978)
Brasil, E.E. Curua Una	Clareiras > 100 m <sup>2</sup>	73	100	...	4,2	...	0,75	...	Rollet (1983)
Brasil, PECB	Brokaw (1982a)	63	10,24	419	25,6	0,5	6,2	185	Este estudo
	Runkle (1981)	63	10,24	799	48,8	0,5	6,2	91	
Brasil, EEC	Brokaw (1982a)	93	8,96	121	12,9	1,1	10,4	80	Lima et al. (em fase de elaboração)
	Runkle (1981)	93	8,96	333	35,6	1,1	10,4	28	
Guiana Francesa, Nouragues	Brokaw (1982a)*	18	20	54	Na	0,9**	...	206	van der Meer et al. (1994)
	Runkle (1981)*	18	20	338	...	0,9	...	33	
	Riera (1982)*	18	20	476	...	0,9	...	23	
Panamá, BCI	Brokaw (1982a)	66	13,4	86	4,2**	1,0	3,2	114	Brokaw (1982b)
Costa do Marfim, Taï	Brokaw (1982a); clareiras > 10 m <sup>2</sup>	146	71	55	0,8	0,7	2,1	244	Jans et al. (1993)
Panamá, BCI	Vegetação < 2 m; clareiras > 25 m <sup>2</sup>	...	50	...	0,7	...	...	145	Hubbell e Foster (1986)
México, Los Tuxtlas	Brokaw (1982a); clareiras > 10 m <sup>2</sup>	11	1	...	2,9	...	11,0	138	Bongers et al. (1988b)
México, Los Tuxtlas	Não fornecido; clareiras > 20 m <sup>2</sup>	...	5	...	...	2,6	...	67	Martínez-Ramos e Alvarez-Buylla (1986)
Guiana Francesa, Sinnamary	"buraco no dossel"	...	21,3	...	...	...	...	91	Riera e Alexandre (1988)
Índia, Kerala	Brokaw (1982a)	51	15	106**	3,6	1,13	3,4	83	Chandrashekara e Ramakrishnan (1994a)
México, Tamaulipas	Runkle (1981)	72**	4,0	182**	25,4	0,5	19	158	Arriaga (1988)

\* apenas as clareiras recém formadas foram consideradas.

\*\* valor estimado a partir do trabalho original.



A distribuição das clareiras em classes de tamanho foi bem similar à maioria das demais florestas tropicais e não tropicais (BROKAW, 1982a; SANFORD JUNIOR et al., 1986; ARRIAGA, 1988; RUNKLE, 1990; LERTZMAN; KREBS, 1991; JANS et al., 1993; ABE et al., 1995; YAVITT et al., 1995; GREEN, 1996; van der MEER; BONGERS, 1996b; DICKINSON et al., 2000), corroborando o padrão de formação de clareiras de dossel predominantemente com tamanho menor que 150 m<sup>2</sup> e mediana na classe de tamanho entre 50 e 80 m<sup>2</sup> (mas ver LERTZMAN; KREBS, 1991; JANS et al., 1993). Por exemplo, Green (1996) e Yavitt et al. (1995) encontraram que 90 e 87% de todas as clareiras encontradas em suas áreas de estudo eram menores que 120 e 125m<sup>2</sup>, respectivamente. Entretanto, os resultados encontrados aqui foram atípicos pelo número de clareiras maiores que 400 m<sup>2</sup> (12,5%), que são geralmente raras. Este fato está relacionado a causas ainda pouco claras, mas provavelmente relacionados à presença de densos aglomerados de *G. tagoara* na região do PECB. Apesar da origem de densos aglomerados deste bambu ser ainda incerta (observações na área de estudo sugerem uma idade certamente superior a 15 anos), o gênero possui considerável influência na regeneração de espécies lenhosas e é capaz de retardar o processo de reposição do dossel (SILVEIRA, 2005; GRISCOM; ASHTON, 2006), como veremos com mais detalhe adiante.

Como já discutido por outros pesquisadores (POPMA et al., 1988; van der MEER et al., 1994), a escolha do método de delimitação influencia em muito os resultados de tamanho de clareira, podendo influenciar os dados sobre a colonização de clareiras (ARMELIN; MANTOVANI, 2001). Por tal motivo, o método de delimitação representa uma peça chave para a comparação de estudos (van der MEER et al., 1994). No PECB, o método de Runkle produziu valores que foram, em média, três vezes maiores que o método de Brokaw, com valores de desvio que ultrapassaram 650%. Esses resultados são condizentes com aqueles encontrados por van der Meer et al. (1994), comparando os mesmos métodos de delimitação, e por Popma et al. (1988) que comparou o método de Brokaw a outro proposto pelos próprios autores. A forte correlação entre os métodos produziu uma regressão altamente significativa que pode ser usada para corrigir valores de área e comparar estudos com métodos diferentes. Adicionalmente, que o desvio entre os métodos foi negativamente correlacionado com o tamanho da abertura, ou seja, quanto maior a clareira, menor o desvio entre os métodos. Contudo, esta relação certamente não é a única afetando as diferenças entre os métodos. Fatores como a idade da clareira, intensidade dos danos no sub-bosque (i.e., número e altura dos indivíduos sobreviventes) e a expansão lateral de galhos

do dossel contribuem para que os valores de área sensu Brokaw sejam mais variáveis no tempo e entre clareiras.

As aberturas de dossel foram pouco numerosas e predominantemente pequenas. Estas áreas naturalmente livres de árvores são merecedores de destaque pois apesar de se assemelharem a clareiras comuns em estrutura mas podem ter uma dinâmica distinta (RUNKLE, 1992). Parte delas esteve relacionada a fundos de vale pedregosos sobre os quais árvores têm dificuldade em encontrar condições propícias de solo para atingir porte suficiente para ocupar o dossel como, por exemplo, no caso das clareiras 44 e 46. Um outro caso (clareira 3) esteve relacionado a uma mancha de solo lamacento e encharcado que também dificulta o desenvolvimento de árvores de grande porte. Por outro lado, é importante dizer que outras aberturas foram enquadradas como tal simplesmente por uma questão metodológica, isto é, não possuíam nenhum evento de distúrbio com DAP > 20 cm. Nesses casos (e.g., clareira 19), os eventos mais finos presentes não parecem estar relacionados à presente abertura no dossel, o que talvez represente uma clareira bastante velha em seu estágio final de evolução.

Estudos descrevendo o número e área de clareiras formadas por episódios distintos de distúrbio, i.e., clareiras complexas, são escassos na literatura. Muitos autores sugeriram que árvores ao redor seriam mais suscetíveis à queda por motivos diversos (HUBBELL; FOSTER, 1986; YOUNG; HUBBELL, 1991; YOUNG; PERKOCHA, 1994). Runkle (1990), por exemplo, encontrou que mais de 60% das clareiras estudadas sofreram distúrbios repetidos. Na parcela permanente estudada, cerca de 11% das clareiras foram identificadas como sendo complexas, um número relativamente mais baixo. Mas, não houve uma descrição detalhada sobre os eventos de distúrbio capaz de nestes cálculos não foram contabilizados os eventos de distúrbios recentes que ocorreram em muitos pontos das clareiras grandes com bambu (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Em outro contexto, estudos mais detalhados poderiam abordar os efeitos do corte de palmito intensivo, capaz de reativar antigas clareiras e influenciar a dinâmica das mesmas. Apesar de não ser um fenômeno restrito às clareiras, pouco se sabe ainda das conseqüências do corte de palmito sobre a velocidade de regeneração de clareiras e sobre a estrutura da floresta como um todo.

Apesar de clareiras complexas serem citadas como fenômenos comuns a muitas florestas (POORE, 1968; LIEBERMAN et al., 1985; RUNKLE; YETTER, 1987; YAVITT et al., 1995; van der MEER; BONGERS, 1996a), é difícil precisar até que ponto outros pesquisadores não

consideraram explicitamente tais clareiras, ou se eles simplesmente não notaram a existência deste tipo de distúrbio. Como afirmado por Runkle (1992), a maioria dos pesquisadores provavelmente agrupou as diferentes seções de clareiras complexas em um evento com apenas uma única idade. Outros pesquisadores conscientemente excluíram este tipo de clareira de suas análises de acordo com seus interesses de pesquisa (e.g., HARTSHORN, 1978; RUNKLE, 1982; VAN DER MEER et al., 1994). Porém, a ocorrência de episódios de distúrbio sobrepostos possui apreciável efeito sobre a taxa de recorrência ao danificar a vegetação no interior da clareira e abrir (ou reabrir) partes do dossel. Certamente, a exclusão destas clareiras, ou a fusão de suas subdivisões em uma clareira simples, resultará em limitações na interpretação do regime de distúrbio e seus efeitos sobre a regeneração da floresta (RUNKLE, 1992). Assim, a descrição de clareiras complexas deve ser encorajada em trabalhos futuros.

Os valores de recorrência encontrados usando a delimitação de clareira de Brokaw (1982a) são muito variáveis entre outras florestas, mas parece existir uma tendência de valores variando principalmente entre 90 e 140 anos (Tab. 33). Nesse contexto, a taxa obtida para a parcela permanente foi superior a este intervalo, mas ainda próxima de alguns valores obtidos para outras florestas tropicais. Se os valores fossem calculados de acordo com o método de mensuração de Brokaw (1982a), ao invés do método usado aqui (LIMA, 2005b), os valores da taxa seriam ainda maiores, chegando até 242 e 118 anos para os limites de Brokaw e Runkle, respectivamente. Este resultado é a consequência da taxa de formação de novas clareiras (i.e., taxa de distúrbio) que foi relativamente mais baixa que as demais florestas durante o período de estudo.

Mas uma vez, a existência de clareiras muito grandes tornou difícil a interpretação da taxa por dois principais motivos. Primeiro, a taxa de formação de novas clareiras seria certamente maior se as quedas recentes no interior destas tivessem sido consideradas como subdivisões recentes de uma grande clareira complexa antiga. Em segundo lugar, apesar da taxa ter sido mais lenta que a maioria das outras florestas, a percentagem total de área coberta por clareiras foi mais alta que todos os estudos revisados (Tab. 33). Assim, talvez a taxa de recorrência obtida não expresse fielmente a dinâmica da floresta como um todo, que parece ter estes grandes bambuzais como parte integrante de seu complexo de regeneração. Assim, uma discussão mais detalhada sobre a dinâmica da parcela envolveria discussões mais aprofundadas da origem e manutenção destas enormes clareiras e dos efeitos da invasão massiva de *G. tagoara* sobre sua regeneração.

Os resultados encontrados aqui reforçaram outras limitações a respeito do cálculo e interpretação da taxa de recorrência (sensu POORE, 1968; HARTSHORN, 1978). A taxa varia fortemente de acordo com o método de delimitação considerado e deve ser apresentada junto ao valor da taxa para permitir a comparação entre estudos (CLARK, 1990; van der MEER et al., 1994). O mesmo pode ser dito a respeito do método de mensuração da área da clareira (LIMA, 2005b) e do tamanho mínimo da clareira adotado (BROKAW, 1982a). Como mencionado acima, outra importante questão está relacionada à inclusão ou não de eventos repetidos em clareiras complexas. Hartshorn (1978), por exemplo, decidiu não incluir este tipo de clareiras em seu estudo. Mas, os resultados encontrados aqui mostraram que esta decisão possui perceptível influência sobre o valor calculado da taxa, o que certamente influenciou o valor obtido da taxa. Adicionalmente, a interpretação da taxa deve considerar a variação espacial do regime de distúrbio dentro de uma mesma floresta (HARTSHORN, 1978; KAPOK et al., 1990; POORTER et al., 1994; LIMA; MOURA, 2007) e a baixa confiabilidade de taxas baseadas em apenas um ano de observação da abertura de clareiras (van der MEER et al., 1994)

#### 2.4.2 Regime de luz

O dossel é um dos principais determinantes do microclima na floresta. Além de precipitação e circulação de ar, a estrutura do dossel controla diretamente a quantidade, qualidade e disponibilidade (temporal e espacial) da luz solar (RICH, 1990; WELLES, 1990; JENNINGS et al., 1999). Por este motivo, métodos indiretos, baseados na estrutura do dossel (e.g., fotografia hemisférica), têm sido freqüentemente usados em florestas para a caracterização do regime luminoso potencial. Apesar desta técnica negligenciar as radiações refletidas, espalhadas ou transmitidas pelas folhas do dossel (RICH, 1990; MITCHELL; WHITMORE, 1993), esta técnica tem produzido estimativas satisfatórias na caracterização da entrada de luz em florestas quando comparado a medidas diretas de luz, principalmente comparando ambientes mais iluminados da floresta (CLEARWATER et al., 1999; ENGELBRECHT; HERZ, 2001). No presente estudo, esta técnica mostrou-se capaz de demonstrar as diferenças existentes entre os ambientes selecionados em relação ao regime anual de luz. Assim, os três ambientes puderam ser diferenciados em relação ao regime de luz não apenas por denominações subjetivas e dicotômicas (e.g., clareira e

sub-bosque), mas também usando medidas contínuas de incidência potencial de luz, que tem significado ecológico maior (BROWN, 1990).

A proporções de radiação total foram maiores no bambuzal, seguido pelas clareiras e sub-bosque. Esses resultados são condizentes àqueles encontrados por Muniz (2004) comparando o regime de luz em uma clareira (gap14, área= 81 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a) e sob o dossel contínuo, usando sensores de quantum. Griscom e Ashton (2003) também encontraram maiores valores de GSF (correspondente direto da TotBe apresentada aqui) no bambuzal que nas demais coberturas de dossel da floresta. Martini (2002) também encontrou diferenças para as médias de TotBe entre clareira (835,5 mols.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) e sub-bosque (618,7 mols.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>), valores estes que foram inferiores aos encontrados aqui (1.473,0 e 909,3 mols.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>, respectivamente). Rich et al. (1993), estudando uma clareira área igual a 94 m<sup>2</sup>, apesar de terem encontrado diferenças ente áreas clareiras e sub-bosque, também encontraram valores de DSF e ISF (equivalentes ao DirBe e DifBe) bem menores, em ambos os ambientes. Geralmente, a média encontrada neste estudo correspondeu aos valores máximos encontrados pelos autores. Brown (1990) também encontrou valores menores de VisSky e Dirbe no sub-bosque (4,4% e 9%, respectivamente), mas encontraram valores maiores para as 10 clareiras estudadas (12,4 e 28,2%), talvez pelo fato de terem estudado clareiras artificiais. Resultados semelhantes foram encontrados por Canham et al. (1990), Turner (1990) e Denslow e Guzman (2000).

Para valores de abertura do dossel (VisSky), Martins e Rodrigues (2002) estudando apenas clareiras entre 20 e 468 m<sup>2</sup> obtiveram valores de abertura de 8,7 a 17,3%, com média ligeiramente maior (12,26%) se comparado ao encontrado aqui (9,4%). Já os resultados encontrados por van der Meer e Bongers (1996a), também em clareiras, sugerem valores mais próximos aos encontrados aqui, com valores variando entre aproximadamente 4 e 12%. Para outro estudo também foram encontradas médias semelhantes, mas este foi realizado em uma Floresta Estacional Semidecidual com parte das fotos tomadas próximo às bordas da floresta, (van den BERG; SANTOS, 2003).

Mesmo assim, estes resultados ressaltam o fato de que os valores encontrados para os ambientes da parcela permanente foram no geral maiores ao encontrado na literatura. A grande disparidade entre protocolos e programas de análise das fotografias hemisféricas poderia ser uma justificativa para tais diferenças. A máquina fotográfica digital utilizada (Nikon Coolpix 950), por exemplo, gera estimativas de percentagem de abertura do dossel maiores que aparelhos mais

recentes (INOUE et al., 2004), imagens borradas (FRAZER et al., 2001) ou valores distintos de equipamentos com filme fotográficos (ENGLUND et al., 2000), especialmente sob o dossel fechado (HALE; EDWARDS, 2002).

Mas, pela magnitude das diferenças encontradas, certamente outros motivos devem estar envolvidos. Para clareiras, tal fato talvez seja de mais fácil explicação visto que o tamanho médio das clareiras escolhidas para este estudo foi maior que o tamanho médio das demais florestas (ver item 2.4.1). Para o sub-bosque, entretanto, uma explicação tão direta é menos simples, de modo que a declividade das encostas da parcela e variações na estrutura do dossel (alometria e densidade dos indivíduos) podem estar afetando a disponibilidade da luz sob o dossel (cf. NICOTRA et al., 1999; CLINTON, 2003). Estudos direcionados mais completos envolvendo outros índices de luz, os efeitos da declividade (GANDOLFI, 2000), além do cruzamento com informações de sensores de quantum (MUNIZ, 2004), certamente trarão novas informações para melhor discutir tais suposições.

Apesar da distinção entre ambientes para os diferentes índices luminosos, houve grande variação no regime luminoso dentro dos ambientes, como indicado pela PCA. No bambuzal, como já sugerido por Tabarelli e Mantovani (2000) e Guilherme et al. (2004b), as parcelas sob densas moitas de taquaruçu (L3, M2, M3, N3, G14) tiveram regimes luminosos próximos às parcelas de sub-bosque, especialmente pela redução da radiação solar incidente. Nestes ambientes, além da própria folhagem do bambu, colmos inclinados e próximos ao solo são fontes adicionais de interceptação da luz. O mesmo pode ser dito a respeito da parcela Gap30 que certamente sofreu influência da moita de bambu presente em seu interior. Resultado similar foi obtido para algumas parcelas de clareira formadas por árvores mortas em pé (Gap2, Gap26), que além de gerar menores danos na vegetação de sub-bosque, suportavam lianas lenhosas capazes de reduzir a entrada de luz (SCHNITZER et al., 2000). A parcela S05, no sub-bosque, se apresentou mais próxima das clareiras certamente devido ao corte de uma árvore (aproximadamente 35 cm DAP) por palmiteiros entre a instalação da parcela e a tomada das fotografias. Dentre outras possíveis causas da variação entre parcelas

Outras variações relacionadas à caracterização das parcelas quanto à luz estão relacionadas aos métodos adotados. Devido à grande variabilidade espacial na intensidade de luz (van der MEER et al., 1998; JENNINGS et al., 1999), apenas uma foto no centro da parcela certamente não é a melhor forma de caracterizar o regime luminoso para toda a parcela e para

seus indivíduos. Tal fato é especialmente relevante para fotos tomadas em pequenas alturas (e.g., 1,5m), onde a copa de um único indivíduo próximo à foto pode interferir nos resultados finais. Neste contexto, a idade da clareira (i.e., a altura da vegetação interna) também interfere na disponibilidade de luz (RUNKLE; YETTER, 1987; DIRZO et al., 1992; van der MEER; BONGERS, 1996a; FRAVER et al., 1998) e, conseqüentemente, na comparação das parcelas, visto que clareiras de diferentes idades foram utilizadas. Por exemplo, a clareira 20 (gap20), que esteve mais próxima às parcelas do bambuzal no diagrama da PCA, foi também a clareira mais recente, com aproximadamente 2 anos de idade.

Assim, apesar dos resultados gerais terem apontado a diferenciação entre os ambientes, cautela deve ser usada ao comparar parcelas e ao extrapolar valores pelas limitações enunciadas acima. Além destas, a qualidade da luz incidente não é avaliada através da fotografia hemisférica e é outra limitação da caracterização do regime luminoso neste estudo. Certamente, além da quantidade, a qualidade da luz deve variar entre os ambientes e funcionar na distinção do regime luminoso entre os mesmos. Este talvez tenha sido o motivo para a diferenciação florística encontrada entre as parcelas de sub-bosque e bambuzal que apresentaram regimes luminosos semelhantes segundo a PCA. Neste sentido, outras variáveis e análises podem ser usadas para detectar diferenças no regime de luz entre parcelas (NICOTRA et al., 1999).

*Comparação entre operadores* – A avaliação dos resultados entre operadores mostrou alguns resultados interessantes. Assim como o encontrado por Robison e McCarthy (1999), não houve diferenças significativas entre operadores avaliando fotos de clareiras ou de sub-bosque. Entretanto, foram encontradas variações significativas entre operadores para determinados ambientes, especialmente para o sub-bosque (VisSky < 10%). Neste ambiente, os valores de *threshold* variaram entre dois de três pares de operadores, gerando conseqüentemente variações nos valores de percentagem de abertura do dossel e radiação incidente. Da mesma maneira, Robison e McCarthy (1999) encontraram maior variabilidade entre operadores para fotos do sub-bosque, que talvez fosse significativa se um número maior de fotos fosse avaliada. Tais diferenças entre operadores em ambientes mais fechados são devido ao julgamento do valor de intensidade de *threshold* mais apropriado para classificar as pequenas aberturas no dossel, comparativamente mais abundantes no sub-bosque (cf. MARTINI, 2002). Outros autores já

havam destacado as limitações de fotografias hemisféricas em estimar com precisão o regime de luz no dossel fechado (ENGELBRECHT; HERZ, 2001; HALE; EDWARDS, 2002).

Houve ainda para um operador, diferenças significativas para os valores de intensidade de *threshold* selecionado entre os ambientes. É difícil dizer ao certo qual situação seria mais adequada: que os operadores não apresentassem diferenças nos valores entre ambientes, ou que os três operadores apresentassem simultaneamente diferenças entre os mesmos ambientes. Talvez, o ideal seja mesmo diferentes critérios de classificação para imagens com diferentes valores de abertura do dossel. Porém, diferenças encontradas para apenas um operador indicam que a subjetividade na classificação das imagens não segue os mesmos padrões entre os operadores. Assim sendo, homogeneizações das variações entre operadores devem ser realizadas. O cálculo da média aritmética, utilizado por outros autores (RICH et al., 1993; MARTINI, 2002) aparenta ser adequado para eliminar tais variações. Outras maneiras de reduzir o efeito do observador foram usadas por outros autores (OBERBAUER et al., 1993; ENGELBRECHT; HERZ, 2001; HALE; EDWARDS, 2002), bem como métodos automáticos de definição da intensidade de *threshold* (INOUE et al., 2004).

#### 2.4.3 Estrato herbáceo

Em relação às percentagens de cobertura do solo, o valor médio e frequência de cobertura por ervas encontrado neste estudo (39,4%) foram bastante próximos daqueles encontrados por Kozera e Rodrigues (2005) para outra a Floresta Pluvial Atlântica Submontana no Paraná (altura < 1,5m: 30,6%) e por Maguire e Forman (1983) em uma floresta temperada nos Estados Unidos (todas ervas sem restrição de altura: 36,8%). Entretanto, estes valores estiveram bastante abaixo dos valores obtidos por Dorneles e Negrelle (1999) em um trecho de Floresta Pluvial Atlântica secundária em Santa Catarina, no qual cerca de 70% do solo esteve coberto por vegetação abaixo de um metro. Entretanto, os mesmos autores afirmam que tais valores de cobertura foram semelhantes aos de outro estudo realizado em uma área mais preservada da mesma floresta (NEGRELLE, 1995a apud DORNELES; NEGRELLE, 1999). Vale lembrar também que os trechos sem cobertura alguma (solo disponível para colonização) corresponderam, em média, a 30% das parcelas estudadas.



Costa (2004) também encontrou uma espécie de Marantaceae (*Monotogma spicatum* Aubl. Macbr.) com a maior cobertura relativa e frequência em uma floresta de terra-firme da Amazônia. O gênero *Calathea*<sup>21</sup> obteve o terceiro maior valor de cobertura entre as ervas tanto no estudo realizado por Kozera e Rodrigues (2005), na Ilha do Mel, PR, quanto no estudo de Lima e Moura (2006) em São Miguel Arcanjo, SP. Neste último trabalho também realizado no PECB, porém em um trecho de Floresta Pluvial Montana, os autores encontraram em clareiras de 15 a 276 m<sup>2</sup> um valor de cobertura que chegou a 73,9%, o maior valor de cobertura encontrado por eles entre todos os grupos avaliados. Altos valores de coberturas e frequência de *Calathea* já haviam sido notados por Klein (1979) em alguns trechos de floresta atlântica de encosta de Santa Catarina. Entretanto, o valor médio de cobertura encontrado (4,4%) por Lima e Moura (2006) foi bem inferior ao encontrado em clareiras deste estudo (23,1%), sugerindo que *C. communis* pode ter o clima de altitudes acima de 700m como limitante ao seu desenvolvimento máximo.

De modo interessante, Dorneles e Negrelle (1999) em Itapoá, SC, encontraram apenas a espécie *Maranta arundinacea* L. como representante da família, e esta não esteve presente entre as 10 espécies mais importantes em nenhuma das áreas estudadas pelos autores. Adicionalmente, Zickel (1995) não encontrou nenhuma espécie da família ao avaliar a composição do estrato herbáceo (<1m de altura) em duas florestas estacionais semidecíduais. Contudo, Meira Neto e Martins (2003) também em uma Floresta Estacional Semidecidual (critérios de inclusão: altura > 20 cm e CAP<sup>22</sup> < 10 cm), encontraram a espécie *Calathea brasiliensis* Körn. apresentando dominância relativamente alta, especialmente se comparada ao seu número de indivíduos.

Apesar de apresentarem frequência semelhante, nos estudos citados acima os valores de cobertura de espécies de pteridófitas foram relativamente maiores. Kozera e Rodrigues (2005) encontraram *Cyathea corcovadensis* como a espécie com maior cobertura e importância relativa. Dorneles e Negrelle (1999) encontraram três famílias de pteridófitas (Blechnaceae, Dryopteridaceae e Polypodiaceae) entre as quatro mais importantes no estrato herbáceo. Semelhante ocorreu em estudo realizado em uma floresta temperada (MAGUIRE; FORMAN, 1983). Costa (2004) encontrou uma espécie de pteridófitas (*Trichomanes pinnatum* Hedw.) como

---

<sup>21</sup> Provavelmente, a espécie encontrada pelos autores foi a mesma encontrada neste estudo (*Calathea communis*) que, como o próprio epíteto diz, é bastante abundante nas florestas submontanas do sul e sudeste brasileiro (Klein 1979) e foi descrita apenas recentemente (WANDERLEY; VIEIRA, 2002). No caso especial do estudo de Lima & Moura (2006), identificou-se posteriormente *C. communis* como a espécie mais abundante, se não a única, do gênero na área de estudo.

<sup>22</sup> CAP= Circunferência à altura do peito, geralmente a 1,3m do solo.

a mais abundante entre as ervas estudadas, apesar da pequena percentagem de cobertura. Lima e Moura (2006) também encontraram valores de cobertura menores (3,4%) quando comparado às clareiras deste estudo. Vale lembrar que os resultados gerais encontrados neste estudo foram distintos certamente devido ao maior número de parcelas alocadas em ambientes iluminados (clareiras e bambuzal) que os citados. Isso vale para a cobertura geral por ervas bem como para *C. communis* (mais abundante nas parcelas iluminadas) e pteridófitas (mais abundante nas parcelas de sub-bosque).

Em relação ao grupo Outros, percebeu-se posteriormente que a família Araceae poderia ter sido individualizada, devido a sua abundância dentre as demais ervas na área de estudo, especialmente no sub-bosque. Este grupo, assim como Pteridófitas, com certeza possui espécies com densidades e distribuições distintas entre si, cuja especificação teria proporcionado discussões mais ricas. Semelhante pode ser dito para o grupo Regenerantes. Presente em todas as parcelas, este grupo teve cobertura média de aproximadamente metade da média obtida para as ervas somadas e atingiu mais de 30% em uma única parcela. Entretanto, pouco se pode dizer a respeito da composição deste grupo, que abrangeu todas as espécies que geralmente atingem o estrato arbustivo (definido aqui como a vegetação acima de 1 metro de altura e DAP menor que 5 cm). Observou-se, entretanto, que espécies de dicotiledôneas tiveram boa contribuição neste grupo, em especial *E. edulis* e *Dichorisandra* spp.

Algumas das correlações obtidas entre os grupos merecem destaque. Dentre elas, a correlação positiva encontrada entre Sem Cobertura e Raízes e Troncos (relacionada à presença de indivíduos de grande porte) sugere que a cobertura do dossel é a principal determinante para assegurar maiores trechos sem cobertura vegetal no chão da floresta (como será discutido adiante). Tal fato é, de certo modo, confirmado pela correlação positiva deste grupo (Sem Cobertura) com a cobertura de Pteridófitas e pelas altas correlações negativas com *C. communis* e a com presença de *G. tagoara* (partes vivas e mortas). Estes dois últimos grupos tiveram comportamento praticamente oposto ao grupo Sem Cobertura.

Outros resultados interessantes dizem respeito à correlação negativa entre Regenerantes e a cobertura por *C. communis* e por pedras. De certa forma os dois últimos grupos, abundantes nas parcelas de fundo de vale, parecem estar ligados a um processo que dificulta o estabelecimento das espécies que compuseram o grupo Regenerantes. Lima e Moura (2006, 2007) sugeriram alguns fatores ligados aos efeitos negativos de *C. communis* e de outra espécie de Marantaceae

(*Ctenanthe lanceolata* Petersen) sobre o estabelecimento de espécies lenhosas. Em outras florestas, autores enfatizaram que a cobertura do estrato herbáceo, bem como de alguns arbustos, influenciam a regeneração de espécies arbóreas (EHRENFELD, 1980; CHANDRASHEKARA; RAMAKRISHNAN, 1994b; GEORGE; BAZZAZ, 1999).

Em relação as pteridófitas, apesar de também terem apresentado correlações negativas com *C. communis*, a presença de pedras parece ter favorecido o desenvolvimento de suas espécies. Mas, esta correlação pode representar apenas um efeito indireto da topografia. Pedras expostas foram comuns nos fundos dos vales (devido aos processos de carregamento de sedimentos mais acelerados nos vales da parcela) onde a umidade do ar e solo é mais elevada (OLIVEIRA FILHO et al., 1998; CLINTON, 2003) e favorece o desenvolvimento de muitas espécies de pteridófitas (POULSEN, 1996). A correlação positiva entre o grupo Outros e a percentagem de destroços caídos certamente esta relacionado à colonização de hemiepífitos, epífitos verdadeiros e facultativos que geralmente colonizam os troncos caídos na área de estudo (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Já as relações negativas entre as variáveis de bambu e o grupo Pedras, pouco se pode discutir pois apenas uma parcela de Bambuzal foi alocada em ambientes de fundo de vale.

A DCA indicou que as parcelas podem ser agrupadas principalmente em relação à sua a percentagem de cobertura por *C. communis* (comum nas parcelas mais iluminadas), Pedras (comum nas parcelas de fundo de vale) e Regenerantes. As parcelas do bambuzal, que foram bastante similares quanto à cobertura de seu estrato herbáceo, apresentou uma parcela mais diferenciada (G11), devido principalmente à sua desproporcional cobertura por Regenerantes. Entre as clareiras três parcelas formaram um grupo à parte por terem sido instaladas em fundos de vale com pedras, valores médios a altos de *C. communis* e poucos regenerantes. A diferenciação entre as parcelas de sub-bosque, que foi mais contínua, se deu principalmente pela cobertura por pedras e regenerantes, que atuaram de maneiras opostas no agrupamento das parcelas. Uma parcela (Sub16), por exemplo, ficou bastante distante das demais por ter grande cobertura por pedras e poucos regenerantes.

Quanto à comparação entre as médias obtidas para os diferentes ambientes, este estudo mostrou diferenças nas percentagens de cobertura do solo por espécies herbáceas. Como enfatizado por diferentes autores (BARIK et al., 1992; CHANDRASHEKARA; RAMAKRISHNAN, 1994b; HORVITZ; SCHEMSKE, 1994; SUNDARAPANDIAN; SWAMY,

1996; SMALL; McCARTHY, 2002), tais diferenças parecem estar relacionadas ao melhor desempenho de ervas em ambientes mais iluminados. *C. communis*, por exemplo, apresentou valores crescentes de cobertura de acordo a incidência luminosa. Em decorrência, a disponibilidade de solo sem cobertura vegetal teve comportamento inverso. Turner et al., (1996) também encontrou pequena densidade de ervas, esparsamente distribuídas sob o dossel contínuo de uma floresta em Singapura. Entretanto, os valores obtidos para os demais grupos de ervas sugerem que as condições ambientais do bambuzal podem ser estressantes para algumas espécies, em especial para pteridófitas. O grupo Outros parece ter sido favorecido pelas clareiras, onde os valores de radiação luminosa e umidade do solo provavelmente sejam mais adequados para a germinação e crescimento destas formas de vida, como sugerido por Moore e Vankat (1986). Contudo, os mesmos autores encontraram que respostas frente às condições climáticas de clareiras variam de acordo com a espécie herbácea em estudo.

Sabe-se que, mesmo em áreas aparentemente uniformes, existe alta variabilidade na composição e densidade de espécies do estrato herbáceo (WHITMAN; SIGGEIRSSON, 1954). A topografia, e as variações ambientais decorrentes (e.g., umidade do solo e nutrientes), também influenciam a riqueza, densidade e cobertura do solo por espécies herbáceas (SMALL; McCARTHY, 2002). Como ervas possuem maior suscetibilidade à dissecação (POULSEN, 1996), as influências da topografia parecem estar ligadas principalmente à disponibilidade de umidade no ar e no solo (BARIK et al., 1992; TURNER et al., 1996; SMALL; McCARTHY, 2002).

Contudo, como apenas uma espécie de erva foi analisada separadamente neste estudo, pouco se pode dizer sobre as influências da luz associada à topografia na parcela do PECB. Para *C. communis* ambos fatores tiveram efeitos significativos sobre sua distribuição, de modo que sua cobertura é potencializada em ambientes iluminados em fundos de vale, como havia sido sugerido por Lima e Moura (2006). Provavelmente, a relação entre esta espécie e os fundos de vale está associada à umidade do solo (KLEIN, 1979), relação esta que parece ser presente para outras espécies do gênero (KENNEDY, 2000 apud WANDERLEY; VIEIRA, 2002). Para o grupo Outros, a inclusão da topografia como um dos fatores da ANOVA também retirou boa parte do ruído relacionado à distribuição do grupo entre as parcelas (Eficiência relativa= 103%). Dentre as pteridófitas, no entanto, esta inclusão pareceu não ser tão importante (ER= 94%).

A espécie *C. communis*, portanto, parece se enquadrar bem ao grupo sucessional pioneiro por sua ocorrência preferencial em ambientes iluminados, formação de banco de sementes (SOUZA<sup>23</sup>, informação verbal), rápido crescimento (R.A.F. LIMA, observação pessoal), e sementes pequenas provavelmente dispersas por formigas, sub-síndrome comum entre espécies do gênero. Para *Calathea ovandensis* Matuda, Horvitz e Schemske (1994) encontraram que as sementes são significativamente dependentes de clareiras para a germinação, e ficam dormentes por ao menos 2 anos a espera de incidência luminosa e temperatura que propiciem sua germinação. Para outra espécie, *Calathea micans* (L. Mathieu) Körn., houve maior sucesso reprodutivo com incremento luminoso (Le CORFF, 1993), apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas em experimentos de germinação sob diferentes regimes de luz (Le CORFF, 1996).

Apesar de representar uma análise grosseira da estrutura e composição, as diferenças encontradas neste estudo evidenciam a existência de uma relação entre as diferentes formas de vida no estrato herbáceo e a estrutura do dossel da floresta. Ou seja, apesar da cobertura por regenerantes não ter sido diferente entre os ambientes, por exemplo, as prováveis diferenças na composição deste componente não puderam ser detectadas pelo método avaliado. O mesmo pode ser dito para os grupos Outros e Pteridófitas. Além da incidência de luz, é importante considerar que as raízes pouco profundas da maioria das espécies herbáceas criam uma relação mais direta entre distribuição e desempenho e a disponibilidade de água no solo (POULSEN, 1996; SMALL; McCARTHY, 2002), assim como encontrado para *C. communis*. Apesar destas informações poucos estudos existem enfocando diretamente a estrutura e composição do estrato herbáceo, que abriga considerável riqueza de espécies de ervas, além dos estágios iniciais do ciclo vital de outras formas de vida (e.g., árvores, arbustos, lianas e hemi-epífitas; GENTRY; DODSON, 1987; NASCIMENTO, 1994; ZICKEL, 1995; COSTA, 2004). Esta escassez de estudos é ainda mais marcante no que diz respeito às florestas no Brasil. Pesquisas futuras mais detalhadas quanto à composição do estrato herbáceo certamente trarão mais informações sobre a ocorrência e desempenho de espécies ou grupos de espécies ao longo de variações ambientais da floresta (e.g., POULSEN, 1996).

---

<sup>23</sup> Souza, S.C.P.M. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.

#### 2.4.4 Estrato arbustivo

##### 2.4.4.1 Florística

*Composição geral de espécies* - Foi encontrado números maiores de famílias, gêneros e espécies (respectivamente: 62, 148 e 222) que a maioria dos trabalhos encontrados envolvendo o estrato arbustivo (CARVALHO et al., 2000; DORNELES; NEGRELLE, 2000; OLIVEIRA et al., 2001; MEIRA NETO; MARTINS, 2003; LIMA; MOURA, 2006), mesmo comparando apenas espécies lenhosas. O resultado se mantém o mesmo se considerarmos os indivíduos de todos os estratos estudados nos trabalhos citados. Tais diferenças se devem à maior área amostral, heterogeneidade ambiental e ao melhor estado de conservação da floresta no PECB. Exceto pelos trabalhos de Meira Neto e Martins (Floresta Estacional Semidecidual: 2003), os estudos de foram feitos em florestas secundárias e em áreas amostrais menores. Em relação ao sub-bosque de outras florestas (SALIS et al., 1996; MELO, 2000), os números encontrados aqui também foram maiores, tendo em vista os diferentes critérios de inclusão usados.

O estudo de Tabarelli e Mantovani (2000), estudando espécies arbóreo-arbustivas em clareiras na Floresta Atlântica Montana (São Luís do Paraitinga, SP), encontrou um número muito próximo de espécies (220), apesar do número de famílias inferior (49) ao encontrado aqui. Neste estudo, houve alta riqueza da família Melastomataceae (25 espécies), além dos autores terem usado um sistema de trilha de 8 km. De maneira semelhante, se comparado aos resultados obtidos por Martini (2002) para todas as formas de vida vasculares acima de 20 cm em apenas 144 m<sup>2</sup> no município de Una, BA (69 famílias, 165 gêneros, 291 espécies), os resultados deste estudo foram bastante inferiores.

Este estudo também teve maior riqueza de famílias, gêneros e espécies que a maioria dos estudos envolvendo o estrato arbóreo na parcela, noutros trechos do PECB e noutras unidades de conservação do Vale do Ribeira do Iguape (Tab. 34). A maioria destes estudos, ainda, tiveram áreas amostrais bem maiores. Apenas os estudos de Aguiar (2003) e Dias (2005) tiveram maior riqueza de espécies. Mesmo assim, estes estudos abrangerem uma área muito mais ampla (64 ha), capaz de manter maiores populações e espécies que a área de abrangência deste estudo, segundo a teoria da biogeografia de ilhas. Além disso, estes dois estudos tiveram maior área amostral e

obtiveram um número elevado de espécies com identificações incompletas (confers e affinis), principalmente de Myrtaceae, Lauraceae e Rubiaceae.

Em comparação aos resultados florísticos encontrados para a parcela permanente (CAP > 15 cm e 10,24 ha: RODRIGUES, 2005), este estudo resultou na inclusão de 48 novas espécies (incluindo Pterophyta) à lista de espécies ocorrentes na parcela, que agora conta com 255 espécies (exceto lianas e epífitas vasculares). A maioria destas inclusões correspondeu a ervas (e.g., *B. inculta*, *C. grandifolia*, *Dichorisandra* spp., *P. urvillei*, *S. latifolia* e *S. tonckat*), sub-arbustos (e.g., *C. spiralis*, *H. cf. velloziana* e *R. petasites*), palmeiras arbustivas (*Geonoma* spp. e *B. setosa*) e arbustos (em especial, da família Piperaceae). Contudo, novas espécies de arvoretas e árvores também foram encontradas e dentre elas vale destacar *M. cinnamomifolia*, *M. hymenonervia*, *P. gardneri*, *R. ferruginea*, *T. laeta* e *T. pulchra*, além das ameaçadas *M. campestris*, *O. mosenii* e *S. denudatum*. Um indivíduo da espécie *Trema micrantha* (L.) Blume, foi observado com diâmetro superior a 4,8 cm próximo a uma das parcelas de estudo (sub-parcela G11 no bambuzal), mas não foi incluída em nenhum dos levantamentos.

Adicionalmente, apesar do esforço amostral relativamente pequeno (0,48 ha) foram encontradas 162 espécies comuns aos dois levantamentos, enquanto que 45 espécies foram levantadas apenas para os 10,24 ha. Destas espécies, 12 não foram raras na parcela (densidade maior que um indivíduo por hectare). São elas: *Amaioua intermedia* Mart., *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret, *Casearia obliqua* Spreng., *Centrolobium robustum* (Vell.) Mart. ex Benth., *Copaifera trapezifolia* Hayne, *Hymenaea courbaril* L., *Maytenus aquifolia* Mart., *Meriania glabra* (DC.) Triana, *Myrceugenia kleinii* D. Legrand & Kausel, *Pseudopiptadenia warmingii* Meisn., *Quararibea turbinata* (Sw.) Poir. e *Sloanea obtusifolia* (Moric.) K. Schum. Adicionalmente, boa parte delas está representada na parcela predominantemente por indivíduos de grande porte (RODRIGUES, 2005), como é o caso de *C. robustum*, *C. trapezifolia*, *H. courbaril*, *P. warmingii* e *S. obtusifolia*. Esta última espécie talvez tenha ficado de fora por má de identificação, que foi feito apenas com material vegetativo para *Sloanea*. Para as demais espécies, um maior número de amostras, especialmente no sub-bosque, poderia incluir indivíduos no levantamento do estrato arbustivo.

Como esperado para florestas da costa Leste do Brasil, Myrtaceae foi a família mais rica (MORI et al., 1983). Apenas o gênero *Eugenia* abrigou 12% de todas as espécies encontradas. Além disso, a ordenação das 10 famílias mais ricas foi basicamente a mesma se comparado aos

levantamentos de espécies lenhosas realizados por Tabarelli e Mantovani (1999a) e Oliveira-Filho e Fontes (2000) para várias formações florestais da Floresta Atlântica. Entretanto, no estrato arbustivo<sup>24</sup> do PECB, Piperaceae e Solanaceae estiveram mais bem representadas, enquanto que o inverso foi verdadeiro para Annonaceae, Moraceae e Chrysobalanaceae. Em relação ao estrato arbustivo de Peruíbe, SP (OLIVEIRA et al., 2001), Melastomataceae, Piperaceae e Solanaceae também estiveram mais bem representadas no PECB. Tabarelli e Mantovani (1999b, 2000) e Lima e Moura (2006), estudando a colonização de clareiras na Floresta Atlântica Montana com métodos semelhantes<sup>25</sup>, encontraram maior riqueza de Lauraceae e Melastomataceae, sugerindo que estas famílias talvez tenham maior riqueza em altitudes mais elevadas (> 700 m).

Os resultados encontrados para espécies lenhosas por Silva e Leitão Filho (1982), Negrelle (1995b) e Ziparro et al. (2005) também foram semelhantes aos encontrados aqui, apesar da baixa riqueza de Piperaceae nestes estudos. Melastomataceae e Piperaceae também foram consideradas importantes na composição do estrato arbustivo de florestas na Costa Rica (HAMMEL, 1990; LASKA, 1997) e no Panamá (FOSTER; HUBBELL, 1990). Tendência semelhante foi encontrada durante a comparação do estrato arbóreo (DAP > 4,8 cm: RODRIGUES, 2005) e o arbustivo da parcela permanente onde, além do aumento da riqueza de Piperaceae e Solanaceae, Melastomataceae parece substituir Euphorbiaceae em número de espécies. Tais diferenças, certamente estiveram relacionadas ao critério de inclusão e na proporção amostrada de cada regime de luz (LEITÃO FILHO, 1993). Piperaceae, Solanaceae e Melastomataceae, além do menor porte de várias de suas espécies, foram mais comuns nos ambientes mais iluminados (Bambuzal e Clareiras).

Ao comparar os resultados obtidos aqui com os trabalhos de Aguiar (2003) e Dias (2005), também realizados no PECB, verifica-se que a riqueza de Lauraceae e Myrtaceae foi bem maior nestes, provavelmente relacionado a diferenças de área amostral e altitude. Mesmo assim, as comparações também evidenciaram maior riqueza de Piperaceae e Solanaceae no estrato arbustivo da parcela permanente. Para Melastomataceae, entretanto, o número de espécies nestes estudos foi bastante semelhante, apesar da composição ser razoavelmente distinta. Entretanto, em

---

<sup>24</sup> Definido aqui como o estrato composto por indivíduos maiores que um metro de altura e menores que 4,8 cm DAP, como descrito nos métodos.

<sup>25</sup> Ambos avaliaram apenas indivíduos maiores que um metro mas não fizeram restrição a diâmetro máximo dos indivíduos.



relação à contribuição em espécies das 14 famílias mais ricas, verificou-se que a riqueza no estrato arbustivo (66,2%) foi muito próxima aos estudos do estrato arbóreo realizados no parque (68,3%: RODRIGUES, 2005; 67,8%: AGUIAR, 2003; 66,5%: DIAS, 2005). Esse resultado foi próximo ao encontrado por Silva e Leitão Filho (1982).

Quanto à abundância das famílias, Myrtaceae, Arecaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Melastomataceae estiveram entre as famílias mais abundantes, corroborando as tendências encontradas para outros estudos na floresta atlântica de encosta (SILVA, 1989; MELO, 2000; OLIVEIRA et al., 2001; GUILHERME et al., 2004a). Silva e Leitão Filho (1982), Leitão Filho (1993) e Jarenkow (1994) encontraram, em oposição, maior abundância de Euphorbiaceae<sup>26</sup>. Ao contrário do encontrado na parcela, Leitão Filho (1993) argumentou que tal resultado esteve relacionado à presença de indivíduos da família nos diferentes estratos da floresta, inclusive em áreas abertas. Por outro lado, em Silva (1989) e Jarenkow (1994) as densidades menores de Arecaceae estão relacionadas à extração ilegal de *E. edulis* nas áreas de estudo. Em contraste aos demais estudos envolvendo o estrato arbóreo, os resultados apontaram Piperaceae, Commelinaceae, Poaceae e Urticaceae entre as famílias mais abundantes no estrato arbustivo da parcela.

As famílias mais abundantes foram também as mais ricas em espécies, como Myrtaceae (20,7% das espécies), Fabaceae, Rubiaceae (8,1%), Lauraceae (5,0%), Piperaceae e Melastomataceae (3,6%). Mas, Arecaceae (1,8%), Commelinaceae (0,9%) e Poaceae (0,5%) foram exceções devido às altas densidades de *E. edulis*, *Geonoma* spp., *Dichorisandra* spp., e *G. tagoara*. Outras famílias menos ricas tiveram consideráveis abundâncias, como foi o caso de Nyctaginaceae, Clusiaceae e Monimiaceae devido às abundâncias de *G. opposita*, *G. gardneriana* e *Mollinedia* spp, respectivamente, assim como encontrado por Guilherme et al. (2004a). Meira Neto e Martins (2003) estudando o estrato herbáceo-arbustivo de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, também encontraram Piperaceae, Rubiaceae e Poaceae dentre as famílias mais abundantes.

Conforme indicado por este e outros estudos – Klein (vários municípios: 1979), Silva e Leitão Filho (Ubatuba, SP: 1982), Silva (Morretes, PR: 1989), Leitão Filho (Cubatão, SP: 1993), Mantovani (Peruíbe, SP: 1993), Jarenkow (Morrinhos do Sul, RS: 1994), Negreiros et al. (Sete

---

<sup>26</sup> Cabe lembrar que neste estudo foi adotada a circunscisão de famílias APG II, na qual *H. alchorneoides*, freqüente na área de estudo, pertence à família Phyllanthaceae.

Barras, SP: 1995), Dorneles e Negrelle (Itapoá, SC: 2000), Melo (Cananéia, SP: 2000), Oliveira Filho e Fontes (vários municípios: 2000), Oliveira et al. (Peruíbe, SP: 2001), Scudeller et al. (vários municípios, SP : 2001), Guilherme et al. (Sete Barras, SP: 2004a) e Mantovani et al. (São Pedro de Alcântara, SC: 2005) – algumas espécies arbóreas encontradas neste estudo podem ser consideradas como típicas da Floresta Pluvial Atlântica Submontana da costa sul e sudeste brasileira: *A. floribunda*, *B. australis*, *C. canjerana*, *C. glaziovii*, *C. moschata*, *C. paniculata*, *C. oblongifolia*, *C. viride*, *E. cerasiflora*, *E. cuprea*, *E. edulis*, *E. oblongata*, *E. paniculata*, *E. ramiflora*, *G. anacardiaeifolia*, *G. australis*, *G. gardneriana*, *G. opposita*, *H. alchorneoides*, *H. hebeclada*, *H. silvianii*, *J. puberula*, *M. arborea*, *M. myrcioides*, *M. schottiana*, *M. suaveolens*, *M. tomentosa*, *N. glomerata*, *N. membranacea*, *O. catharinensis*, *O. dispersa*, *P. rohrii*, *P. guianensis*, *Q. glazovii*, *S. guianensis*, *T. grandifolium* e *V. bicuhyba*.

Outras espécies características à formação florestal foram relativamente mais freqüentes no estrato arbustivo da área de estudo, como *A. guyanensis*, *B. setosa*, *C. lanceolata*, *E. bocainensis*, *G. elegans*, *G. flagellaris*, *J. carnea*, *L. dasytricha*, *O. teleiandra*, *P. astrellantha*, *P. caldense*, *P. gaudichaudianum*, *P. ramiflora* e *P. suterella*. Algumas destas também foram freqüentes no sub-bosque de florestas do estado de Santa Catarina (KLEIN, 1979) e de São Paulo (MELO, 2000; GUILHERME et al., 2004a). Desta forma, apesar da grande heterogeneidade florística da Floresta Pluvial Atlântica, o trecho florestal estudado pertence ao grupo florístico-estrutural da Província Costeira, de acordo com Scudeller et al. (2001). A altitude na qual a parcela permanente foi instalada (350-450 m), entretanto, não permitiu a verificação da divisão da Província Costeira nas classes de altitude sugeridas por Scudeller et al. (2001). Nesse sentido, a comparação mais detalhada com o estudo de Dias (2005), realizado em altitudes mais elevadas do PECB, trarão novas informações para corroborar ou não a presença de divisões altitudinais neste grupo florístico-estrutural da Floresta Pluvial Atlântica.

*Comparação entre os ambientes* - Os resultados obtidos para a MRPP e DCA, indicaram diferença na composição florística entre os ambientes. Apesar da maioria das espécies estar presente em dois ou mais ambientes (apenas 39 espécies foram exclusivas a um dos ambientes), tais análises foram capazes de detectar as mudanças na abundância destas espécies entre os ambientes. Por outro lado, apesar do ambiente de sub-bosque ter obtido mais que o dobro de espécies exclusivas que os demais ambientes juntos, a situação se inverte com os resultados da

ISA. Isto indica um número maior de espécies (cerca de 35) tem sua regeneração favorecida nos ambientes mais iluminados da parcela. Dentre estas, as espécies arbóreas *A. glandulosa*, *B. fluminensis*, *C. decandra*, *C. glaziovii*, *C. macrobothrys*, *E. riedeliana*, *G. anacardiaeifolia*, *H. alchorneoides*, *I. sessilis*, *M. campestris*, *V. bicuhyba* e *T. pulchra*. Palmeiras, em contraste, ocorreram preferencialmente no sub-bosque, bem como *P. astrellantha*, *P. brachypoda* e *P. leiocarpa*.

Algumas espécies merecem destaque particular. *T. grandifolium*, apesar de ser uma espécie típica da floresta madura da parcela, teve sua regeneração favorecida nas clareiras. Indivíduos jovens de *C. canjerana* apresentaram freqüentemente a capacidade de rebrotar após quebra do caule (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Além da capacidade de rebrota, indivíduos de *E. bocainensis* tombados apresentaram a capacidade de produção de novas raízes ao longo do caule tombado, formando em alguns casos pequenos aglomerados sem aparente comunicação entre seus indivíduos (R.A.F. LIMA, observação pessoal). A possibilidade destas espécies produzirem rebrotas via raízes gemíferas é de difícil detecção, mas estas já foram encontradas para *C. tomentosum* Guill. ex Benth. em florestas estacionais (PENHA, 2004). Independente disso, ambas capacidades parecem ter sido favoráveis para manter vivos os indivíduos das duas espécies frente aos freqüentes danos físicos dos bambuzais e clareiras. *U. nitida* e *O. sanguinea* ocorreram quase que exclusivamente em clareiras e sobre troncos caídos, como será mais bem discutido adiante.

Muitos autores enfatizaram que aberturas de dossel e seu tamanho são importantes na determinação da composição da regeneração (WHITMORE, 1978; BROKAW, 1985b; BROKAW; SCHEINER, 1989; BARIK et al., 1992; DENSLOW; HARTSHORN, 1994; DALLING et al., 1998). Contudo, outros estudos realizados na Floresta Atlântica, têm encontrado (CARVALHO et al., 2000; MARTINS; RODRIGUES, 2002; MARTINI, 2002) ou sugerido (MANTOVANI, 1993; TABARELLI; MANTOVANI, 2000; LIMA; MOURA, 2006) pouca diferenciação florística entre clareiras de diferentes tamanhos e o sub-bosque. Esta constatação também foi afirmada por pesquisadores em outras florestas dentro e fora do Brasil (ROLLET, 1983; HUBBELL; FOSTER, 1986; RAICH; CHRISTENSEN, 1989; ABE et al., 1995; DICKINSON et al., 2000). De fato, estes estudos encontraram, como aqui, que mesmo em clareiras grandes a boa parte de sua composição corresponde a espécies secundárias tardias, freqüentemente presentes antes da abertura clareira (regeneração avançada: UHL et al., 1988;

LIEBERMAN et al., 1989; HUBBELL et al., 1999; BROKAW; BUSING, 2000; LAWES; OBIRI, 2003).

Contudo, mudanças florísticas na comunidade relacionadas à abertura de clareiras estão diretamente ligadas, entre outros fatores, ao regime de distúrbio por clareiras ao qual uma floresta está submetida (DENSLOW, 1980a, 1985; SHEIL; BURSLEM, 2003). Em florestas tropicais, a ausência de distúrbios de grande magnitude é a regra, com exceção para áreas sob o efeito de distúrbios de grande magnitude (WEBB, 1958; GARWOOD et al., 1979; VANDERMEER et al., 1995). Isto faz com que a área média de clareiras na maioria das florestas esteja entre 41 e 91 m<sup>2</sup> (LERTZMAN; KREBS, 1991; van der MEER et al., 1994; JANS et al., 1993; GREEN, 1996; BROKAW, 1982b; HARTSHORN, 1978; MANTOVANI, 1993; TABARELLI, 1997, mas ver ALMEIDA, 1989), tamanho este que parece não proporcionar contraste ambiental suficiente para gerar consideráveis alterações florísticas. Nestes e em outros estudos, a presença de clareiras grandes (> 400 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a) foi peculiarmente incomum (RUNKLE, 1982; HUBBELL; FOSTER, 1986; SANFORD JUNIOR et al., 1986; ARRIAGA, 1988).

Na parcela permanente do PECB, as diferenças encontradas entre os três ambientes estudados podem ser, portanto, atribuídas a dois fatores associados. Primeiramente, o tamanho mínimo de clareira escolhido para a instalação das parcelas proporcionou uma área média (sensu BROKAW, 1982a) relativamente alta de 151 m<sup>2</sup> para as clareiras estudadas. Independente disso, a média para a parcela como um todo foi, como dito anteriormente, relativamente maior do que as demais florestas tropicais, mesmo excluindo três clareiras muito grandes (> 1.000 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a) presentes na parcela. Nessas clareiras grandes, apesar da riqueza e densidade de espécies secundárias tardias serem maiores que pioneiras, estas são significativamente mais abundantes e mais ricas em espécies. Em segundo lugar estaria a própria existência de clareiras tão grandes. Sua origem é incerta, mas seu tamanho sugere a influência de distúrbios de grande magnitude (e.g., deslizamentos de terra, forte geada). Sua manutenção, ou o atraso de sua regeneração, parece estar associado à presença de *G. tagora*, como sugerido por Griscom e Ashton (2006). Mesmo assim, clareiras deste calibre são incomuns à maioria das florestas tropicais, e certamente influenciam de maneira diferenciada não apenas a composição, mas também a regeneração da floresta.

Apesar de não ter sido testada neste estudo, a distribuição espacial das clareiras podem ter funcionado como fatores adicionais para a diferenciação florística entre o sub-bosque e as

clareiras de diferentes tamanhos (GRAU, 2002, 2004). Nesse sentido, a frequência de espécies pioneiras adultas seria maior na parcela e a distância a ser percorrida por seus propágulos para encontrar uma clareira apropriada seriam menores (cf. HUBBELL; FOSTER, 1986). Assim, o processo de colonização de novas clareiras teria fontes de propágulos de pioneiras mais frequentes, abundantes e a menores distâncias. Por estes motivos, a questão da escala espacial também pode ser um importante fator na diferenciação florística entre os ambientes (GRAU, 2004)

Tabela 34 – Comparação dos resultados dos principais estudos florísticos e fitossociológicos do PECB e do Vale do Ribeira de Iguape. Valores de critério de inclusão se referem ao DAP. *N*= Número de indivíduos amostrados; *Singletons*= número de espécies presentes em apenas uma unidade amostral; *H'*= índice de diversidade de Shannon; e *J*= índice de uniformidade de Pielou

	Este estudo	Rodrigues (2005)	Aguiar (2003)	Dias (2005)	Guilherme et al. (2004a)	Melo (2000)
Área amostral	0,48ha	10,24ha	5,76ha	5,76ha	1,98ha	1ha
Critério de inclusão	>1 m e < 4,8 cm	>4,8 cm	>4,8 cm	>4,8 cm	>5,0 cm	>10,0 cm
<i>N</i>	2822	11458	9543	10124	3078	727
Densidade ( <i>N</i> .ha <sup>-1</sup> )	6712	879	1657	1774	1554	727
Espécies	222	215	250	348	172	109
Gêneros	146	135	125	131	102	...
Famílias*	62	54	58	60	51	c.a. 37
Espécies raras (ab < 1ind.ha <sup>-1</sup> )	...	78 (33,5%)	73 (29,2%)	146 (41,9%)	56 (32,6%)	37 (34,6%)
<i>Singletons</i>	31 (14,2%)	19 (8,8%)	22 (8,8%)	82 (23,6%)	39 (22,7%)	37 (34,6%)
<i>H'</i>	4,48	4,21	4,59	4,70	3,85	3,53
<i>J</i>	0,74	0,79	0,83	0,80	0,75	0,75

\* valores convertidos para APG II

*Atributos das espécies* – A proporção de espécies de dicotiledôneas foi muito maior no presente estudo (94%) pois não foi levantada a composição do estrato herbáceo, onde está boa parte das monocotiledôneas herbáceas (e.g., ZICKEL, 1995; TURNER et al., 1996), ou outras formas de vida com grande riqueza de monocotiledôneas (e.g., epífitos). Em outros estudos esta proporção ficou entre 70% (GENTRY; DODSON, 1987; MARTINI, 2002). Mesmo assim, estes resultados indicaram que esta última classe taxonômica apresentou proporção de indivíduos alta (26%) se comparado à proporção de espécies encontradas (6%). Estes resultados foram basicamente os

mesmos entre os recrutas e promovidos principalmente pelas abundantes espécies *D. paranaënsis*, *D. pubescens*, *E. edulis*, *G. elegans* e *G. tagoara*. Estas espécies não se distribuíram uniformemente entre os ambientes estudados, mas não chegaram a gerar diferenças na densidade de monocotiledôneas entre os ambientes.

Entretanto, a proporção de espécies desta classe no bambuzal foi levemente maior que nos demais ambientes. Uma possível justificativa para este resultado seria que o bambuzal favoreceu o estabelecimento de ervas e arbustos, hábito que corresponde à boa parte das monocotiledôneas. De maneira similar, a proporção significativamente maior de dicotiledôneas nas clareiras está relacionado à maior proporção de árvores neste ambiente. Estes resultados também foram encontrados por Martini (2002). Esta autora encontrou que espécies transitórias (ervas, subarbustos e arbustos) foram mais abundantes em uma área queimada quando comparado a clareiras e ao sub-bosque. Baider (1994) também encontrou maior densidade de espécies herbáceas em áreas secundárias (abandono pós-cultivo) se comparado à floresta mais conservada, que a autora denominou climácica.

Não houve diferença significativa para a densidade de arvoretas, provavelmente pela abundância relativamente alta *E. edulis* em todos os ambientes. Assim como em outros levantamentos, as árvores foram mais ricas em espécies (MARTINI, 2002; ZIPARRO et al., 2005) porém foram menos densas que as arvoretas e os arbustos. Entretanto, tais resultados certamente foram influenciados pelos critérios de inclusão adotados. Certamente, a riqueza de ervas e lianas seria mais representativa se indivíduos menores que um metro e lianas com outras formas de escalada, fossem incluídos na amostragem (GENTRY; DODSON, 1987; ZICKEL, 1995; MARTINI, 2002; MEIRA NETO; MARTINS, 2003).

Corroborando o padrão encontrado para as florestas neotropicais úmidas (HOWE; SMALLWOOD, 1982; BAIDER, 1994; NEGRELLE, 1995b; SANTOS; KINOSHITA, 2003), espécies zoocóricas tiveram mais espécies (82%) que as demais síndromes, com valores muito próximos aos obtidos para espécies lenhosas de sub-dossel na Costa Rica, Equador e Panamá (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Mesmo avaliando todos os hábitos em conjunto, estes valores foram bem próximos aos encontrados por Ziparro et al. (2005) também para Sete Barras, SP. A zoocoria esteve presente na grande maioria das famílias, mas aquelas com maior riqueza e abundância desta síndrome foram Myrtaceae, Lauraceae, Piperaceae e Rubiaceae, além de Arecaceae. Em relação ao número de indivíduos por síndrome, anemocoria e autocoria obtiveram

proporções ainda menores (respectivamente: 6,4 e 2,9%) com destaque para *G. tagoara* (Poaceae) e espécies de Fabaceae. As espécies autocóricas foram essencialmente raras, exceto por *J. carnea* (Acanthaceae), *D. pinnata* (Fabaceae) e *B. australis* (Rubiaceae).

Espécies zoocóricas tiveram abundâncias significativamente maiores que no bambuzal. Tal fato pode ser explicado pela alta abundância no sub-bosque de famílias tipicamente zoocóricas como Arecaceae e Rubiaceae (famílias indicadoras do sub-bosque), e de espécies como *C. lanceolata* (Myrtaceae), *G. opposita* (Nyctaginaceae), *G. gardneriana* (Clusiaceae), *Mollinedia* spp. (Monimiaceae), *T. grandifolium* (Olacaceae), *Ocotea* spp. (Lauraceae), *Inga* spp. (Fabaceae - Mimosoideae) e *Pouteria* spp. (Sapotaceae). Essa diferença de síndromes entre os ambientes é ainda mais relevante se levado em conta a grande abundância no bambuzal de gêneros zoocóricos tipicamente pioneiros, como *Piper*, *Dichorisantra*, *Miconia*, *Leandra*, *Cecropia* e *Solanum*.

Por outro lado, houve uma tendência de espécies anemocóricas serem mais abundantes no bambuzal, sobretudo devido às abundâncias relativamente altas de *G. tagoara* e *J. carnea*. Outras espécies anemocóricas foram indicadoras deste ambiente (e.g., *M. nyctitans*, *T. pulchra*, *S. latifolia*) mas obtiveram pequenas abundâncias. No sub-bosque, os poucos indivíduos anemocóricos encontrados estiveram relacionados principalmente às espécies de Fabaceae (e.g., *M. frondosus* e *P. rohrii*), *T. serratifolia* (Bignoniaceae), além de *M. arborea*, *A. parvifolium* (Apocynaceae) e *C. estrellensis* (Lecythidaceae). Não houve diferenças entre as abundâncias de espécies autocóricas entre os ambientes, provavelmente devido às suas pequenas abundâncias em todos os ambientes.

Como em várias florestas tropicais, a densidade e riqueza de espécies secundárias tardias foi maior que a densidade e riqueza de espécies pioneiras (10,4 e 3,7%, respectivamente) e secundárias iniciais (15,9 e 19,6%). Mantovani et al. (2005) também encontraram uma densidade relativa de pioneiras maior (16,1%) em uma floresta secundária. Martins e Rodrigues (2002) estudando apenas clareiras em uma Floresta Estacional Semidecidual, também encontraram valores bem próximos aos encontrados aqui (15 e 11% de pioneiras e secundárias iniciais, respectivamente). Estudando clareiras menores do que as estudadas aqui (área máxima 276 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a), Lima e Moura (2006) encontraram um número bem menor de pioneiras (4,2%) e secundárias iniciais (10,1%). Em contraste, Gandolfi et al. (1995) em uma floresta estacional semidecidual (pioneiras e secundárias iniciais: 24,6 e 25,7%) e Tabarelli e

Mantovani (1999b) em clareiras na Floresta Pluvial Atlântica Montana (24% de pioneiras), encontraram proporções bem maiores. Estes valores foram altos, mesmo se comparando à proporção obtida apenas para o bambuzal (21,2%). Resultado semelhante foi obtido por Leitão Filho (1993) que, mesmo estudando áreas mais preservadas, encontraram proporção média de secundárias iniciais de 66%.

Entretanto, estes resultados comparativos podem ter sido causados simplesmente por diferenças na classificação de espécies pelos autores. No estudo de Tabarelli e Mantovani (1999b), por exemplo, *C. sellowiana*, *I. marginata*, *I. sessilis* e o gênero *Alchornea* foram consideradas espécies pioneiras. Leitão Filho (1993) classificou *M. arborea*, *G. opposita*, os gêneros *Maytenus* e *Mollinedia*, e várias espécies de Myrtaceae e Rubiaceae como secundárias iniciais. Neste estudo, para algumas espécies classificadas como secundárias tardias, os dados de densidade e frequência apontaram em outra direção. É o caso de *D. pubescens*, *P. caldense*, *L. dasytricha*, *M. campestris*, *E. bocainensis*, *E. riedeliana*, *C. canjerana*, *B. fluminensis* e *T. rubrivenium*. Menção especial deve ser feita para as três espécies listadas de Myrtaceae, família freqüentemente citada para o sub-bosque de florestas maduras. Nascimento (1994) e Baidier (1994) encontraram outras espécies de Myrtaceae (*C. guaviroba* (DC.) Kiaersk. e *Myrcia formosiana* DC.) como importantes em florestas secundárias de Ribeirão Grande, SP.

Outras espécies que, na área de estudo tiveram densidades semelhantes ao esperado para espécies de pioneiras, foram classificadas como secundárias iniciais, como *C. macrobothrys*, *D. paranaënsis*, *G. tagoara*, *M. grahamii*, *T. pulchra* e *S. swartzianum*. Muitas destas espécies foram abundantes na área de estudo e certamente os resultados seriam diferentes caso estas tivessem sido mais bem classificadas antes das análises (mais discussões sobre a abundância das espécies nos diferentes ambientes serão feitas abaixo).

Mesmo com estas limitações, as espécies classificadas como pioneiras e secundárias iniciais tiveram densidades significativamente maiores nos ambientes iluminados (bambuzal e clareiras), tanto no levantamento geral como apenas entre os recrutas. Exemplificando, apenas dois indivíduos pioneiros foram encontrados no sub-bosque (ambos *P. gaudichaudianum*) em parcelas diferentes. Tendência semelhante foi encontrada para a percentagem em número de espécies de cada grupo sucessional nos ambientes, mas esta tendência não foi testada estatisticamente. Estes dados são ressonantes com aqueles encontrados por Barton (1984), Hubbell et al. (1999) e Dickinson et al. (2000), comparando clareiras de diferentes tamanhos e o



sub-bosque, e com aquele encontrado por Leitão Filho (1993) comparando trechos sob diferentes históricos de perturbação. Baider (1994) comparando trechos de floresta secundária e um trecho de floresta primária também encontrou tendência semelhante. Entre as espécies secundárias tardias, apesar da maior densidade relativa no sub-bosque, as diferenças encontradas entre os ambientes não foram significativas. Estes resultados indicam a existência de uma capacidade diferenciada entre as espécies em relação à disponibilidade de luz da floresta e que a divisão de espécies em grupos funcionais ou ecológicos é válida para a Floresta Pluvial Atlântica Submontana, assim como para outras formações florestais do estado (GANDOLFI et al., 1995; GANDOLFI, 2000).

*Ameaçadas de extinção* – Houve um número maior de espécies ameaçadas de extinção no bambuzal que no sub-bosque, o que poderia indicar o bambuzal como uma área de relevante interesse de conservação. Porém, a discussão de questões relacionadas ao valor biológico de uma determinada área baseando-se em listas de ameaça de extinção de espécies é limitada por diferentes razões (POSSINGHAM et al., 2002). A espécie *M. campestris*, por exemplo, está citada na lista da IUCN como vulnerável devido principalmente ao à sua distribuição supostamente limitada. Entretanto, esta espécie foi mais frequente no bambuzal, área de difícil acesso e que por vezes é deliberadamente evitada por pesquisadores (e.g., OLIVEIRA et al., 2001). Situação parecida pode ter ocorrido para a espécie *E. bocainensis*. Assim, é difícil dizer até que ponto as listas utilizadas para a compilação destes dados reflete a atual situação da ameaça às espécies ou a limitação do conhecimento da comunidade científica sobre a distribuição e ecologia das mesmas.

#### 2.4.4.2 Sociologia

Como a maioria dos estudos fitossociológicos se concentrou no estrato arbóreo (DAP > 5 cm), poucos estudos foram encontrados para comparação direta dos resultados (e.g., SALIS et al., 1996; MEIRA NETO; MARTINS, 2003). O número é ainda menor considerando o estrato arbustivo da Floresta Pluvial Atlântica Submontana. Oliveira et al (2001), evitando áreas com bambus em uma mata secundária em Peruíbe, SP, obtiveram valores de densidade para árvores e

arbustos ( $5.640 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ ) ligeiramente inferiores ao encontrados aqui para clareiras e sub-bosque juntos ( $6.303 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ ). Os valores de dominância, entretanto, foram um pouco maiores ( $5,95 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) do que o encontrado aqui ( $5,57 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ). Apesar dos critérios de inclusão bastante próximos, tal diferença seria justificada pela inclusão de ervas eretas no presente estudo (e.g., *Dichorisandra* spp.), que foram abundantes mas tinham pequena área basal.

Dorneles e Negrelle (2000), usando o mesmo critério de inclusão em uma mata secundária em Itapoá, SC, encontraram valores muito maiores ( $13.928 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ ), trabalhando apenas com indivíduos arbóreos. Os autores atribuíram este valor de densidade à regeneração contínua das espécies como estratégia frente à alta mortalidade a que estão sujeitas. Salis et al. (1996) em uma Floresta Estacional Semidecidual encontrou um valor de densidade de  $4.200 \text{ indivíduos.ha}^{-1}$ , valor um pouco menor certamente devido ao critério de inclusão adotado (CAP entre 3 e 15 cm).

Entre os ambientes estudados, os resultados de densidade foram os mesmos obtidos por Griscom e Ashton (2003), ou seja, houve densidade maior no bambuzal, mas os valores médios não diferiram estatisticamente entre os ambientes estudados. Fantini e Guries (2000), no Vale do Ribeira de Iguape (Eldorado, SP), também não encontraram diferenças significativas na densidade de indivíduos menores que 5 cm de DAP, apesar dos valores terem sido menores nos ambientes com maior densidade de bambu. Bem como aqui, Barik et al. (1992) e Chandrashekara e Ramakrishnan (1994b) encontraram maior densidade de ervas e arbustos nas clareiras quando comparado ao sub-bosque. O mesmo resultado foi encontrado para a densidade de lianas por Babweteera et al. (2000). Nicotra et al. (1999) também não encontrou diferenças na densidade relacionadas a diferenças na disponibilidade de luz. Hubbell et al. (1999) encontraram que clareiras aumentam consideravelmente a densidades de indivíduos em comparação ao sub-bosque, tendência que não foi significativa neste estudo talvez pelo critério de inclusão adotado.

Melo (2000) e Oliveira et al. (2001), ambos em florestas densas submontanas do Vale do Ribeira de Iguape, também encontraram *C. lanceolata*, *E. bocainensis*, *E. cuprea*, *E. edulis*, *G. opposita*, *G. gardneriana* e *M. schottiana* entre as mais abundantes e importantes espécies em estratos mais inferiores da floresta. Contudo, espécies relativamente abundantes no estrato arbustivo da parcela permanente não foram registradas por estes autores, ou o foram em densidades menores. É o caso de *B. australis*, *C. moschata*, *G. elegans*, *O. teleiandra* e *T. grandifolium*. Em relação ao trabalho de Oliveira et al. (2001), o inverso ocorreu para espécies

como *E. cerasiflora*, *M. pubipetala* e *V. bicuhyba*, que no PECB apenas foram comuns entre os regenerantes no bambuzal e clareiras. Tal resultado talvez seja o reflexo de diferenças no estado de conservação entre as duas florestas, pois os autores estudaram um trecho de floresta secundária, ou simplesmente de diferenças biológicas locais. Meira Neto e Martins (2003) também encontraram espécies de Piperaceae entre as mais densas e importantes em uma Floresta Estacional Semidecidual, fato não observado por Oliveira et al. (2001).

Como esperado, o estrato arbustivo teve densidade muito maior que o estrato arbóreo da parcela permanente e de outras Florestas Ombrófilas do estado de São Paulo (Tab. 34). Em relação ao ranking das espécies (dicotiledôneas + *E. edulis*), foram encontradas consideráveis modificações em relação ao estrato arbóreo da parcela permanente para densidade e frequência relativa (Tab. 35). Salvo diferenças associadas ao critério de inclusão e às proporções em área amostrada de cada regime de luz, apenas *E. edulis*, *G. opposita*, *G. gardneriana*, *B. australis*, *E. cuprea* e *G. flagellaris* estiveram entre as 20 mais densas e frequentes em ambos estratos. Espécies comuns no estrato arbóreo sofreram grandes quedas no ranking de densidade e frequência, em especial *R. jasminoides*, *C. contracta* e *P. rohrii*. A espécie *T. grandifolium* ocupou a quarta posição no estrato arbóreo e também não foi comum no estrato arbustivo.

Por outro lado, espécies comuns no estrato arbustivo não o foram no estrato arbóreo. Para algumas destas, tal resultado está relacionado ao porte de seus indivíduos, que raramente (ou não) alcançam DAP superior a 4,8 cm. É o caso de *P. gaudichaudianum*, *C. lanceolata*, *E. bocainensis*, *P. caldense*, *L. dasytricha*, *P. solmsianum*, *P. astrellantha*, *J. carnea*, *O. teleiandra* e *C. recurvatum*. No entanto, espécies arbóreas abundantes no estrato arbustivo (e.g., *M. schottiana*, *C. glaziovii*, *I. marginata*, *E. riedeliana*, *E. subavenia*, *I. sessilis*) foram relativamente menos densas no estrato arbóreo. Em relação às espécies de sub-bosque os resultados de densidade encontrados aqui foram mais próximos, com exceção a *R. jasminoides* e *S. monosperma* que apresentaram baixas densidades relativas em todos os ambientes. As espécies típicas no dossel da parcela tiveram densidades relativas medianas com destaque para *A. glandulosa* (0,67%), *H. alchorneoides* (0,50%) e *C. viride* (0,46%).

Ainda, as espécies que predominaram entre os indivíduos emergentes (*P. dioica*, *H. courbaril*, *B. kleinii*, *C. trapezifolia*, *Tapirira guianensis*, *P. warmingii*: RODRIGUES, 2006) foram raras ou não amostradas no estrato arbustivo, exceto *C. moschata* (Dr= 0,78%). Melo (2000) encontrou uma tendência muito próxima para *C. moschata*, *V. bicuhyba*, *H.*

*alchorneoides*, *P. warmingii* e *S. guianensis*. *P. dioica*, por sua vez, foi a única espécie emergente listada acima que foi amostrada no estrato arbustivo (dois indivíduos em duas clareiras). A espécie *P. warmingii*, presente na área de estudo em sua maioria com indivíduos maiores que 10 cm DAP, produz grandes quantidades de sementes e possui alta mortalidade de plântulas sob adultos (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Esta espécie parece ter um modelo de regeneração bem próximo àquele encontrado por Aubréville (1938) e Swaine e Hall (1988) para uma espécie africana de Fabaceae, *Piptadenia africana* Hook.f. Para estas e para as demais espécies emergentes, seria interessante um trabalho direcionado para avaliar suas estratégias de regeneração.

Diferenças na composição e abundância entre adultos e juvenis são observadas desde o início do estudo de florestas tropicais (AUBRÉVILLE, 1938; JONES, 1955, 1956) até estudos mais recentes (MANOKARAM; KOCHUMMEN, 1987; SWAINE; HALL, 1988; DEBSKI et al., 2000; MELO, 2000). Swaine e Hall (1988), por exemplo, encontraram em Gana que 22% das espécies presentes no dossel da floresta estavam ausentes na fase juvenil (< 10 cm DAP). Contudo, a inferência de possíveis tendências de modificação da composição do dossel da parcela baseado nos dados do estrato arbustivo é uma tarefa difícil. Em primeiro lugar, a área amostral e o desenho experimental adotado conferem grandes limitações. Levantamentos com maior número de indivíduos por espécie e ao longo de períodos mais longos de monitoramento seriam mais adequados (SWAINE et al., 1987; SWAINE; HALL, 1988). Segundo, porque espécies de dossel e emergentes possuem diferentes estratégias de regeneração. Devido a questões relacionadas à mortalidade e crescimento diferencial entre espécies, a situação atual de indivíduos jovens não necessariamente representa a futura composição do dossel. Geralmente, espécies de dossel com abundantes estoques de jovens tem também maiores taxas de mortalidade (SWAINE; HALL, 1988).

É importante lembrar que neste estudo uma proporção em área maior foi amostrada em bambuzais (por vezes evitados nos estudos abaixo) influenciando os valores de densidade obtidos. É comum entre os estudos existentes a ausência de um delineamento metodológico capaz de detectar diferenças entre os estádios sucessionais do mosaico florestal, essenciais para o entendimento da dinâmica de florestas (LEITÃO FILHO, 1993; GANDOLFI et al., 1995). Geralmente, os estudos unem todas as áreas da floresta como pertencendo a um único estágio sucessional, ou mesmo evitam áreas excessivamente abertas (e.g., OLIVEIRA et al., 2001).

Mesmo assim, algumas das espécies lenhosas encontradas como abundantes no presente estudo também o foram em outras florestas submontanas, permitindo algumas comparações. É o caso de *H. alchorneoides*, *B. australis* (citada como *B. meridionalis*), *S. guianensis*, *G. gardneriana* e *G. opposita* em florestas com intervenção humana no Paraná (SILVA, 1989) e em uma floresta secundária em Santa Catarina (MANTOVANI et al., 2005). Leitão Filho (1993) também encontrou uma alta densidade relativa de *G. opposita*. Melo (2000) encontrou *C. lanceolata*, *E. cuprea*, *G. flagellaris*, *M. schottiana*, além de *E. edulis* e *G. gardneriana*, entre as mais importantes no sub-bosque, apesar de *B. australis*, *C. moschata*, *G. opposita*, *S. guianensis* e *T. grandifolium* terem apresentado abundâncias relativas relativamente menores. Também no sub-bosque, Mantovani (1993) encontrou boa abundância de espécies como *C. lanceolata*, *E. bocainensis*, *E. riedeliana*, *G. gardneriana*, *G. opposita* e *G. spectabilis*.

Tabela 35 – Lista de 21 espécies baseada no *ranking* decrescente de densidade (Dr) e frequência relativa (Fr) do estrato arbóreo da parcela permanente (dados extraídos de RODRIGUES, 2005) e suas respectivas posições para o estrato arbustivo. Para esta comparação, foram utilizados apenas os dados do estrato arbustivo referentes às espécies de dicotiledôneas mais *E. edulis*

<b>Dr – Est. Arbóreo</b>	<b>Est. Arbustivo</b>	<b>Fr – Est. Arbóreo</b>	<b>Est. Arbustivo</b>
<i>Euterpe edulis</i>	1	<i>Euterpe edulis</i>	1
<i>Guapira opposita</i>	3	<i>Guapira opposita</i>	8
<i>Garcinia gardneriana</i>	8	<i>Garcinia gardneriana</i>	11
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	29	<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	26
<i>Bathysa australis</i>	13	<i>Bathysa australis</i>	12
<i>Virola bicuhyba</i>	62	<i>Virola bicuhyba</i>	57
<i>Eugenia cuprea</i>	10	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	30
<i>Rudgea jasminoides</i>	110	<i>Marlierea suaveolens</i>	18
<i>Coussarea contracta</i>	152	<i>Eugenia cuprea</i>	6
<i>Marlierea suaveolens</i>	31	<i>Gomidesia flagellaris</i>	7
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	36	<i>Pterocarpus rohrii</i>	137
<i>Eugenia melanogyna</i>	48	<i>Rudgea jasminoides</i>	89
<i>Gomidesia flagellaris</i>	11	<i>Eugenia melanogyna</i>	54
<i>Eugenia mosenii</i>	38	<i>Marlierea tomentosa</i>	41
<i>Pterocarpus rohrii</i>	144	<i>Neomitranthes glomerata</i>	77
<i>Calycorectes australis</i>	51	<i>Calycorectes australis</i>	40
<i>Marlierea tomentosa</i>	56	<i>Endlicheria paniculata</i>	60
<i>Chrysophyllum viride</i>	46	<i>Chrysophyllum viride</i>	45
<i>Endlicheria paniculata</i>	66	<i>Tabebuia serratifolia</i>	84
<i>Neomitranthes glomerata</i>	90	<i>Coussarea contracta</i>	150
<i>Tabebuia serratifolia</i>	94	<i>Eugenia mosenii</i>	31

No PECB, em altitude um pouco maior, Dias (2005) também encontrou *E. riedeliana*, *O. teleiandra*, *P. suterella* e *C. paniculata*, além de outras citadas acima, entre as espécies mais abundantes, apesar das pequenas densidades encontradas pelo autor para *T. grandifolium* e *I. heterodoxa*. Ainda dentro dos limites do parque, Negreiros et al. (1995) se depararam igualmente com densidades relativamente altas *T. grandifolium*, *B. australis*, *G. flagellaris*, *H. alchorneoides* e *G. opposita*. Além destas espécies, Guilherme et al. (2004a), no mesmo município, descobriram ainda densidades mais próximas ao estrato arbustivo da parcela para *E. cuprea*, *C. lanceolata*, *G. gardneriana*, *M. schottiana*, *P. suterella* e *O. teleiandra*. Adicionalmente, *B. australis* e *G. opposita* também foram abundantes na Floresta Pluvial Atlântica Montana do PECB (AGUIAR, 2003). Em praticamente todos os estudos comparados, *E. edulis* foi a espécie mais abundante e importante e *R. jasminoides*, curiosamente, teve abundâncias bem maiores que no estrato arbustivo da parcela permanente.

A densidade absoluta e relativa de *E. edulis*, a espécie mais importante neste levantamento, é consideravelmente superior no estrato arbóreo da parcela permanente (225,7 indivíduos.ha<sup>-1</sup> e 24,2%: dados referentes à primeira medição em 2002) e em Cananéia (222 e 30,0: MELO, 2000) que em trechos mais elevados do PECB (188,2 e 11,4: AGUIAR, 2003; 205,7 e 11,6: DIAS, 2005). No estrato arbustivo da parcela, constatou-se que este valor pode passar de 530 indivíduos.ha<sup>-1</sup>. Entretanto, a densidade relativa desta espécie foi bem menor neste estrato (7,9%), sugerindo que mesmo sendo a espécie mais abundante em ambos os estratos da floresta, sua representatividade frente às demais espécies é menor nos estratos mais inferiores da floresta. Neste estrato outras espécies apresentaram densidades mais próximas ao palmito-juçara, como as espécies do gênero *Piper*, *Dichorisandra* e *Geonoma*. Tendência similar foi encontrada por Melo (2000) comparando o sub-bosque e o estrato dominante.

A densidade geral das espécies pode estar relacionada às suas capacidades de colonizar áreas da floresta sobre diferentes graus de abertura de dossel (BROKAW, 1987). Exemplos desta afirmação poderiam ser *E. edulis*, *G. opposita*, *C. lanceolata*, *E. bocainensis*, *E. cuprea*, *P. solmsianum*, *B. australis* e *G. flagellaris*. Estas espécies estiveram entre as mais abundantes no estrato arbustivo e apresentaram densidades relativamente altas nos três ambientes. Mas, poder-se-ia levantar a hipótese de que tais espécies ocupam clareiras através de regeneração avançada (sensu UHL et al., 1988). Entretanto, a presença destas espécies no bambuzal associado aos critérios de inclusão deste estudo leva a crer que seus indivíduos possuíam plasticidade suficiente

para se estabelecer tanto abaixo do dossel fechado como sob as altas intensidades luminosas do bambuzal. Se estas espécies são ou não capazes de atingir o estrato dominante e se reproduzir neste ambiente é uma questão que será mais bem entendida incluindo classes de diâmetro maiores.

Em relação aos ambientes, nota-se que houve, para muitas espécies, um marcante gradiente de abundância entre o bambuzal, clareiras e sub-bosque. Isto indica que, conforme sugerido por Leitão Filho (1993), o papel das espécies em termos fitossociológicos muda bastante em áreas restritas do mosaico florestal. *G. opposita* e *G. gardneriana*, por exemplo, estiveram bastante associadas espacialmente entre si, com distribuições agregadas em ambientes mais fechados da parcela (CAPRETZ, 2004). Assim, procurou se fazer uma separação destas espécies em grupos, baseado nas suas densidades relativas em cada ambiente como indicador de sucesso de estabelecimento (BARTON, 1984), e nos resultados fornecidos pela ISA (Tab. 36). Para isso, só foram usadas as espécies mais abundantes ( $D_r > 0,4\%$ ) apesar de algumas espécies menos abundantes terem sido incluídas quando o gradiente foi visualmente claro. Esta divisão, possui claras limitações relacionadas ao critério de separação adotado (densidade), à fase de vida avaliada (jovem), ao pequeno número de indivíduos levantados para a maioria das espécies, e às características dos ambientes estudados, que não diferem apenas em sua disponibilidade de luz. Assim, deve haver cautela na sua interpretação. Além disso, não se trata de uma divisão de espécies em grupos sucessionais, divisão esta que envolve mais critérios (DENSLOW, 1980b; 1996; MARTÍNEZ-RAMOS, 1985; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989, 1996). Apesar disto esta divisão fornece, para algumas espécies e para a área de estudo, indicações sobre suas preferências em relação aos ambientes estudados e, conseqüentemente, para sua divisão em grupos sucessionais.

De tal modo, foram criados cinco grupos: espécies que com ocorrência preferencial ou praticamente restrita aos bambuzais (clareiras grandes), com densidade igual ou próxima a zero sob o dossel contínuo (Grupo I:  $D_{\text{bambu}} \gg D_{\text{clareira}} > D_{\text{sub-bosque}}$ ); espécies com densidade nos ambientes iluminados relativamente maiores que no sub-bosque (Grupo II:  $D_{\text{bambu}} \geq D_{\text{clareira}} > D_{\text{sub-bosque}}$ ); densidades próximas nos três ambientes ou sem um gradiente claro de preferência por algum deles (Grupo III:  $D_{\text{bambu}} \approx D_{\text{clareira}} \approx D_{\text{sub-bosque}}$ ); espécies com densidade nos ambientes iluminados relativamente menores que no sub-bosque (Grupo IV:  $D_{\text{bambu}} < D_{\text{clareira}} < D_{\text{sub-bosque}}$ ); espécies com ocorrência preferencial ou praticamente restrita ao sub-bosque, com densidade

pequena nas clareiras, e igual ou próxima a zero no bambuzal (Grupo V:  $D_{\text{bambu}} < D_{\text{clareira}} \ll D_{\text{sub-bosque}}$ ). Vale lembrar que, para as espécies do Grupo III (todas relativamente abundantes), uma amostragem ainda maior talvez teria revelado algum gradiente de abundância entre os ambientes.

Apesar da composição e abundância dos recrutas terem sido usados na separação dos grupos, estes parâmetros tendem a corroborar a divisão de espécies proposta para a área de estudo. Várias espécies presentes nos Grupos I e II, estiveram entre os recrutas mais abundantes no bambuzal e clareiras (e.g., *G. tagoara*, *D. paranaënsis*, *P. gaudichaudianum*, *C. glaziovii*, *D. pubescens*; Fig. 19). Clareiras apresentaram uma mistura de recrutas do Grupo II, III e IV, enquanto que espécies do Grupo V e IV foram mais comuns entre os recrutas do sub-bosque.

Tabela 36 – Separação das espécies mais abundantes em grupos segundo suas respectivas abundâncias relativas nos três ambientes estudados. Espécies em um mesmo grupo indicam gradientes de densidade semelhantes entre os ambientes, mas não necessariamente valores de densidade semelhantes (ver texto para mais detalhes e critérios de cada grupo). Nomes completos das espécies em anexo

<b>Grupo I</b>	<b>Grupo II (cont.)</b>	<b>Grupo IV</b>	<b>Grupo V</b>
<i>D. paranaënsis</i>	<i>P. gardneri</i>	<i>E. edulis</i>	<i>G. elegans</i>
<i>G. tagoara</i>	<i>C. spiralis</i>	<i>G. opposita</i>	<i>G. gamiova</i>
<i>P. gaudichaudianum</i>	<i>T. rubrivenium</i>	<i>G. gardneriana</i>	<i>P. astrellantha</i>
<i>M. grahamii</i>	<i>E. oblongata</i>	<i>O. teleiandra</i>	<i>E. subavenia</i>
<i>C. macrobothrys</i>	<i>G. anacardiaeifolia</i>	<i>C. moschata</i>	<i>I. lenticellata</i>
<i>C. canjerana</i>	<i>E. cambucarana</i>	<i>E. neoglomerata</i>	<i>P. brachypoda</i>
<i>S. swartzianum</i>	<i>H. cf. velloziana</i>	<i>E. xiriricana</i>	<i>I. heterodoxa</i>
<i>S. latifolia</i>	<i>M. nyctitans</i>	<i>T. grandifolium*</i>	<i>P. leiocarpa</i>
<i>T. pulchra</i>	<i>M. hymenonervia</i>	<i>M. schumanniana</i>	
<b>Grupo II</b>	<i>N. membranacea</i>	<i>R. recurva</i>	
<i>D. pubescens</i>	<i>O. sanguinea*</i>	<i>E. mosenii</i>	
<i>E. bocainensis</i>	<i>B. fluminensis</i>	<i>S. bonplandii</i>	
<i>P. caldense</i>	<i>E. paniculata</i>	<i>A. guyanensis</i>	
<i>C. glaziovii*</i>	<i>P. pubigera</i>	<i>C. viride</i>	
<i>V. bicuhyba</i>	<i>C. decandra</i>	<i>E. melanogyna*</i>	
<i>L. dasytricha*</i>	<b>Grupo III</b>	<i>O. catharinensis</i>	
<i>I. marginata</i>	<i>C. lanceolata</i>	<i>R. hermogenesii</i>	
<i>E. riedeliana</i>	<i>P. solmsianum</i>	<i>G. spectabilis</i>	
<i>I. sessilis</i>	<i>E. cuprea</i>	<i>H. hebeclada</i>	
<i>J. carnea</i>	<i>G. flagellaris</i>	<i>P. ramiflora</i>	
<i>M. campestris</i>	<i>M. schottiana</i>	<i>P. caimito</i>	
<i>A. glandulosa*</i>	<i>B. australis*</i>	<i>S. bonplandii</i>	
<i>H. alchorneoides</i>	<i>P. suterella*</i>	<i>M. arborea</i>	
<i>C. recurvatum</i>	<i>Q. glazovii</i>		
<i>U. nitida*</i>	<i>M. suaveolens</i>		

\*espécies relativamente mais abundantes nas clareiras que em qualquer outro ambiente.



Resultados encontrados em outros estudos também corroboram, ao menos em parte, a divisão proposta acima. O gênero *Cecropia* é típico de grandes clareiras como mostrado por diferentes estudos (BARTON, 1984; BROKAW, 1987; van der MEER et al., 1998; TABARELLI; MANTOVANI, 2000). Suas sementes são freqüentemente encontradas viáveis no banco de sementes de várias florestas tropicais (HOLTHUIJZEN; BOERBOOM, 1982; VÁZQUEZ-YANES; SMITH, 1982; GORRESIO-ROIZMAN, 1993; GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002), característica atribuída à dormência de suas sementes (VÁZQUEZ-YANES; OROZCO-SEGOVIA, 1993). Sementes de *C. glaziovii* são fotoblásticas assim como para várias espécies do gênero *Solanum* (VÁLIO; SCARPA, 2001). Outras espécies que são comuns no banco de sementes em florestas do Estado de São Paulo são *T. micrantha*, *A. glandulosa*, *H. alchorneoides*, *R. ferruginea*, *Z. rhoifolium*, *C. decandra* e *C. sylvestris*, além de espécies do gênero *Solanum* e *Tibouchina* (BAIDER, 1994; GORRESIO-ROIZMAN, 1993; GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002). Greig (1993) também observou espécies de *Piper* com altas densidades de jovens, especialmente em grandes clareiras.

Assim como encontrado neste estudo, Carvalho et al. (2000) encontrou que espécies como *P. suterella* e *G. opposita* estão distribuídas em diferentes pontos da floresta e possuem altas abundâncias tanto em clareiras como no sub-bosque. Os autores ainda sugeriram, entretanto, *N. membranacea* e *I. sessilis* como espécies típicas do sub-bosque, baseando-se na análise de ordenação realizada. Entretanto analisando os valores de densidade das espécies por ambiente, apresentados pelos autores, observa-se que *N. membranacea* e *I. sessilis* tiveram densidades bem maiores em clareiras que no sub-bosque. Outras espécies que mostraram a mesma tendência foram *G. opposita*, *C. canjerana*, *S. swartzianum* e *B. australis*. Os mesmos valores apontaram as espécies *R. recurva*, *S. bonplandii*, *C. lanceolata* e *E. edulis* como mais densas no sub-bosque. Vale lembrar, porém, que a comparação entre os dois ambientes foi feita através de critérios de inclusão diferentes.

Brokaw (1985a) encontrou espécies do gênero *Miconia*, *Zanthoxylum*, *Alchornea*, *Cecropia*, *Jacaranda*, *Hyeronima* e *Cordia* como abundantes e/ou freqüentes em clareiras entre 20 e 705 m<sup>2</sup>. Tabarelli e Mantovani (2000) também encontraram *Miconia*, *Alchornea* e *Cecropia* como gêneros abundantes em clareiras, além de *Leandra*, *Rapanea* e *Tibouchina*. Lima e Moura (2006) também encontraram *B. australis*, *I. sessilis*, *D. pubescens*, *P. caldense* e *P. pseudopothifolium* com densidades relativamente alta em clareiras no PECB. Martini (2002)

encontrou uma espécie de *Scleria* como abundante e exclusiva em uma área queimada, gênero exclusivo ao bambuzal da parcela permanente. A mesma autora encontrou espécies do gênero *Geonoma* com maior densidade sob o dossel contínuo e *Miconia* com maiores densidades nas clareiras e na área queimada.

Algumas das espécies listadas acima dentre os grupos I e II também estiveram presentes em trechos de floresta secundária. Negrelle (1995b) citou *M. hymenonervia* e *O. sanguinea* como espécies características entre 1 e 3m de altura. Também no PECB, Dias et al. (2000) encontraram *T. pulchra*, *H. alchorneoides*, *C. canjerana*, *Alchornea* e *Bathysa australis* entre as espécies mais abundantes. Em Cubatão, Leitão Filho (1993) encontrou *T. rubrivenium*, *H. alchorneoides*, *M. cinnamomifolia*, *R. ferruginea* e *T. pulchra* como sendo mais abundantes em áreas mais perturbadas. *C. canjerana*, *P. gaudichaudianum* e *P. suterella* também foram encontrados em Tijucas do Sul, PR (LIEBSCH; ACRA, 2004). No estudo de Rondon Neto et al. (2000), *C. decandra*, *C. sylvestris*, *C. fissilis*, *I. marginata* e *M. nycitans* foram encontradas entre os regenerantes após 8 anos corte de raso. Adicionalmente, Nascimento (1994) encontrou *R. ferruginea*, *C. guaviroba*, *C. sylvestris*, *C. amictum*, *R. sericea*, *M. nycitans*, *I. marginata*, *P. suterella* em florestas com 18 e 25 anos de abandono pós-cultivo. Na mesma área de estudo que o último autor, Baider (1994) encontrou ainda *C. decandra* e *O. sanguinea* entre as plântulas da floresta secundária.

#### 2.4.4.3 Mortalidade e danos

*Mortalidade* - Nenhum trabalho com mesmos critérios de inclusão foi encontrado para uma comparação precisa da taxa de mortalidade obtida neste estudo ( $3,3\%.\text{ano}^{-1}$ ). Contudo, a taxa de mortalidade diminui conforme o tamanho dos indivíduos estudados aumenta (TURNER, 1990; CLARK; CLARK, 1991; GILMAN; OGDEN, 2001). Ou seja, a taxa de mortalidade entre plântulas é maior se comparado a árvores e arvoretas. Entre outros motivos, plantas menores possuem menores chances de sobrevivência devido ao número reduzido de folhas e seu sistema radicular pouco desenvolvido faz com que os indivíduos sejam mais suscetíveis ao stress hídrico, aquecimento excessivo e aos efeitos de danos físicos, como a herbivoria e queda de material vegetal do dossel (BROWN; WHITMORE, 1992)

Assim, usando-se desta premissa como base para comparação, a taxa obtida aqui foi comparável à taxa média encontrada por Clark e Clark (6,5%: 1991) para indivíduos entre 50 cm de altura e 4 cm DAP. Baidier (1994) encontrou taxas de mortalidade maiores para plântulas, entre 5 e 20%, assim como Dalling e Hubbell (2002) que encontraram até 35%. Griscom e Ashton (2003) e Turner (1990) também encontraram taxas de mortalidade maiores (13 e 15%, respectivamente) para indivíduos maiores que um metro de altura e 1 cm de DAP. Da mesma forma, a taxa obtida aqui foi maior que a grande maioria de inúmeros estudos do estrato arbóreo em florestas tropicais (Anexo 6 apud MELO, 2000). Por outro lado, apesar de Griscom e Ashton (2003) terem encontrado diferença entre a mortalidade no bambuzal e sub-bosque, não houve diferenças entre a mortalidade no três ambientes estudados aqui (TURNER, 1990).

De maneira geral, as espécies mais abundantes foram também aquelas com maior número de indivíduos mortos (e.g., *C. glaziovii*, *D. pubescens*, *E. edulis*, *L. dasytricha*). Contudo, algumas espécies figuraram como exceções a esta afirmação. É o caso de *C. lanceolata* e *E. bocainensis*, que tiveram apenas um indivíduo morto, e *G. flagellaris*, *G. gardneriana*, *P. gaudichaudianum* e *P. solmsianum* que não tiveram nenhum. Talvez estas espécies típicas do estrato arbustivo possuam adaptações evolutivas frente a danos físicos (habilidade de rebrota do caule, por exemplo; GREIG, 1993) ou talvez o período de avaliação tenha sido insuficiente para avaliar as conseqüências dos danos sofridos. Estudando três espécies de Dipterocarpaceae, Brown e Whitmore (1992) e Brown (1996) encontraram taxas de mortalidade diferentes entre as espécies nos diferentes ambientes estudados, assim como encontrado por Turner (1990). Adicionalmente, espécies abundantes como *D. paranaënsis* e *G. elegans* também não tiveram nenhum indivíduo morto sugerindo que a estratégia de crescimento em moitas é benéfica para espécies que vivem no estrato arbustivo.

Vários autores encontraram maiores mortalidades de espécies não tolerantes ao sombreamento se comparado às tolerantes à sombra, mesmo em clareiras (AUGSPURGER, 1984a; BROKAW, 1985a; BOOT, 1994). Foi difícil avaliar tal afirmação visto que poucos indivíduos dos grupos pioneiros e secundários iniciais estiveram presentes em número suficiente nos três ambientes, especialmente no sub-bosque (cf. BOOT, 1994). Mesmo o grupo secundário tardio, o mais abundante em todos os ambientes, teve pequenos valores de mortalidade (apenas 44 mortos), o que dificultou as análises estatísticas. Entretanto, a mortalidade geral dos grupos (sem considerar os ambientes) teve proporções diferentes de modo que o grupo secundário tardio

teve quase um terço da proporção de indivíduos mortos de pioneiras. Entretanto, considerando que espécies não-pioneiras permanecem por mais tempo no sub-bosque da floresta (devido as suas taxas de crescimento pequenas) essas estariam suscetíveis a danos por mais tempo e teriam menor disponibilidade de luz para repor tecidos danificados (AIDE, 1987; PUTZ; BROKAW, 1989; CLARK; CLARK, 1991). Isto conseqüentemente aumentaria a quantidade de mortes, tornando as comparáveis à mortalidade de pioneiras e secundárias iniciais.

A grande maioria destas mortes (92,6%) foi causada por danos físicos (antrópicos e naturais) ou dessecação. Entre os danos físicos, aqueles relacionados à extração do palmito-juçara foram preponderantes (57%) e juntos causaram mais mortes que qualquer outro tipo de dano. Ou seja, o corte ilegal do palmito foi a mais importante causa de mortalidade não apenas para as populações de *E. edulis*, mas também para populações de outras espécies da comunidade. Na área de estudo foram observados cortes de outras espécies que não o próprio palmito em classes de diâmetro maiores que 5 cm DAP. Em casos quando a estipe do palmito cortado se apoiava em uma outra árvore, os ‘palmiteiros’ chegaram a cortar árvores com até 35 cm DAP (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Resultados de outros trabalhos em andamento na área de estudo sugerem que o corte de palmito também é uma importante fonte de mortalidade entre as plântulas das principais espécies de dossel da parcela (SOUZA<sup>27</sup>, informação verbal), além de interferir na disponibilidade de recursos para frugívoros (GALETTI; ALEIXO, 1998) e de forófitos para epífitos vasculares (BREIER; BUDKE, 2002).

Em relação à letalidade dos danos, a freqüência relativamente alta de danos físicos em todos os ambientes, justifica este tipo de dano como a mais freqüente causa de mortalidade na parcela. Mesmo excetuando danos físicos de origem antrópica, danos físicos foram responsáveis por 28% das mortes encontradas em um ano, valor bastante próximo ao encontrado por Clark e Clark (1989, 1991) ambos na Costa Rica (19 e 22% ao ano, respectivamente). Aide (1987) encontrou a queda de galhos como a causa de mortalidade anual entre 22 e 47% dos indivíduos de jovens de *Connarus turczaninowii* Tr. no Panamá. Gilman e Ogden (2001), entretanto, eles encontraram taxas bem mais baixas para plântulas (1,3%/ano), resultado ao qual os autores atribuíram à maior capacidade de recuperação aos danos em florestas temperadas, onde a luz é mais abundante no sub-dossel.

---

<sup>27</sup> Souza, S.C.P.M. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas.

Em alguns estudos envolvendo a fase plântula, evidências sugerem que danos físicos não são causas mais freqüentes comparado à ação de fatores biológicos (atividade de vertebrados, herbivoria e patogenias; AUGSPURGER; KELLY, 1984; BAIDER, 1994; HOWE, 1990; GILMAN; OGDEN, 2001). A forma de minimizar a chance de danos, comuns nos períodos mais chuvosos, é crescer rapidamente (CLARK; CLARK, 1989, 1991), reparando os danos sofridos e ficando menos tempo com estaturas mais suscetíveis ao dano. Por outro lado, frente às altas taxas de danos físicos encontradas, os resultados de mortalidade encontrados aqui e em outros estudos (AIDE, 1987; CLARK; CLARK, 1991) sugerem que a letalidade de danos físicos talvez não seja tão alta, apesar de suas conseqüências se estenderem por anos (CLARK; CLARK, 2001). Independentemente, os dados encontrados aqui reforçam os danos físicos como comuns e como importante causa de mortalidade em florestas tropicais e temperadas (NÚÑEZ-FARFÁN; DIRZO, 1988; CLARK; CLARK, 1989; GILMAN; OGDEN, 2001).

Para danos relacionados ao dessecamento, porém, observou-se um número quase cinco vezes maior de indivíduos mortos do que danificados, sugerindo esta causa como a mais letal para plantas do estrato arbustivo. Tal resultado deve ser analisado no contexto de uma região onde a precipitação média anual é de 1.584 mm, podendo chegar a mais de 2.870 mm.ano<sup>-1</sup> (1983; DAEE/SP, 2006). Apesar do balanço hídrico normal para o município de Sete Barras não indicar déficits hídricos (ROTHER, 2006), as precipitações médias mensais entre Junho e Agosto são inferiores a 77 mm, e com certa freqüência a precipitação nesses meses pode ser inferior a 20 mm. Durante o período de estudo (2005 e 2006), os meses de Julho e Agosto/2005 e de Maio e Junho/2006, obtiveram valores consideravelmente inferiores às médias mensais históricas para a região, sugerindo invernos relativamente mais secos. Provavelmente, tais valores de precipitação podem fazer com que a umidade de água no solo fique, durante este período, abaixo das necessidades de indivíduos jovens, que ainda não desenvolveram sistemas radiculares profundos. Santos e Válio (2002) e Zickel (1995) encontraram maiores taxas de mortalidade sob o dossel durante a estação seca na Mata Santa Genebra em Campinas, SP. Os autores discutem a associação de solos superficiais secos e baixa incidência de luz como causa importante da mortalidade dos indivíduos. A ação de secas temporárias, combinado ou não à herbivoria, ocasionou alta mortalidade de indivíduos juvenis de *V. surinamensis* (Rol.) Warb. no Panamá (HOWE, 1990).

Curiosamente, a dessecação como causa de mortalidade foi maior no sub-bosque, onde proporcionalmente foi mais freqüente que a morte por danos físicos. Tais resultados sugerem que a umidade superficial do solo talvez seja, ao menos em algum momento do ano, menor sob o dossel contínuo que nas clareiras. Apesar de não ser um consenso entre diferentes trabalhos, existiria um gradiente decrescente de umidade sub-superficial do centro de clareiras para o interior da floresta (VITOUSEK; DENSLOW, 1986; BECKER et al., 1988; UHL et al., 1988, mas ver ASHTON, 1992b). Maior precipitação direta e menor evapotranspiração (menor densidade de raízes) seriam os principais responsáveis por este gradiente (COLLINS et al., 1985; OSTERTAG, 1998). Como umidade do solo é influenciada por fatores (topografia, parâmetros do solo, presença de raízes e serapilheira) que variam espacialmente entre e dentro dos diferentes ambientes da floresta, talvez a umidade do solo não seja tão previsível em relação à situação do dossel. Mesmo assim, em clareiras grandes ( $> 600 \text{ m}^2$ ) o solo superficial tende a ser menos úmido (BARIK et al., 1992; van DAM, 2001), onde maiores temperaturas e menor sombreamento poderiam levar a maior evapotranspiração (DENSLOW, 1980b; van DAM, 2001).

Além disso, o dessecação pareceu ser proporcionalmente mais letal entre as monocotiledôneas. Apesar de não ter sido feito um experimento direcionado e de longo prazo para testar tal sugestão, os tecidos tenros e as raízes menos profundas das monocotiledôneas em geral talvez tenham contribuído para tal resultado. Essa afirmação é especialmente válida para espécies como *D. pubescens*, *E. edulis* e *G. tigoara*. Vale lembrar, ainda, que apesar das diferentes proporções de causas de mortalidade em cada regime de luz, não houve diferença significativa na taxa de mortalidade entre eles.

Diferentes trabalhos têm destacado que as taxas de mortalidade de plântulas tendem a ser menor nos ambientes mais iluminados (AUGSPURGER, 1984a; BOOT, 1994; van der MEER et al., 1998; KOBE, 1999; BLOOR; GRUBB, 2003), fato não foi observado aqui. Na sombra total, Boot (1994) encontrou que as plântulas de todas exceto uma espécie, morreram em um experimento de pouco mais que um ano. Mas, a maioria destes autores trabalhou em condições experimentais (casas de vegetação), onde a mortalidade por danos físicos não existe e onde a temperatura do ar pode modificar o desempenho das plântulas (VÁLIO, 2003). Outros usaram proporções bem maiores de espécies pioneiras que na floresta como um todo (e.g., van der MEER et al., 1998; KOBE, 1999), podendo alterar os resultados visto que as espécies deste grupo têm melhor desempenho em ambientes mais iluminados.

Por outro lado, o efeito da disponibilidade de luz talvez seja mais crucial entre plântulas (indivíduos menores que 1 metro) do que entre indivíduos maiores (TURNER, 1990; BROWN; WHITMORE, 1992). Danos físicos foram a maior causa de mortalidade encontrada entre os indivíduos do estrato arbustivo da parcela, como predito por Clark e Clark (1991). Ainda, se considerarmos as causas de morte exceto danos físicos (antrópicos e naturais), verifica-se uma proporção indivíduos mortos levemente maior no sub-bosque (1,44%) se comparado às clareiras (1,16%) e ao bambuzal (0,82%). Apesar destas diferenças não terem sido testadas estatisticamente, estes resultados sugerem que a capacidade de recomposição frente a perdas de tecido (e.g., herbivoria) ou de manter um balanço de carbono positivo (GRIME, 1977) talvez seja maior em ambientes abundantes em luz. Entretanto, frente às taxas encontradas, um período de maior observação é necessário para comprovar tal sugestão.

*Danos* - Assim como para os resultados de mortalidade, para os 315 indivíduos danificados (12,8%) em um ano, os danos físicos (antrópicos + naturais) foram o tipo mais abundante (78%). Dentre estes danos, aqueles de origem antrópica se destacaram mais uma vez como o mais abundante, com mais de 43 % de todos os danos observados, especialmente nas clareiras e no sub-bosque. A principal causa deste tipo de dano foi, novamente, a queda de palmitos cortados (estipe e copa). Entretanto, outras atividades relacionadas à atividade de extração, como o acesso à copa cortada e beneficiamento da mesma, adicionaram um número considerável de danos (10,8%). Nas parcelas estudadas, danos causados pela ação de pesquisadores e auxiliares de campo foram pouco comuns e ocuparam a décima posição entre as causas de danos. Se não houvesse a presença humana na parcela, o número de indivíduos danificados cairia quase pela metade para 178 (7,2%). Nestas circunstâncias as clareiras seriam o ambiente com maior proporção de danos, apesar de ser estatisticamente igual aos demais.

Ainda nestas circunstâncias (i.e., sem danos antrópicos), os danos físicos naturais apareceriam como o principal tipo de dano no estrato arbustivo, com médias estatisticamente diferentes entre os ambientes. Clark e Clark (1991) sugeriram que indivíduos que não crescessem sob copas de árvores (i.e., clareiras) teriam menores chances de sofrerem danos físicos. Os resultados encontrados, porém, contrariam tal sugestão. A presença de moitas de *Guadua* ocasiona um número maior de danos físicos (GRISCOM; ASHTON, 2003, 2006), causados principalmente pela morte e queda de colmos isolados de bambu (maior até que danos causados

pelo corte de palmito) e pela queda associada de troncos de árvores e moitas de bambu. Griscom e Ashton (2003) sugeriram que as altas taxas de danos em áreas dominadas por bambu dificultariam o recrutamento a classes de tamanho  $> 5$  cm DAP, estagnando a sucessão nestas áreas. Resultados semelhantes foram obtidos por Silveira (2005) em florestas dominadas por uma espécie de *Guadua* no Acre. Além disso, a maior exposição a ventos e o peso de colmos de bambu exercido sobre as poucas árvores de dossel existentes, podem aumentar as chances de queda de árvores (GRISCOM; ASHTON, 2003) e conseqüentemente as proporções de danos nestes ambientes.

Em clareiras, ambiente com a segunda maior média de danos físicos, a queda de troncos foi a principal causa de dano e geraram proporções de danos maiores que no sub-bosque. A sobreposição de eventos de distúrbios em clareiras (gerado pela queda sucessiva de troncos/galhos ou da queda de árvores mortas em pé) é freqüente e bem relatada na literatura (RIERA; ALEXANDRE, 1988; LIEBERMAN et al., 1985; RUNKLE; YETTER, 1987; YAVITT et al., 1995; van der MEER; BONGERS, 1996a). Sua freqüência pode atingir até 60% das clareiras (RUNKLE, 1990). Assim, mesmo com taxas de crescimento mais velozes das espécies em ambientes iluminados, que garantiria menores riscos de novos danos físicos (CLARK; CLARK, 1991), seus indivíduos estão sujeitos a taxas de danos maiores se comparado ao sub-bosque. Neste contexto, habilidades específicas de resposta (e.g., rebrota do caule) frente a danos mecânicos, ou mesmo a arquitetura de copa (e.g., copas cilíndricas), tornam-se ainda mais importantes para a sobrevivência e recrutamento das espécies.

Danos causados pela queda de árvores, associada ou não à queda de moitas de bambu, tiveram ocorrência localizada em poucas parcelas (baixa freqüência) mas danificaram um grande número de indivíduos (alta conseqüência). Já no sub-bosque, a queda de materiais do dossel (galhos, bromélias e folhas de palmeiras) foi a causa mais abundante, ao lado das causas indeterminadas. Mesmo assim, estes valores foram comparativamente menores que os demais ambientes. Adicionalmente, as proporções de danos causados por queda de folhas de palmeiras (25%) e queda de galhos (44%) obtidas por Clark e Clark (1991) foram bastante diferentes das obtidas aqui (1 e 14%). Esses resultados confirmam a existência de variação espacial na taxa de danos, de modo que ambientes possuem regimes de distúrbio com causas e intensidades diferenciadas, resultando em taxas de danos igualmente variáveis (NÚÑEZ-FARFÁN; DIRZO, 1988; GILMAN; OGDEN, 2001).



A taxa de danos foi bem maior se comparado à taxa de mortalidade encontrada, sugerindo que a consequência dos danos causados foi pouco mortal para a maioria dos indivíduos. De fato, as consequências potencialmente menos letais foram as mais freqüentes, dentre elas caules tombados (38,7%) ou inclinados (14,6%), ápices/ramos quebrados (10,2%) e mortes de clones (8,9%), no caso das monocotiledôneas. Danos potencialmente mais letais (i.e., caule quebrado ou cortado) foram menos freqüentes (21%). Claro que a letalidade de cada uma destas consequências provavelmente está relacionada a características (porte e forma de crescimento; CLARK; CLARK, 1991) e habilidades (rebrotas, raízes gemíferas) específicas. Por outro lado, a decisão em considerar um indivíduo como morto foi bastante conservadora neste estudo: não foram considerados mortos caso estes tivessem folhas verdes, mesmo que severamente danificados. Assim, frente ao grande número de danos relatados, um acompanhamento mais longo dos indivíduos poderia trazer uma taxa de mortalidade maior, além de mais informações sobre as consequências dos cada dano sobre a sobrevivência das espécies (CLARK; CLARK, 2001).

#### 2.4.4.4 Recrutamento

No geral, mais de 15% dos indivíduos presentes na segunda amostragem não estavam presentes na primeira, ou seja, eram novos recrutas. Um número relativamente alto se comparado à mortalidade encontrada no mesmo período (3,3%). Entretanto, como dito anteriormente, o número de recrutas entre os ambiente não foi o mesmo. A grande parte esteve no bambuzal (63,3%) enquanto que o recrutamento no sub-bosque foi relativamente pequeno (12,1%). Tal fato provavelmente ocorreu pela associação de dois fatores. Nos ambientes com maior intensidade de luz, o crescimento em altura da maioria das espécies é potencializado (item 2.3.4.5), acelerando o recrutamento. Por outro lado, a proporção de espécies de rápido crescimento (i.e., pioneiras e secundárias) foi maior no bambuzal e nas clareiras (item 2.3.4.1, Tab. 15). Estes resultados foram próximos aos descritos para o recrutamento de pioneiras no Panamá (DALLING; HUBBELL, 2002; PEARSON et al., 2003). Brokaw (1985a), por exemplo, encontrou altas taxas de recrutamento de pioneiras e 'primárias' nos primeiros anos de formação da clareira.

Assim, das 116 espécies de recrutas, aquelas entre as 10 mais abundantes somaram 52% dos indivíduos e eram de rápido crescimento, dentre elas *G. tigoara* (12,7%), *P. gaudichaudianum* (9,3%), *E. edulis* (6,4%), *D. paranaënsis* (5,5%), *C. glaziovii* (4,3%), *D. pubescens* (3,2%) e *L. dasytricha* (3,0%). O palmito-juçara, apesar de considerado como uma espécie secundária tardia na literatura, também possui seu crescimento potencializado sob condições de luz intermediárias, como clareiras pequenas a médias (PAULILO, 2000; NAKAZONO et al., 2001) e talvez, por isso, tenha apresentado boa representatividade entre os recrutas. Nesse sentido, portanto, a espécie possa ser mais bem classificada como secundária inicial.

A inclusão dos recrutas nos cálculos sociológicos gerais foi razoavelmente importante. A densidade média no bambuzal e nas clareiras aumentou consideravelmente, apesar de não ter gerado diferenças significativas entre os ambientes. Isto é, a densidade média no bambuzal passou de 54,9 (primeira medição) para 76,2 indivíduos.ha<sup>-1</sup>, ultrapassando os outros dois ambientes. Apesar das espécies mais abundantes na primeira medição terem figurado entre os recrutas mais abundantes, houve alterações no posicionamento sociológico das espécies, principalmente entre as 20 mais importantes. O exemplo mais claro foi o taquaruçu (*G. tigoara*) que mudou de 10<sup>a</sup> para 4<sup>a</sup> colocação no ranking de densidade. Outras espécies que também alteraram substancialmente sua posição no ranking foram *D. paranaënsis* (subiu 2 posições), *C. glaziovii* (subiu 3), *G. opposita* (caiu 3) e *G. gardneriana* (caiu 4).

O grande número de recrutas de *G. tigoara* foi encontrado durante o período de pós-floração de muitas moitas presentes na parcela (R.A.F. LIMA, observação pessoal). Esta espécie de bambu, que além de se expandir vegetativamente via clones, produz uma grande quantidade de sementes que germinam rapidamente e formam extensos bancos de plântulas. Assim, muitas destas plântulas atingiram um metro e foram inclusas no estudo após a remedição de Julho de 2006, principalmente nas próprias áreas de bambuzal. Apesar desta espécie ter representado a mais abundante entre os recrutas nas clareiras, tal resultado foi devido a apenas uma parcela onde oito dos dez recrutas neste ambiente foram encontrados. Não foi encontrado nenhum recruta de *G. tigoara* nas parcelas de sub-bosque. A espécie *D. paranaënsis* também foi abundante entre os recrutas especialmente por suas contribuições nas parcelas de bambuzal.

#### 2.4.4.5 Crescimento, fertilidade e substrato de germinação

A avaliação da performance das espécies baseada em um intervalo de tempo tão restrito (um ano), certamente é limitada (ver BROKAW, 1985a; HOWE, 1990; BROWN; WHITMORE, 1992; CONNELL; GREEN, 2000; para estudos com intervalos de tempo maiores). Entretanto, os resultados encontrados aqui foram condizentes com as informações disponíveis na literatura para os primeiros anos de desenvolvimento das espécies. Houve variações entre os três ambientes no crescimento em diâmetro e altura para a comunidade como um todo, bem como para muitas das 25 espécies avaliadas separadamente.

Como esperado e de acordo com vários outros estudos (e.g., AUGSPURGER, 1984a; HOWE, 1990; OBERBAUER et al., 1993; BROWN; WHITMORE, 1992; KOBE, 1999; BLOOR; GRUBB, 2003; SANTOS, 2005), houve para a maioria das espécies uma tendência de maior crescimento médio nos ambientes iluminados do que no sub-bosque, diferenças estas que foram estatisticamente significativas para muitas espécies. Adicionalmente, a maior parte dos indivíduos com crescimento em área basal igual a zero (72%) estavam no sub-bosque. Supõe-se também que a grande variação no crescimento (altos valores de desvio padrão; Anexo E) entre os indivíduos das espécies como um todo, esteja relacionado ao desempenho diferencial citado acima.

Entretanto, algumas espécies tiveram crescimentos diferenciados ou menos pronunciados entre os ambientes. Com um bom número de indivíduos avaliados, *G. gardneriana* não mostrou diferenças significativa de crescimento entre clareiras e sub-bosque. Apesar dos resultados não significativos, *B. australis* cresceu mais em diâmetro nas clareiras que no bambuzal (o mesmo não foi verdadeiro para altura). *A. glandulosa* e *E. xiriricana* também não seguiram este padrão, apresentaram valores levemente maiores em ambientes com menos luz. Resultados semelhantes foram encontrados para algumas espécies em outros estudos (BROKAW, 1985a; POORTER, 1999; DALLING et al., 2004) nos quais grandes quantidades de irradiância (i.e., grandes clareiras) não levaram necessariamente a maiores taxas de crescimento das espécies.

Houve também diferenças de crescimento evidentes entre as espécies, que é comum mesmo entre espécies de grupos sucessionais semelhantes (POPMA; BONGERS, 1988; DALLING et al., 1999; VÁLIO, 2003). Estas espécies foram aquelas que, quase exclusivamente, obtiveram maiores taxas médias de incremento. Mesmo no sub-bosque, as espécies com maior

crescimento em diâmetro foram pioneiras (*P. caldense* e *L. dasytricha*); para o crescimento em altura contudo apenas *P. caldense* este entre as primeiras no sub-bosque. Resultados semelhantes foram encontrados por outros estudos comparando o crescimento de espécies pioneiras e não pioneiras (BROKAW, 1985a; BOOT, 1994; DALLING et al., 2004). Algumas espécies, por exemplo, podem sofrer sérios danos foliares quando expostas a muita luz (OBERBAUER; STRAIN, 1985). Apenas *E. cerasiflora* e *C. canjerana* são freqüentemente encontradas na literatura como secundárias tardias, apesar dos resultados obtidos apontarem estas espécies como pertencentes a grupos mais iniciais (Tab. 14 e Anexo C; GANDOLFI et al., 1995).

No Panamá, *T. micrantha* foi a espécie de maior crescimento individual entre plântulas (DALLING et al., 2004) e jovens ( $6,8 \text{ m.ano}^{-1}$ : BROKAW, 1985a). Apesar de ocorrer na área de estudo (R.A.F. LIMA, observação pessoal), nenhum indivíduos foi encontrado nas parcelas de estudo. No PECB, usando os mesmos critérios de incremento de Brokaw (1985a), o maior crescimento individual encontrado ocorreu para *G. tagoara* ( $4,7 \text{ m.ano}^{-1}$ ) entre as monocotiledôneas e *C. glaziovii* ( $4,5 \text{ m.ano}^{-1}$ ) entre as dicotiledôneas. Popma e Bongers (1988), Boot (1994) e Santos (2005) também relataram espécies de *Cecropia* com as maiores taxas de crescimento. Ainda, Brokaw (1985a) encontrou crescimento máximo semelhante para outra espécie de *Cecropia* (*C. insignis*:  $4,9 \text{ m.ano}^{-1}$ ) e um valor maior para outra *Virola* (*V. sebifera*:  $2,5 \text{ m.ano}^{-1}$ ), que neste estudo foi de  $1,5 \text{ m.ano}^{-1}$  para *V. bicuhyba*. Howe (1990) encontrou incremento máximo de aproximadamente  $1,2 \text{ m.ano}^{-1}$  para *V. surinamensis*. Mas, considerando o tamanho inicial do indivíduo para o cálculo do incremento, a espécie de dicotiledônea que obteve maior valor individual foi *I. sessilis*, seguido de *C. glaziovii*, *S. swartzianum* e *H. alchorneoides*.

Menção especial deve ser feita à alta taxa de crescimento encontrada para a espécie *G. tagoara*, responsável pelo elevado recrutamento da espécie na parcela. Como dito acima, esta foi a espécie que obteve maior crescimento individual e a quinta maior média de incremento em altura. Isto quer dizer que em áreas abertas, esta espécie é capaz de atingir maiores alturas (em um mesmo intervalo de tempo) do que qualquer outra espécie pioneira encontrada nas parcelas. Por outro lado, o sistema de crescimento vegetativo através de rizomas em *Guadua* também garante menores taxas de mortalidade das moitas, maior capacidade de expansão lateral do indivíduo (que pode ultrapassar 90m) e a integração fisiológica que permite a redistribuição dos recursos entre *ramets* (SILVEIRA, 2005). Isto justifica a alta competitividade da espécie ao invadir e dominar áreas abertas. O acompanhamento de indivíduos menores que um metro,

sugere alta mortalidade de plântulas (ARAÚJO<sup>28</sup>, informação verbal) que parecem ser compensados pela alta densidade das plântulas.

As avaliações de incremento individual devem ser interpretadas com cautela pois houve variações na distribuição das espécies entre os ambientes. Assim, algumas espécies que só ocorreram no bambuzal (e.g., *C. macrobothrys*, *T. pulchra*, *G. tagoara*) tiveram altos valores médios de crescimento porém não foram as espécies com maior potencial de crescimento. O inverso é válido para espécies de rápido crescimento que se distribuíram mais uniformemente entre os ambientes (e.g., *C. glaziovii*, *I. sessilis*, *H. alchorneoides*). Além disso, os três ambientes avaliados não são grupos com condições microclimáticas e edáficas homogêneas, podendo gerar variações no crescimento de indivíduos de uma mesma espécie dentro de um mesmo ambiente.

Mudanças na performance de crescimento das espécies intolerantes à sombra entre clareiras de diferentes tamanhos indicam que espécies têm desempenhos diferenciados ao longo do gradiente de luz da floresta. Se presente, esta diferenciação daria suporte às teorias de partição de nicho em florestas tropicais (e.g., GRUBB, 1977; RICKLEFS, 1977; DENSLOW, 1980b). Dalling et al. (2004) encontraram evidências de mudança de ordem para apenas duas de 12 espécies de pioneiras. Brown (1996) não encontrou evidências de mudança entre três espécies de Dipterocarpaceae. Ambos sugeriram, portanto, que haveria poucas evidências de performance diferenciadas das espécies entre os ambientes, assim como sugerido por Welden et al. (1991).

Dentre as 25 espécies avaliadas individualmente neste estudo, 12 foram enquadradas como pioneiras ou secundárias iniciais. Destas, ao menos cinco mudaram consideravelmente de posições no crescimento em diâmetro entre clareiras (i.e., clareiras pequenas a médias) e no bambuzal (i.e., clareiras grandes; Tab. 27). *P. solmsianum*, *I. sessilis* e *I. marginata* que obtiveram, respectivamente, a 15<sup>a</sup>, 16<sup>a</sup> e 9<sup>a</sup> maior média de crescimento nas clareiras, subiram para a 4<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup> colocação no bambuzal. *B. australis*, *P. caldense* e *A. glandulosa*, ao contrário, caíram da 3<sup>a</sup>, 10<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> posições nas clareiras para 15<sup>a</sup>, 13<sup>a</sup> e 7<sup>a</sup> posições no bambuzal. Outros estudos encontraram desempenhos diferenciados de espécies tropicais (POPMA; BONGERS, 1988; KOBE, 1999; SACK; GRUBB, 2001; BLOOR; GRUBB, 2003; SANTOS, 2005) e temperadas (STANCIOIU; O'HARA, 2006).

Outro exemplo é *E. edulis*, espécie enquadrada como secundária tardia na literatura. Apesar da maior taxa de crescimento no bambuzal, esta espécie obteve melhor posicionamento

---

<sup>28</sup> ARAÚJO, L.S. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo.

entre as demais espécies nas clareiras se comparado ao bambuzal, onde seu posicionamento foi inferior ao encontrado no sub-bosque. Ou seja, a espécie parece ser mais competitiva (em termos de incorporação de biomassa) em clareiras pequenas a médias que no bambuzal. Pela baixa capacidade de crescimento de *E. edulis* em níveis de irradiância superiores a 30% e inferiores a 20%, Nakazono et al. (2001) sugeriram que o palmito teria maior desempenho em clareiras médias. Os resultados encontrados por Paulilo (2000) sugerem um desempenho semelhante. Esta autora sugeriu ainda que *E. edulis* parecem suportar maiores quantidades de radiação solar incidente que outras espécies de palmeira do gênero *Geonoma*, como apontado pelos dados encontrados neste estudo.

Autores sugeriram ainda que o efeito do desempenho diferenciado sobre a partilha de nicho em florestas tropicais seria impedido devido às taxas de mortalidade maiores em espécies com maiores taxas de crescimento (*growth-dependent mortality rates*: DALLING et al., 1999; PEARSON et al., 2003; DALLING et al., 2004). Ou seja, espécies com altas taxas de crescimento em ambientes iluminados, seriam prejudicadas pela mortalidade de um número maior de indivíduos. Entretanto, boa parte dos estudos que não suportaram o crescimento diferencial entre clareiras foram feitos com plântulas em condições experimentais (DALLING et al., 1999; POORTER, 1999; DALLING et al., 2004) ou com poucas espécies (BROWN, 1996; PEARSON et al., 2003). Outras críticas aos métodos empregados nestes e outros estudos para avaliar mudanças de crescimento relativo das espécies são indicadas por Sack e Grubb (2001).

Por outro lado, a quantidade de entrada de luz pode ser apenas um pobre descritor do ambiente de uma clareira para determinar o desempenho diferencial das espécies (BROKAW, 1987; BARIK et al., 1992). O gradiente centro-borda (CANHAM et al., 1990; DEVOE, 1992; BROWN, 1996; van DAM, 2001; HOUTER; PONS, 2005), diferenças no substrato (NÚÑEZ-FARFÁN; DIRZO, 1988; POPMA et al., 1988; DALLING; HUBBELL, 2002; MCALPINE; DRAKE, 2002), posicionamento topográfico (ABE et al., 1995; GALE, 2000; SMALL; McCARTHY, 2002; DIACI et al., 2005), disponibilidade de sementes (GARWOOD, 1983; MURRAY, 1988; PAKEMAN; SMALL, 2005), herbivoria (NEWBERY; De FORESTA, 1985; HOWE, 1990; PEARSON et al., 2003) e competição radicular (GERHARDT, 1996; DENSLOW et al., 1998; OSTERTAG, 1998; LEWIS; TANNER, 2000) são alguns dos fatores que podem gerar estabelecimento e desempenho diferenciados de espécies em clareiras de mesmo tamanho.

Neste estudo, exemplo claro de que a heterogeneidade ambiental em clareiras vai além do simples aumento da disponibilidade de luz, foi a distribuição das espécies *O. sanguinea*, *P. pseudopothifolium* e *U. nitida*. A maior parte de seus indivíduos se estabeleceram preferencialmente sobre troncos caídos em clareiras, onde foram capazes de atingir a maturidade sexual, como relatado aqui. Certamente, estas espécies possuem mecanismos de dispersão (ou comportamento do dispersor) que direciona a deposição de suas sementes sobre troncos caídos. Mesmo assim, trata-se de um nicho particular ao ambiente de clareira, assumindo que a dispersão é feita após a queda do tronco, ou seja, após a formação da clareira. Troncos caídos podem ocupar consideráveis proporções do chão da floresta e indivíduos sobre eles possuem vantagem competitiva para se estabelecer devido a sua maior altura sobre as demais plântulas, menores chances de queda de serapilheira e maior disponibilidade de umidade nas raízes (van der MEER et al., 1998; DALLING; HUBBELL, 2002; ZIELONKA; PIĄTEK, 2004). Outros exemplos foram *C. glaziovii* e *L. dasytricha*, que assim como observado por Lima e Moura (2006), possuem capacidade de se estabelecer sobre troncos, além de áreas de revolvimento de solo associado a árvores desenraizadas. van der Meer et al. (1998) também encontrou 20% de indivíduos de *Cecropia* germinando sobre troncos caídos após a formação da clareira.

Existem evidências de um efeito compensatório (*trade-off*) entre a alocação de recursos para a produção de folhas para crescimento, e a alocação de recursos para outros tratamentos morfológicos e/ou fisiológicos para a defesa contra herbívoros (POORTER, 1999; DALLING; HUBBELL, 2002). Esse efeito pode então mascarar a avaliação da performance das espécies, especialmente quando os recursos produzidos estão sendo alocados para a reposição de tecido perdidos ou na produção de tratamentos anti-herbívoros. Outro fator que afeta a avaliação do desempenho das espécies em condições naturais é o tamanho do indivíduo no momento da formação da clareira. Isto porque, um tamanho maior garante maiores chances de sobrevivência frente aos danos e stress climático e de crescimento diferenciado em relação ao demais indivíduos que colonizam a clareira. (GARWOOD, 1983; BROKAW; SCHEINER, 1989; BROWN; WHITMORE, 1992). Assim, como praticamente todas as espécies respondem positivamente a incrementos de incidência de luz em clareiras, autores sugeriram que o sucesso de estabelecimento está baseado fundamentalmente na capacidade da espécie em obter crescimento diferenciado sob condições de dossel fechado (POPMA; BONGERS, 1988; BOOT, 1994; BLOOR; GRUBB, 2003). Dentro deste raciocínio, a partição de clareiras é possível não

apenas no espaço mas também no tempo, via diferentes taxas de crescimento e mortalidade entre espécies com exigências ambientais semelhantes (BROKAW, 1987), velocidade diferenciadas de resposta a incremento de luz entre as espécies (OBERBAUER; STRAIN, 1985; POPMA; BONGERS, 1991) e ao longo das mudanças microclimáticas decorrentes do próprio desenvolvimento da clareira (RUNKLE; YETTER, 1987; FRAVER et al., 1998; van der MEER et al., 1998).

Entre as 25 espécies estudadas, existiram aquelas que tiveram diferenças significativas em relação ao incremento em diâmetro, mas não em relação à altura. Entre elas, as secundárias tardias *C. lanceolata*, *G. flagellaris*, *M. schottiana*, *O. teleiandra*, e as pioneiras *P. caldense* e *P. gaudichaudianum*. O contrário (diferenças significativas em altura e não em diâmetro) não foi encontrado. Por outro lado, as espécies com maiores médias em incremento basal foram aquelas com maiores médias de incremento em altura. Mesmo assim, houve ainda uma certa alternância de espécies entre o ranking de médias das duas variáveis, ao contrário do encontrado por Brokaw (1987) para espécies pioneiras. *C. decandra*, *C. recurvatum*, *P. gaudichaudianum*, *P. pseudopothifolium*, *P. solmsianum*, *S. swartzianum*, *T. pulchra* e *U. nitida* por exemplo, tiveram incrementos médios em área basal relativamente altos se comparado ao seu incremento em altura. Em contraste, *C. canjerana*, *E. cerasiflora*, *E. edulis*, *E. riedeliana*, *I. sessilis*, *M. tomentosa* e *P. brachypoda* foram exemplos de espécie que investiram proporcionalmente mais em crescimento em altura que em diâmetro.

Por último, apesar de clareiras terem sido foco de debate acadêmico durante anos, ainda foram realizados poucos estudos que testassem apropriadamente questões relacionadas ao desempenho diferencial das espécies em diferentes regimes de luz em condições de campo (BROWN; WHITMORE, 1992). Como dito acima, a maioria dos estudos existentes avalia o desempenho de poucas espécies, pois é difícil encontrar número suficiente de indivíduos de diferentes espécies crescendo ao longo do gradiente. Assim, dados do desempenho de espécies raras são amplamente escassos na literatura. Assim como nos demais estudos, infelizmente não foi possível realizar análises de crescimento para um número maior de espécies. Mas os dados gerados aqui certamente trazem informações pioneiras sobre o desempenho de espécies da Floresta Atlântica Submontana em diferentes intensidades luminosas.



#### 2.4.4.6 Riqueza, diversidade e complementaridade

O estimador escolhido (*Jackknife* de segunda ordem) indicou que outras 31 espécies deveriam ser, adicionalmente, encontradas na área de estudo caso um censo fosse realizado na parcela permanente. Avaliando o comportamento do número de espécies únicas de acordo com o número de parcelas (Fig. 23) observou-se um declínio mais acentuado se comparado a curva de espécies duplicadas, indicando que poucas espécies não foram amostradas. Assim, o levantamento forneceu boas abundâncias das espécies para gerar uma estimativa segura do número total de espécies no estrato arbustivo da parcela permanente (COLWELL; CODDINGTON, 1994; WILLIAMS-LINERA, 2002). Adicionalmente, o presente estudo amostrou mais de 82% das espécies estimadas para a parcela (exceto epífitas, lianas e fetos arborescentes), um valor bastante alto considerando a riqueza de espécies e a grande proporção de espécies raras em florestas tropicais (COLWELL; CODDINGTON, 1994; CHAO et al., 2005). Entretanto, o número obtido de espécies únicas para cada ambiente (bambuzal: 32; clareiras: 55; sub-bosque: 46) sugere que a amostra talvez tenha sido insuficiente para uma estimativa mais segura do total de espécies por ambiente. Certamente, um número de parcelas maior, especialmente nas clareiras e no sub-bosque, seria mais adequado para detectar diferenças na riqueza máxima entre os ambiente.

*Grandes clareiras e G. tagoara* - Existe um consenso na literatura de que a presença de bambu em altas densidades restringe a regeneração de espécies lenhosas (POORE, 1968; VEBLEN, 1982; FANTINI; GURIES, 2000; SILVEIRA, 2005), aumentando as taxas de mortalidade (GRISCOM; ASHTON, 2003; GUILHERME et al., 2004b) e, conseqüentemente, retardando o processo de reposição do dossel (GRISCOM; ASHTON, 2006). Entretanto, poucos estudos procuraram comparar a riqueza de espécies entre ambientes com e sem bambu. Neste estudo, áreas de bambuzal apresentaram número máximo e médio de espécies (diversidade  $\alpha$ ) significativamente menor que os demais ambientes. Silveira (2005) observou menor riqueza e diversidade ( $H'$ ) em florestas com bambu no sudoeste da Amazônia, porém o autor comparou florestas diferentes e não realizou curvas de rarefação para eliminar possíveis efeitos de densidade (DENSLOW, 1995). Tabarelli e Mantovani (2000) sugeriram que densos aglomerados de bambus atrasariam a regeneração florestal e reduziriam a riqueza de espécies lenhosas. Contudo, os resultados dos próprios autores não demonstraram diferença significativa da

influência do bambu sobre a riqueza espécies, que esteve mais relacionada ao tamanho das clareiras estudadas.

Para o estrato avaliado no presente estudo<sup>29</sup>, a presença de aglomerados de bambu não limitou a densidade ou o recrutamento das espécies. Pelo contrário, houve maior densidade nos bambuzais e significativamente maior número de recrutas, como descrito em itens anteriores. Mas, a composição da comunidade e dos recrutas foi marcadamente distinta no bambuzal, que teve densidade de espécies de ervas e arbustos significativamente maiores. Sendo assim, a menor riqueza de espécies encontrada neste ambiente não está relacionada à diferenças na composição da chuva de sementes (ROTHER, 2006) ou ao menor recrutamento, mas sim a mecanismos capazes de selecionar espécies de recrutas com diferentes habilidades. Restrições à colonização das espécies no bambuzal podem estar relacionadas à sobrevivência frente a danos físicos (GRISCOM; ASHTON, 2003), competição por recursos (VEBLEN, 1982), limitação na quantidade de sementes dispersas (ROTHER, 2006) e/ou possíveis efeitos alelopáticos.

Entretanto, o bambuzal na parcela permanente não corresponde apenas a áreas de alta densidade de *G. tagoara*, mas também áreas com alta incidência luminosa (ver item 2.3.2). Esta situação é similar àquela encontrada em outros locais, onde a alta densidade de bambus está positivamente associada à ocorrência de distúrbios intensos (VEBLEN, 1982; SMITH, 2000). Por este motivo, deve se ter cautela na interpretação dos resultados, porque não foi feita a comparação de riqueza entre clareiras de mesmo tamanho com e sem bambu. Assim, é difícil quantificar o real peso da presença de bambu sob a riqueza de espécies, pois outras variáveis, como o stress fisiológico relacionado ao microclima de grandes clareiras (WHITMORE, 1975; BROWN; WHITMORE, 1992; NEWELL et al., 1993; PAULILO, 2000; HOUTER; PONS, 2005) e características edáficas (VIDALENC, 2000; mas ver GRISCOM; ASHTON, 2003), podem atuar sobre o estabelecimento e sobrevivência das espécies. Apenas experimentos direcionados serão capazes de avaliar as causas da menor diversidade alfa associada a ambientes de com alta densidade de bambu.

Independente das causas, a origem e manutenção destes ambientes em florestas tropicais merecem a atenção da ciência por ocuparem extensas áreas florestais associados a menor riqueza de espécies, como descrito acima. Florestas com alta dominância de bambu em grandes clareiras

---

<sup>29</sup> Para classes de diâmetro maiores (DAP > 5 cm), áreas com bambu restringem o recrutamento das espécies lenhosas na parcela permanente (R.A.F. Lima et al., em fase de elaboração), conforme sugerido por Griscom & Ashton (2003, 2006) e Guilherme et al. (2004b).

foram encontradas em outros pontos da Floresta Atlântica (TABARELLI; MANTOVANI, 2000) e no sudoeste da Amazônia (conhecidos como ‘tabocais’: VIDALENC, 2000; SILVEIRA, 2005; GRISCOM; ASHTON, 2006), onde a extensão destas florestas foi estimada em 161.000 km<sup>2</sup> (NELSON et al., 2006<sup>30</sup>). Por muito tempo, associou-se a presença de tais florestas com bambu à distúrbios catastróficos (naturais ou antrópicos), porém estudos mais recentes têm atribuído a ocorrência destas manchas à alta competitividade de bambus (GRISCOM; ASHTON, 2006).

Diferentes autores sugeriram que a ocupação de espécies de bambu está relacionada a ambientes iluminados (i.e., dossel descontínuo) em platôs ou topos de morros (SMITH, 2000; GUILHERME et al., 2004b; SILVEIRA, 2005; GRISCOM; ASHTON, 2006; LIMA; MOURA, 2006). Vidalenc (2000) também associou a presença de *Guadua weberbaueri* a presença de solos argilosos, pouco permeáveis e ricos em bases trocáveis (Vertisolos). Entretanto, no Vale do Ribeira de Iguape, a origem e a expansão de manchas de *G. tagoara* e espécies associadas, ainda são desconhecidas. Citações mais antigas em outro estado brasileiro<sup>31</sup> indicam uma situação contrária, ou no mínimo diferente, às extensas manchas com bambu encontradas na região de estudo, levando a crer na existência de eventos históricos que desencadearam a formação destas manchas. Fantini e Guries (2000) sugeriram que as altas densidades de bambu estariam ligadas a antigas extrações de madeira. Porém, tal atividade não parece ter ocorrido na parcela permanente, sugerindo outras possíveis causas. A extração ilegal de palmito pode aumentar a área de clareiras, mas não parece ser suficiente para desencadear o processo de formação de clareiras tão grandes (exceto no caso da criação de ranchos de palmiteiros e grandes trilhas de acesso o que não é o caso da parcela permanente).

Deslizes de terra fornecem ambientes bastante favoráveis ao crescimento de bambus, mas sua frequência e distribuição não fornecem boa explicação para as extensas clareiras com bambu presentes em todo o Vale do Ribeira. Por outro lado, fortes geadas parecem ser capazes de matar vários indivíduos do dossel e favorecer, pelo incremento na incidência de luz, o desenvolvimento dos bambus, cujos rizomas não são afetados pelo frio intenso. Moradores da região do Vale do Ribeira relataram a ocorrência de uma forte geada em 1975 e de suas conseqüências sobre a

---

<sup>30</sup> NELSON, B.W.; OLIVEIRA, A.C.; VIDALENC, D.; SMITH, M.; BIANCHINI, M.C.; NOGUEIRA, E.M. **Florestas dominadas por tabocas trepadeiras do gênero *Guadua*, no sudoeste da Amazônia.** Trabalho apresentado no Seminário Nacional para a Estruturação da Rede de Pesquisa e Desenvolvimento do Bambu, Brasília, 2006.

<sup>31</sup> Smith et al (1981, p.39) descreveu a distribuição de *G. tagoara* no estado de Santa Catarina como: “pouco freqüente, forma agrupamentos muito densos, porém, em geral pouco extensos, distribuídos em forma esparsa e descontínua pela floresta”.

vegetação (ARAÚJO<sup>32</sup>, informação verbal). De fato, o mês de Julho de 1975 registrou sete dias de geadas no estado de São Paulo, com menção especial àquela do dia 18 de Julho que foi classificada como severíssima e comparável as grandes geadas do século passado (TARIFA, 1977; LACATIVA, 1983). Os efeitos desta grande geada pode ter sido ainda maior considerando que a região do Vale do Ribeira onde a frequência de geadas e a resistência da sua vegetação provavelmente é mais baixa (cf. LACATIVA, 1983). Fica claro, portanto, a necessidade de estudos detalhados sobre a origem destas manchas de bambu, bem como da ecologia das diferentes espécies de bambu ocorrentes na região do Vale do Ribeira.

*Clareiras e Sub-bosque* - Dentro da ecologia de comunidades de florestas tropicais, o papel de distúrbios, e a conseqüente formação de clareiras, na manutenção da riqueza de espécies tem sido assunto de longos debates (ver revisões sobre o assunto em DENSLOW, 1987; TERBORGH et al., 2002; WRIGHT, 2002). Algumas hipóteses para explicar a alta riqueza em florestas tropicais têm a ação de distúrbios como peça central em suas formulações. Dentre elas, as principais são a hipótese de distúrbio intermediário (CONNELL, 1978), a hipótese do nicho de regeneração (GRUBB, 1977) e a hipótese da partição de clareiras (RICKLEFS, 1977; DENSLOW, 1980b). Apesar da importância do assunto e das atuais críticas feitas à maioria destas hipóteses (BROKAW; BUSING, 2000; DALLING et al., 2002; WRIGHT, 2002), existe pouca evidência empírica que as refutem ou corroborem.

Hubbell et al. (1999) encontraram que a maior riqueza de espécies em clareiras esteve relacionada a um efeito de maior densidade de espécies pioneiras em clareiras, e sugeriram que clareiras teriam um papel neutro na manutenção da riqueza de espécies, atuando apenas sobre composições de espécies existentes antes da formação da clareira. Neste sentido, estes e outros autores (BROKAW; SCHEINER, 1989; BUSING; BROKAW, 2002; DALLING et al., 2002; LAWES; OBIRI, 2003) defendem que a disponibilidade de propágulos e de plântulas seria mais importante no controle da variação da riqueza do que questões ligadas às hipóteses do distúrbio intermediário e da partição de clareiras em floresta tropicais.

O estudo citado acima, entretanto, sofreu várias críticas de diferentes autores, frente as quais o autor principal foi evasivo ao responder (ver debates em CHAZDON et al., 1999). Estas críticas estão fundamentadas no fato que os autores não fizeram a análise de rarefação para

---

<sup>32</sup> ARAÚJO, L.S. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo.

comparar a riqueza média entre os ambientes (CHAZDON et al., 1999; GOTELLI; COLWELL, 2001), não possuíam metodologia ou clareza conceitual capaz de avaliar apropriadamente a hipótese de distúrbio intermediário (SHEIL; BURSLEM, 2003) e avaliaram apenas espécies arbóreas (SCHNITZER; CARSON, 2001). Além disso, os autores usaram clareiras com área mínima de 25 m<sup>2</sup>, sob a justificativa de que espécies de pioneiras teriam sucesso em germinar, sobreviver e crescer em clareiras deste tamanho, generalizando o comportamento de toda a guilda baseado em poucas populações. Adicionalmente os autores não discutiram o aumento de até seis vezes na riqueza espécies por indivíduo da guilda tolerante à sombra com o aumento do tamanho da clareira (Tab. 1 apud HUBBELL et al., 1999).

No presente estudo, a riqueza média de espécies em clareiras foi significativamente maior que no sub-bosque. Como dito acima, foram encontrados pouquíssimos estudos comparáveis ao realizado aqui. Martini (2002), com desenho experimental semelhante, não encontrou diferenças significativas na riqueza média de espécies entre clareiras e sub-bosque em Una, BA. Entretanto, em nenhuma das classes de tamanho avaliadas pela autora, o número de indivíduos usados para comparar a riqueza foi superior a 200. Neste estudo, a análise comparativa das curvas de rarefação das clareiras e sub-bosque indicou que esta diferença só foi significativa a partir de 225 amostrados em cada ambiente. Provavelmente por isso, a autora não encontrou diferenças entre a riqueza dos dois ambientes, apesar da riqueza em clareiras ter sido levemente maior. Schnitzer e Carson (2001) não encontraram diferença na riqueza de espécies tolerantes à sombra entre clareiras e sub-bosque, porém os autores encontraram maior riqueza de pioneiras e de lianas que no sub-bosque (resultados para indivíduos entre 1 e 4 cm de DAP, N= 736).

Outros também tiveram resultados semelhantes, mas estes não fizeram as análises necessárias para eliminar corretamente o efeito da densidade sobre a riqueza ou tiveram delineamentos experimentais diferentes. Barik et al. (1992) encontraram maior número de espécies por parcela para ervas e plântulas em clareiras, apesar de não ter citado correção pela área da clareira ou pela densidade de indivíduos. Comparando florestas temperadas secundárias de diferentes idades nos EUA, Small e McCarthy (2002) encontraram maior riqueza média para arvoretas (árvores, arbustos e lianas maior que 30 cm de H e menor que 2,5 cm DAP), plântulas de espécies lenhosas e para ervas.

Desta forma, a diferença de riqueza entre clareiras e sub-bosque encontrada, dá suporte às hipóteses baseadas no nicho de regeneração (GRUBB, 1977; RICKLEFS, 1977; DENSLOW,

1980b). Nesse sentido, a grande variação nas condições ambientais entre clareiras (e.g., luz, substrato, danos causados no sub-bosque) possui um papel importante na produção de nichos diferenciados para evitar a exclusão competitiva entre as espécies, favorecendo que um número maior de espécies possam coexistir no espaço. As clareiras estudadas, por exemplo, variaram em tamanho de 60,3 a 514 m<sup>2</sup> (sensu BROKAW, 1982a) e foram formadas por diferentes modos de distúrbio (desenraizamento, tronco quebrado e morte em pé). Cada uma das possíveis combinações faz com que clareiras sejam virtualmente únicas ao fornecer nichos diferenciados para a regeneração de espécies (BROKAW; SCHEINER, 1989; RUNKLE, 1992). Provavelmente, os demais ambientes têm condições ambientais mais homogêneas e/ou menos propícias para o sucesso do estabelecimento das espécies. Por outro lado, o padrão espacial agregado das clareiras existentes (Fig. 8) pode ter diminuído as distâncias de dispersão entre clareiras pioneiras, diminuindo os efeitos da limitação de recrutamento sobre estas espécies e contribuindo para a manutenção da riqueza de espécies (GRAU, 2002).

Hubbell, em resposta às críticas dirigidas ao estudo seu e de seus colaboradores no Panamá (HUBBELL et al., 1999), argumentou que o aumento da densidade em clareiras, e conseqüentemente da riqueza, é primariamente um fenômeno relacionado às bordas de clareiras (ver debate em CHAZDON et al., 1999). Realmente, vários autores relataram a importância de áreas de borda de clareiras para a regeneração das espécies (BARTON, 1984; BRANDANI et al., 1988; POPMA et al., 1988; WAYNE; BAZZAZ, 1993). Mas, na verdade, bordas de clareiras são proporcionadas pela própria abertura clareiras e, por isso, representam um ambiente indissociável das condições ambientais formadas por elas. Sendo assim, mesmo que a maior riqueza de espécies esteja associado a um efeito de borda de clareiras, trata-se de um efeito indiretamente associado a aberturas no dossel da floresta.

Logicamente, ainda são necessárias análises mais detalhadas sobre o desempenho de espécies com exigências semelhantes de desenvolvimento (e.g., pioneiras) para determinar o real peso da partição de nicho em clareiras na manutenção da riqueza de espécies em florestas tropicais. Da mesma forma, futuros estudos devem incorporar questões temporais ligadas ao sucesso reprodutivo em clareiras, visando determinar se o aumento da riqueza em clareiras trata-se ou não de um efeito temporário relacionado ao recrutamento e crescimento diferenciados de poucas espécies pioneiras. Nesse sentido, acompanhamentos em períodos maiores de um ano são especialmente bem-vindos.

*Diversidade, uniformidade e dominância* - Considerando os três ambientes em conjunto, o índice de Shannon obtido aqui ( $H' = 4,88 \text{ nats.indivíduo}^{-1}$ ) foi maior que a maioria dos trabalhos encontrados envolvendo o estrato arbustivo – 3,04 (SALIS et al., 1996), 3,23 (DORNELES; NEGRELLE, 2000), 3,09 (RONDON NETO et al., 2000), 3,55 (OLIVEIRA et al., 2001) e 3,38 (MEIRA NETO; MARTINS, 2003) – e arbóreo – Tab. 34; 4,07 (SILVA; LEITÃO FILHO, 1982), 4,13 (MANTOVANI, 1993), 3,67 (JARENKOW, 1994), 3,73 (GANDOLFI et al., 1995), 3,61 (NEGREIROS et al., 1995) e 4,14 (MANTOVANI et al., 2005). O valor de diversidade foi menor que os estudos de Aguiar (4,59: 2003) e Dias (4,70: 2005) que tiveram área de abrangência amostral áreas bem maiores (64 ha). Bongers et al. (1988b), no México, também encontraram maior diversidade (4,65) entre espécies de árvores, arbustos e palmeiras com DAP maior que 1 cm. Entretanto, as diferenças não puderam ser consideradas significativas pois nenhum dos demais estudos apresentou os intervalos de confiança do índice. Neste estudo o intervalo de confiança (95%) do índice foi de 4,44 a 4,68  $\text{nats.indivíduo}^{-1}$ .

Em relação ao índice de uniformidade de Pielou obtido ( $J = 0,74$ ), as comparações com os mesmos estudos tiveram resultados diferentes. O índice foi maior apenas em relação aos estudos Florestas Estacionais Semidecíduais – 0,72 (SALIS et al., 1996) e 0,72 (MEIRA NETO; MARTINS, 2003) – e ao estudo de Bongers et al. (1988b). O índice foi menor em relação aos demais estudos – Tab. 34; 0,88 (MANTOVANI, 1993), 0,77 (JARENKOW, 1994); 0,76 (NEGREIROS et al., 1995); 0,86 (OLIVEIRA et al., 2001); e 0,85 (MANTOVANI et al., 2005). Ou seja, para o estrato arbustivo da parcela permanente houve mais espécies com grandes abundâncias. Como sugerido por outros estudos (e.g., JARENKOW, 1994; NEGREIROS et al., 1995; MELO, 2000), a inclusão de estratos inferiores da floresta (menores que 5 cm DAP) parece fazer com que o índice caia. Jarenkow (1994) sugeriu que a menor uniformidade do sub-bosque quando comparado aos estratos superiores da floresta estaria relacionado ao maior número de espécies com altas abundâncias. Talvez esta pode ter sido a razão da menor uniformidade encontrada para o estrato arbustivo da parcela permanente. Mas uma vez a comparação entre os índices deve ser cuidadosa, pois não foi feita uma comparação estatística entre os resultados.

A análise das curvas de densidade relativa entre os ambientes mostrou que houve maior dominância de poucas espécies no sub-bosque (*E. edulis*, *G. elegans*, *G. opposita* e *C. lanceolata*) e no bambuzal (*P. gaudichaudianum*, *G. tagoara* e *D. paranaënsis*), resultando em curvas mais íngremes. Nas clareiras, entretanto, houve maior equilíbrio na distribuição de

abundância entre as espécies, gerando uma curva mais suave e sem grandes distâncias entre as espécies. Isto teve reflexo direto nos valores de diversidade de Shannon e dominância dos ambientes. Clareiras obtiveram um índice significativamente maior de diversidade ( $H'$ ), seguido pelo sub-bosque e pelo bambuzal. Tendência similar foi obtida para a uniformidade de Pielou e para dominância de Berger-Parker que foi menor nas clareiras. Entretanto, o sub-bosque teve curiosamente maior dominância que o bambuzal. Assim, as clareiras além de possuírem maior riqueza de espécies, possuem valores de densidade relativa melhor distribuídos entre suas espécies, resultando em valores maiores de diversidade e menores de dominância. Eysenrode et al. (2003) encontraram que, assim como neste estudo, a dominância foi inversamente proporcional ao tamanho das clareiras. Os resultados obtidos por Barik et al. (1992) e Small e McCarthy (2002) sugerem tendências semelhantes em suas áreas de estudo.

Houve forte influencia das espécies de monocotiledôneas nos resultados obtidos tanto para diversidade ( $H'$ ) quanto dominância, causada primariamente por *E. edulis*, *D. paranaënsis*, *D. pubescens*, *G. elegans* e *G. tagoara*. Ao retirar esta classe taxonômica das análises, a diversidade aumentou nos três ambientes, mas especialmente no sub-bosque que, neste contexto, não mais apresentou valor significativamente diferente das clareiras. De maneira interessante, a dominância caiu consideravelmente no sub-bosque e subiu no bambuzal, este que ficou com cerca de duas vezes a dominância do sub-bosque. Nas clareiras o valor da dominância permaneceu praticamente inalterado e foi muito próximo do encontrado no sub-bosque. Estes resultados revelam a eficiência deste grupo em ocupar com sucesso os diferentes ambientes da floresta. As cinco espécies citadas acima estiveram sempre entre as cinco mais abundantes em pelo menos um dos três ambientes estudados.

*Complementaridade* - Além da riqueza de cada ambiente (diversidade  $\alpha$ ), a complementaridade de espécies entre os ambientes (diversidade  $\beta$ ) é um importante componente na descrição dos padrões da diversidade local (COLWELL; CODDINGTON, 1994). Quanto maior a complementaridade entre os ambientes da floresta, maior sua diversidade geral. No presente estudo, a complementaridade foi moderada e variou aproximadamente entre 50 e 60%. Entretanto, existe uma limitação na análise de complementaridade entre os ambientes estudados, pois esta pressupõe que a lista de espécies de cada ambiente seja conhecida totalmente



(COLWELL; CODDINGTON, 1994). Assim, amostras maiores em cada ambiente poderiam levar a menores valores de complementaridade.

Neste sentido, o estimador de similaridade de Chao (que faz uma correção do índice de similaridade de Jaccard baseado em espécies não amostradas) pode ser usado na discussão da complementaridade entre os ambientes. Usando os valores gerados pelo estimador, valores mais de complementaridade variam de 15 a 38% entre bambuzal e clareiras e entre bambuzal e sub-bosque, respectivamente. Considerando a abrangência da área de estudo (10,24 ha) e a mobilidade do táxon estudado (vegetais), pode-se dizer houve razoável mudança na composição florística nas escalas espaciais pequenas do mosaico florestal estudado. Apesar da diversidade  $\alpha$  menor, o ambiente do bambuzal funciona como um gerador de maior diversidade  $\beta$  na parcela. Ou seja, comparado ao ambiente sob dossel contínuo, o bambuzal possui espécies particulares que insere cerca de 40% de espécies diferentes ao contexto da parcela permanente. Clareiras pequenas a médias, além de possuírem maior riqueza de espécies, contribuíram com um acréscimo de aproximadamente 21% de espécies ao número de espécies presentes no sub-bosque. Juntos estes dois ambientes promovem, portanto, maior diversidade de espécies na parcela permanente como um todo.

Em uma outra escala de análise, comparando a complementaridade entre parcelas individualmente, outros resultados foram interessantes. Dentro de um mesmo ambiente, as parcelas do bambuzal foram, em média, significativamente menos complementares (32,1%) que clareiras e sub-bosque, indicando maior homogeneidade florística neste ambiente que entre os demais. Dentre os demais ambientes os valores indicaram que em média cerca de 50% das espécies ocorrentes em uma parcela não ocorrem na outra. Ou seja, a imprevisibilidade de ocorrência de espécie nestes dois ambientes foi similar. Eysenrode et al. (2003) encontraram valores mais altos de complementaridade entre espécie lenhosas em 24 clareiras no Equador e segundo os autores cada clareira foi quase única quanto a sua composição. Brokaw e Scheiner (1989) e Hubbell et al. (1999), ambos no Panamá, também encontraram alta imprevisibilidade de ocorrência de espécies entre clareiras de mesma idade e tamanho. Entretanto o valor médio das clareiras estudadas aqui (151 m<sup>2</sup> sensu BROKAW, 1982a) foi maior que nestes estudos, sugerindo que quanto maior o tamanho das clareiras, maior a previsibilidade de ocorrência das espécies em relação à luz. Esta afirmação é parcialmente corroborada pela alta similaridade florística encontradas nas clareiras grandes (> 750 m<sup>2</sup>).

### 3 CONCLUSÕES

*“We're still in the Middle Ages in biodiversity research. We're cutting bodies open to see what organs are inside”*

S.P. Hubbell

O regime de distúrbio da parcela permanente do PECB foi distinto da maioria das demais florestas tropicais revisadas, especialmente em relação ao número de clareiras grandes ( $> 750 \text{ m}^2$  sensu BROKAW, 1982a) presentes no seu interior. Mesmo com a maioria das clareiras sendo menores que  $150 \text{ m}^2$ , a presença destas clareiras gerou uma área média e percentagem total de clareira muito acima do encontrado para outras florestas, o que também dificultou a interpretação da taxa de recorrência (calculada pela primeira vez para a Floresta Pluvial Atlântica). Pouco se sabe, ainda, sobre origem destas clareiras (provavelmente ligada a eventos históricos) que certamente é um importante tema para futuras pesquisas nas florestas do Vale do Ribeira do Iguape. A sua manutenção, contudo, parece estar ligada à presença de *G. tigoara* que, apesar de não restringir fortemente a chegada de propágulos, impede o recrutamento das espécies lenhosas especialmente a diâmetros maiores de 5 cm. Tal sugestão poderia ser testada no âmbito da parcela permanente, utilizando-se do banco de dados do projeto que contém as informações de recrutamento para esta classe de diâmetro. Comprovou-se também que o método de delimitação utilizado possui forte influência tanto na descrição do regime de distúrbio, quanto no cálculo da taxa de recorrência da floresta. O consórcio de ambos os métodos é uma boa opção na descrição do regime de distúrbio, visto que um método mede as aberturas no dossel e o outro suas influências no chão da floresta. Da mesma maneira, recomenda-se a inclusão de fenômenos ligados à abertura de clareiras complexas que também possuem considerável influência sobre a interpretação do regime de distúrbio.

Em relação ao regime de luz, os valores médios obtidos no estudo do regime luminoso da parcela foram relativamente mais altos quando comparado aos estudos encontrados na literatura, o que pode estar ligado ao regime de distúrbio da parcela e à alta declividade de algumas de suas encostas. Houve, ainda, diferenças significativas para várias variáveis de luz entre os três ambientes (bambuzal, clareiras e sub-bosque), especialmente em relação à radiação total incidente, confirmando os critérios adotados para a escolha dos ambientes de luz. Observou-se,

contudo, grande variação do regime de luz dentro de um mesmo ambiente como indicado pela PCA, particularmente para o bambuzal e clareiras. Porém, parcelas de sub-bosque e bambuzal próximas no gráfico de ordenação do regime de luz não estiveram juntas nas análises de ordenação da regeneração no estrato herbáceo e arbustivo. Outras variáveis, como a distribuição das aberturas do dossel, qualidade da radiação incidente e temperatura (ambas não avaliadas aqui), também podem ser importantes na separação dos ambientes estudados. Por outro lado, cabe ressaltar as limitações do método utilizado (i.e., análise de uma fotografia hemisférica tirada no centro de cada parcela) para caracterizar a luz disponível para toda a parcela e para permitir correlações seguras entre luz e o desempenho dos indivíduos nesta mesma parcela. Ainda a respeito dos métodos, atenção especial deve ser dirigida aos protocolos de aquisição e análise das fotos hemisféricas, principalmente daquelas tomadas em ambientes de sub-bosque cuja análise pode gerar diferenças entre operadores.

Confirmou-se parcialmente a hipótese inicial de que o desenvolvimento de espécies herbáceas é maior em ambientes com maior incidência luminosa. Isto porque, esta resposta variou de acordo com a espécie ou grupo de espécies de ervas considerado. Pteridófitas parecem não se desenvolver tão bem em ambientes muito iluminados, como o bambuzal, enquanto que *C. communis*, a espécie herbácea mais abundante neste estudo, teve seu desenvolvimento fortemente ligado à disponibilidade luminosa, permitindo classificá-la como uma espécie pioneira. Além de luz, esta espécie também teve seu desenvolvimento influenciado pela topografia, de forma que os valores máximos foram encontrados em parcelas iluminadas em fundos de vale. A topografia também influenciou outros grupos do estrato herbáceo (e.g., Pteridófitas), porém de maneira menos acentuada. Observou-se, também, correlação negativa entre a cobertura do solo por regenerantes lenhosos e por *C. communis*, constituindo uma interessante proposta de futuras pesquisas sobre a influência da espécie na regeneração de árvores e arbustos. Outra importante sugestão de pesquisa seria, portanto, a avaliação mais detalhada da florística, sociologia, distribuição e desempenho de espécies de ervas em relação à disponibilidade de luz e topografia, uma área da ecologia florestal ainda pouco explorada, especialmente no Brasil.

No estrato arbustivo da parcela permanente, as famílias mais ricas e mais abundantes foram basicamente idênticas àsquelas do estrato arbóreo de outros trechos de Floresta Atlântica Submontana, exceto pela maior contribuição de Piperaceae e Solanaceae. Em adição, a despeito da pequena área amostrada, foram incluídas 48 novas espécies à listagem de espécies da parcela

permanente sugerindo a existência de mais espécies ainda não coletadas em seu interior. Os três ambientes estudados compartilharam muitas espécies, mas a MRPP e a DCA indicaram diferença significativa na composição e abundância das espécies, mesmo entre as clareiras e o sub-bosque. Tal constatação contraria as sugestões feitas nos demais estudos realizados na Floresta Pluvial Atlântica e corrobora a hipótese inicial de trabalho. Ao menos para o estrato arbustivo, mais espécies ocorrem preferencialmente nos ambientes mais iluminados (bambuzal e clareiras), porém o sub-bosque apresentou o maior número de espécies exclusivas. Como poderia se supor, a densidade de ervas e arbustos aumentou junto à incidência luminosa, assim como a densidade de pioneiras e secundárias iniciais. Adicionalmente, encontrou-se um gradiente de abundância para a maioria das espécies entre os três ambientes, possibilitando a divisão das espécies mais abundantes em grupos quanto à sua densidade relativa em cada ambiente, divisão esta que pode embasar futuras classificações de espécies em grupos sucessionais na referida formação florestal. Além de diferenças entre os ambientes, existiram diferenças na composição e densidade relativa entre os estratos arbustivo e arbóreo da parcela, fato que parece ser comum a muitas florestas tropicais.

Os resultados de recrutamento no intervalo de um ano mostraram diferenças no número de recrutas entre os três regimes de luz. Aproximadamente 63% dos recrutas estiveram no bambuzal, onde houve também maior disponibilidade de luz e maior densidade de espécies pioneiras e secundárias iniciais. O recrutamento relativamente alto (c.a. 15%) levou a mudanças na densidade e nas posições fitossociológicas de algumas espécies, especialmente *G. tagoara* que havia frutificado um ano antes do início deste estudo e contribuiu com aproximadamente 13% do total de recrutas. A taxa de mortalidade encontrada foi similar aos demais estudos em florestas tropicais, e cerca de cinco vezes menor que a taxa de recrutamento no mesmo período. Em geral, as espécies mais abundantes foram também aquelas com maior número de mortos, mas houve diferenciações nas taxas de mortalidade entre as espécies, ou seja, algumas morreram mais que outras. As principais causas de mortalidade foram os danos físicos (especialmente associado ao corte ilegal de palmito e à queda de colmos de bambu) e o dessecamento, associado aos períodos de estiagem ocorridos no inverno. Esse resultado chama a atenção para dois aspectos importantes e que merecem futura atenção da ciência. O primeiro diz respeito aos altos impactos da extração ilegal de palmito não apenas na sua própria população, mas também nas populações das demais espécies da comunidade. O segundo aspecto se refere à mortalidade relativamente alta causada

por dessecação (c.a. 30%). Considerando a formação florestal estudada e as atuais projeções de mudanças climáticas associadas ao aquecimento global, períodos de estiagem progressivamente maiores certamente terão consideráveis conseqüências sobre a regeneração da Floresta Pluvial Atlântica.

Dentre os 13% de indivíduos danificados no mesmo período de tempo, houve destaque para danos de origem antrópica, também ligados basicamente às atividades diretas e indiretas de palmeiros. Danos físicos não antrópicos ocuparam a segunda colocação e foram geralmente causados pela queda de colmos de bambu, troncos e galhos, confirmando a importância deste tipo de dano em florestas tropicais. Não houve diferença nas proporções de danos entre os ambientes, mas houve diferença para os danos físicos de origem não antrópica em separado, de modo que o bambuzal foi mais danoso que as clareiras e o sub-bosque. Cada ambiente teve suas causas de danos predominantes e os resultados desses danos foram, em sua maioria, caules tombados, inclinados ou quebrados. Pela alta percentagem de danos e baixa mortalidade no curso do mesmo ano, supõe-se que a atividade de danos seja parte do ciclo de vida da maioria dos indivíduos vegetais durante o seu desenvolvimento, e que adaptações à ocorrência destes danos (e.g., rebrota de caule, crescimento em moitas) talvez sejam comuns, especialmente entre as espécies de sub-bosque. Esse é um campo de estudo também pouco explorado em florestas tropicais, especialmente nas brasileiras.

Como previsto, houve uma tendência geral de maior crescimento com o aumento da disponibilidade de luz, apesar de algumas espécies terem respondido de diferentes maneiras e magnitudes ao aumento da luz incidente. Tal fato foi expresso pelas diferentes médias de crescimento entre espécies, mesmo no período de um ano, especialmente para espécies pioneiras e secundárias tardias. *G. tigoara* foi a espécie com maior taxa de crescimento em altura reportada, enquanto que *C. glaziovii* foi a primeira entre as espécies de dicotiledôneas. Dentre as 25 espécies para as quais foi possível comparar o desempenho entre os ambientes, confirmou-se a tendência de maior crescimento nos ambientes mais iluminados para a grande maioria. Entre estas espécies foram observadas, ainda, mudanças no ranking de desempenho entre os ambientes, sugerindo respostas diferenciadas ao incremento de luz (*cross-over growth performance*). Tal tipo de resposta daria suporte às hipóteses de diversidade baseadas na partição de nicho, mas avaliações mais longas do desempenho dos indivíduos e análises complementares são necessárias para comprovar esta sugestão para a parcela permanente. Outra evidência que sustentou tais

hipóteses foi a freqüente presença em clareiras de substratos de regeneração, como troncos caídos, capazes de promover um desempenho diferenciado de espécies como *U. nitida*, *O. sanguinea* e *P. pseudopothifolium*. Houve também indicações de diferença no investimento de algumas espécies no crescimento em diâmetro e altura, apesar da tendência geral de espécies com maiores incrementos em diâmetro terem apresentado também maiores incrementos em altura.

O número de espécies levantadas neste estudo foi representativo no contexto da parcela permanente (apenas 31 de 250 espécies, em sua maioria raras, não foram amostradas), proporcionando ricas discussões sobre sua riqueza e diversidade. Clareiras pequenas a médias tiveram significativamente maior riqueza (diversidade alfa), diversidade (índice de Shannon) e menor dominância de espécies (índice de Berger-Parker) que o sub-bosque, dando apoio às hipóteses de partição de clareiras como um importante mecanismo na manutenção da riqueza e diversidade de espécies, ao menos durante a escala de tempo considerada. Clareiras muito grandes com altas densidades de *G. tagoara*, apesar de apresentarem menor dominância que o sub-bosque, tiveram menor riqueza e diversidade de espécies que os demais ambientes. Neste assunto, ainda é prematuro afirmar qual é a principal causa para a baixa riqueza e diversidade destas clareiras. Isto porque, tanto o tamanho da clareira quanto a alta densidade de bambus podem atuar simultaneamente, limitando o desenvolvimento das espécies através de stress físico ou fisiológico. Existe ainda a possibilidade desta espécie possuir efeitos alelopáticos sobre as demais espécies, restringindo o estabelecimento. Assim, apesar dos claros efeitos destas clareiras sobre a estrutura e composição da floresta, os mecanismos que proporcionam a baixa diversidade encontrada devem ser o objeto de estudo de futuras pesquisas na parcela permanente. Por outro lado, o mosaico composto por estes três ambientes proporcionou um valor considerável de diversidade beta (i.e., complementaridade), um importante componente da diversidade em florestas tropicais, mesmo em uma escala espacial restrita como a parcela permanente.

## REFERÊNCIAS

- ABE, S.; MASAKI, T.; NAKASHIZUKA, T. Factors influencing sapling composition in canopy gaps of a temperate deciduous forest. **Vegetatio**, A Haia, v. 120, p. 21-31, 1995.
- AGUIAR, O.T. **Comparação entre métodos de quadrantes e parcelas na caracterização da composição florística e fitossociológica de um trecho de floresta ombrófila densa no Parque Estadual “Carlos Botelho” – São Miguel Arcanjo, São Paulo**. 2003. 119p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- AGUILERA, M.O.; LAUENROTH, W.K. Influence of gap disturbances and type of microsites on seedling establishment in *Bouteloua gracilis*. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, p. 87-97, 1995.
- AIDE, T.M. Limbfalls: A major cause of sapling mortality for tropical forest plants. **Biotropica**, Washington, v. 19, p. 284-285, 1987.
- ALMEIDA, F.F.M.; HASUI, Y.; PONÇANO, W.L.; DANTAS, A.S.L.; CARNEIRO, C.D.R.; MELO, M.S.; BISTRICH, C.A. 1981. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, v.1, 1981. 126p. Escala 1:5.000.000. (Série Monografias 6).
- ALMEIDA, S.S. **Clareiras naturais na Amazônia Central: abundância, distribuição, estrutura e aspectos da colonização vegetal**. 125p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas, Manaus, 1989.
- APG (Angiosperm Phylogeny Group). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Oxford, v. 141, p. 399-436, 2003.
- ARMELIN, R.S.; MANTOVANI, W. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 52, p. 5-15, 2001.
- ARRIAGA, L. Gap dynamics of a Tropical Cloud Forest in Northeastern Mexico. **Biotropica**, Washington, v. 20, p. 178-184, 1988.
- ASHTON, P.M.S. The structure and dynamics of tropical rain forest in relation to tree species richness. In: KELTY, M.J. (Ed.). **The ecology and silviculture of mixed-species forests**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1992a. chap. 4, p. 53-64.
- . Some measures of the microclimate within a Sri Lanka tropical rain forest. **Agriculture and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 59, p. 217-235, 1992b.
- AUBRÉVILLE, A. Regeneration patterns in the closed forest of Ivory Coast. In: CHAZDON, R.L.; WHITMORE, T.C. (Org.). **Foundations of Tropical Forest Biology: classic papers with commentaries**. Chicago: The University of Chicago Press, 1938. chap. 35, p. 523-537.

- AUGSPURGER, C.K. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 72, p. 777-795, 1984a.
- . Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. **Ecology**, Tempe, v. 65, p. 1705-1712, 1984b.
- AUGSPURGER, C.K.; FRANSON, S.E. Input of Wind-Dispersed Seeds Into Light-Gaps and Forest Sites in a Neotropical Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 239-252, 1988.
- AUGSPURGER, C.K.; KELLY, C.K. Pathogen mortality of tropical tree seedlings: experimental studies of the effects of dispersal distance, seedling density, and light conditions. **Oecologia**, Berlin, v. 61, p. 211-217, 1984.
- BABWETEERA, F.; PLUMPTRE, A.; OBUA, J. Effect of gap size and age on climber abundance and diversity in Budongo Forest Reserve, Uganda. **African Journal of Ecology**, Oxford, v. 38, p. 230-237, 2000.
- BAIDER, C. **O banco de sementes e de plântulas na sucessão da Mata Atlântica**. 137p. 1994. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- BARDEN, L.S. Repeatability in forest gap research: Studies in the Great Smoky Mountains. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 558-559, 1989.
- BARIK, S.K.; PANDEY, H.N.; TRIPATHI, R.S.; RAO, P. Microenvironmental Variability and Species-Diversity in Treefall Gaps in A Subtropical Broadleaved Forest. **Vegetatio**, A Haia, v.103, p. 31-40, 1992.
- BARTON, A.M. Neotropical pioneer and shade-tolerant tree species: do they partition treefall gaps? **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 25, p. 196-202, 1984.
- BAZZAZ, F.A. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems. In: MOONEY, H.A.; GODRON, M. (Ed.). **Disturbance and ecosystems: components of response**. Berlin: Springer-Verlag, 1983. chap. 5.4, p. 259-275.
- BECKER, P.; RABENOLD, P.E.; IDOL, J.R.; SMITH, A.P. Water Potential Gradients for Gaps and Slopes in a Panamanian Tropical Moist Forest's Dry Season. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 173-184, 1988.
- BERG, E. van den; SANTOS, F.A.M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, p. 83-98, 2003.
- BLOCK, M. This week Citation Classic - Pattern and process in the plant community. **Current Contents - Agriculture, Biology & Environmental Sciences**, Philadelphia, v. 30, p. 12, 1986.
- BLOOR, J.M.G.; GRUBB, P.J. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 91, p. 77-85, 2003.



BONGERS, F.; POPMA, J.; IRIARTE, S.V.B. Response of *Cordia megalantha* Blake seedlings to gap environments in tropical rain forest. **Functional Ecology**, Oxford, v. 2, p. 379-390, 1988a.

BONGERS, F.; POPMA, J.; CASTILLO, J.M.; CARABIAS, J. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Vegetatio**, A Haia, v. 74, p. 55-80, 1988b.

BOOT, R.G.A. **Growth and survival of tropical rain forest tree seedlings in forest understorey and canopy openings**: implications for forest management. Wageningen: Tropenbos Foundation, 1994. 55p.

BRANDANI, A.; HARTSHORN, G.S.; ORIAN, G.H. Internal heterogeneity of gaps and species richness in Costa Rican Tropical Wet Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 99-119, 1988.

BRAY, J.R. Gap phase replacement in a Maple-Basswood Forest. **Ecology**, Tempe, v. 37, p. 598-600, 1956.

BREIER, T. B.; BUDKE, J. C. Epifitismo vascular sobre o palmitreiro (*Euterpe edulis* Mart.) na Floresta Atlântica de Encosta, Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brasil. In: ENCONTRO DE BOTÂNICOS DO RIO GRANDE DO SUL, 11., e ENCONTRO DE HERBÁRIOS, 3., 2002, Santa Cruz do Sul - RS. **Resumos...** Santa Cruz do Sul : EDUNISC - Editora da Universidade de Santa Cruz do Sul, 2002. p. 32-32.

BROKAW, N.V.L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 14, p. 158-160, 1982a.

———. Treefalls: frequency, timing, and consequences. In: LEIGH, E.G.; RAND, A.S.; WINDSOR, D.M. (Ed.). **The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1982b. chap. p. 101-108.

———. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 66, p. 682-687, 1985a.

———. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985b. chap. 4, p. 53-69.

———. Seed dispersal, gap colonization, and the case of *Cecropia insignis*. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers, 1986. chap. 24, p. 323-331.

———. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 75, p. 9-19, 1987.

BROKAW, N.V.L.; BUSING, R.T. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 15, p. 183-188, 2000.

BROKAW, N.V.L.; SCHEINER, S.M. Species Composition in Gaps and Structure of a Tropical Forest. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 538-541, 1989.

BROWN, N.D. **Dipterocarp regeneration in tropical rain forest gaps of different sizes**. 1990. 169p. Tese (PhD) – Oxford University, Trinity, 1990.

———. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean Lowland Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 153-168, 1993.

———. A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 82, p. 239-244, 1996.

BROWN, N.D.; WHITMORE, T.C. Do dipterocarp seedlings really partition tropical rain forest gaps? **Philosophical Transactions of the Royal Society of London (Series B)**, London, v. 335, p. 369-378, 1992.

BROWN, N.D.; JENNINGS, S.; WHEELER, P.; NABE-NIELSEN, J. An Improved Method for the Rapid Assessment of Forest Understorey Light Environments. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 37, p. 1044-1053, 2000.

BULLOCK, J.M. Gaps and seedling colonization. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Wallingford: CABI Publishing, 2000. chap. 16, p. 375-395.

BUSING, R.T.; BROKAW, N. Tree species diversity in temperate and tropical forest gaps: the role of lottery recruitment. **Folia Geobotanica**, Praga, v. 37, p. 33-43, 2002.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 255p.

CAMPASSI, F. **Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da Mata Atlântica**. 60p. Trabalho de Conclusão de Curso, Rio Claro: IB/UNESP. 2002.

CANHAM, C.D. An Index For Understorey Light Levels in and Around Canopy Gaps. **Ecology**, Tempe, v. 69, p. 1634-1638, 1988.

CANHAM, C.D.; MARKS, P.L. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. chap. 11, p. 197-216.

CANHAM, C.D.; DENSLOW, J.S.; PLATT, W.J.; RUNKLE, J.R.; SPIES, T.A.; WHITE, P.S. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 20, p. 620-631, 1990.

CAPRETZ, R.L. **Análise dos padrões espaciais de árvores em quatro formações florestais do estado de São Paulo, através de análises de segunda ordem, como a função K de Ripley**. 2004. 79p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

- CARMO, M.R.B.; MORELLATO, L.P. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R.R. E LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.) **Mata Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da USP/FAPESP, 2000. p.125-141.
- CAREY, E.V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Tree mortality in mature Lowland Tropical Moist and Tropical Lower Montane Moist Forests of Venezuela. **Biotropica**, Washington, v. 26, p. 255-265, 1994.
- CARVALHO, L.M.T.; FONTES, M.A.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 149, p. 9-22, 2000.
- CHANDRASHEKARA, U.M.; RAMAKRISHNAN, P.S. Successional patterns and gap phase dynamics of a humid tropical forest of the Western Ghats, India: ground vegetation, biomass, productivity and nutrient cycling. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 70, p. 23-40, 1994a.
- . Vegetation and gap dynamics of a Tropical Wet Evergreen Forest in the Western Ghats of Kerala, India. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, p. 337-354, 1994b.
- CHAO, A.; CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; SHEN, T. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 148-159, 2005.
- CHAZDON, R.L.; PEARCY, R.W. Photosynthetic responses to light variation in rainforest species. **Oecologia**, Berlin, v. 69, p. 517-523, 1986.
- CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; DENSLOW, J.S. Tropical tree richness and resource-based niches. **Science**, Washington, v. 285, p. 1495a, 1999.
- CLARK, D.A. Regeneration of canopy trees in tropical wet forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 1, p. 150-154, 1986.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, Tempe, v. 82, p. 1460-1472, 2001.
- CLARK, D.B. The role of disturbance in the regeneration of neotropical moist forests. In: BAWA, K.S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: UNESCO, 1990. chap. 21, p. 291-315.
- CLARK, D.B.; CLARK, D.A. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 55, p. 225-230, 1989.
- . The impact of physical damage on canopy tree regeneration in Tropical Rain Forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 79, p. 447-457, 1991.

- CLEARWATER, M.J.; NIFINLURI, T.; VAN GARDINGEN, P.R. Forest fire smoke and a test of hemispherical photography for predicting understorey light in Bornean tropical rain forest. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 97, p. 129-139, 1999.
- CLEMENTS, F.E. Nature and structure of the climax. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 24, p. 252-284, 1936.
- CLINTON, B.D. Light, temperature, and soil moisture responses to elevation, evergreen understorey, and small canopy gaps in the southern Appalachians. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 186, p. 243-255, 2003.
- COATES, K.D.; BURTON, P.J. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 337-354, 1997.
- COLEY, P.D. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a Lowland Tropical Forest. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 53, p. 209-234, 1983.
- . Gap size and plant defenses. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 8, p. 1-2, 1993.
- COLLEVATTI, R.G.; SCHOEREDER, J.H.; CAMPOS, L.A.O. Foraging behavior of bee pollinators on the tropical weed *Triumfetta semitriloba*: flight distance and directionality. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, p. 29-37, 2000.
- COLLINS, B.S.; DUNNE, K.P.; PICKETT, S.T.A. Responses of forest herbs to canopy gaps. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Ed.) **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. p. 217-234
- COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Manual e aplicativo disponíveis em: <http://purl.oclc.org/estimates>. 2005.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 345, p.101-118, 1994.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Recruitment near conspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a Neotropical Forest. **American Naturalist**, Chicago, v. 140, p. 261-286, 1992.
- CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p.1302-1310, 1978.
- . Some processes affecting the species composition in forest gaps. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 560-562, 1989.
- CONNELL, J.H.; ORIAS, E. The ecological regulation of species diversity. **American Naturalist**, Chicago, v. 98, p. 399-414, 1964.

- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, p.1119-1144, 1977.
- CONNELL, J.H.; LOWMAN, M.D. Low-diversity Tropical Rain Forests: Some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist**, Chicago, v. 134, p. 88-119, 1989.
- CONNELL, J.H.; GREEN, P.T. Seedling dynamics over thirty-two years in a Tropical Rain Forest tree. **Ecology**, Tempe, v. 81, p. 568-584, 2000.
- CONNELL, J.H.; TRACEY, J.G.; WEBB, L.J. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining Rain Forest tree diversity. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 54, p.141-164, 1984.
- COOPER, W.S. The climax forest of Isle Royale, Lake Superior, and its development. I. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 55, p. 1-44, 1913.
- COSTA, F.R.C. Structure and composition of the ground-herb community in a terra-firme Central Amazonian forest. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, p. 53-59, 2004.
- COWLES, H.C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. Part I – Geographical relations of the dune floras. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 27, p. 95-117, 1899.
- CROME, F.H.J.; RICHARDS, G.C. Bats and gaps: Microchiropteran community structure in a Queensland Rain Forest. **Ecology**, Tempe, v. 69, p. 1960-1969, 1988.
- DAEE/SP. **Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.dae.sp.gov.br/hidrometeorologia/bancodados.htm>>. Acesso em: 16 dez. 2006.
- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, p. 557-568, 2002.
- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P.; SILVERA, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, p. 674-689, 1998.
- DALLING, J.W.; LOVELOCK, C.E.; HUBBELL, S.P. Growth responses of seedlings of two neotropical pioneer species to simulated forest gap environments. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 15, p. 827-839, 1999.
- DALLING, J.W.; MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; HUBBELL, S.P. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 90, p. 714-727, 2002.
- DALLING, J.W.; WINTER, K.; HUBBELL, S.P. Variation in growth responses of neotropical pioneers to simulated forest gaps. **Functional Ecology**, Oxford, v. 18, p. 725-736, 2004.

- DAM, O. van. **Forest filled with gaps**: effects of gap size on water and nutrient cycling in tropical rain forest - a study in Guyana. Georgetown: Tropenbos Guyana Program (Tropenbos Guyana Series 10), 2001. 208p.
- DAVIS, D.E. The annual cycle of plants, mosquitoes, birds, and mammals in two Brazilian Forests. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 15, p. 243-295, 1945.
- DAVIS, T.A.W.; RICHARDS, P.W. The vegetation of Moraballi Creek, British Guiana: An ecological study of a limited area of Tropical Rain Forest. Part I. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 21, p. 350-384, 1933.
- DEBSKI, I.; BURSLEM, D.F.R.P.; LAMB, D. Ecological processes maintaining differential tree species distributions in an Australian subtropical rain forest: implications for models of species coexistence. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, p. 387-415, 2000.
- DENSLOW, J.S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, Berlin, v. 46, p. 18-21, 1980a.
- . Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 47-55, 1980b.
- . Disturbance-mediated coexistence of species. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. chap. 17, p. 307-323.
- . Tropical Rainforest Gaps and Tree Species Diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-451, 1987.
- . Disturbance and Diversity in Tropical Rain Forests: The Density Effect. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, p. 962-968, 1995.
- . Functional group diversity and responses to disturbance. In: ORIAN, G.H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J.H. (Ed.). **Biodiversity and ecosystem processes in Tropical Forests**. Berlin: Springer-Verlag, 1996. p.127-151.
- DENSLOW, J.S.; DIAZ, A.E.G. Seed rain to tree-fall gaps in a neotropical rain forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 20, p. 642-648, 1990.
- DENSLOW, J.S.; HARTSHORN, G.S. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. In: MCDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S. (Ed.). **La Selva: ecology and natural history of a Neotropical Rain Forest**. Chicago: The University of Chicago Press, 1994. chap. 9, p. 120-127.
- DENSLOW, J.S.; GUZMAN, S.G. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 11, p. 201-212, 2000.

- DENSLOW, J.S.; ELLISON, A.M.; SANFORD, R.E. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a Tropical Wet Forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, p.597-609, 1998.
- DENSLOW, J.S.; SCHULTZ, J.C.; VITOUSEK, P.M.; STRAIN, B.R. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. **Ecology**, Tempe, v. 71, p. 165-179, 1990.
- DEVOE, N.N. Regeneration from seed under a range of canopy conditions in tropical wet forest, Puerto Rico. In: KELTY, M.J. (Ed.). **The ecology and silviculture of mixed-species forests**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1992. chap. 6, p. 81-100.
- DIACI, J.; PISEK, R.; BONCINA, A. Regeneration in experimental gaps of subalpine *Picea abies* forest in the Slovenian Alps. **European Journal of Forest Research**, Berlin, v. 124, p. 29-36, 2005.
- DIAS, A. C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual de Carlos Botelho. SP Brasil**. 2004. 166p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- DIAS, A.C.; CUSTÓDIO FILHO, A.; FRANCO, G.A.D.C. Diversidade do componente arbóreo em floresta pluvial atlântica secundária, São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 12, p. 127-153, 2000.
- DIAS, A.C.; CUSTÓDIO FILHO, A.; FRANCO, G.A.D.C.; COUTO, H.T.Z. Estrutura do componente arbóreo em um trecho de floresta pluvial atlântica secundária Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 7, p. 125-155, 1995.
- DICKINSON, M.B.; WHIGHAM, D.F.; HERMANN, S.M. Tree regeneration in felling and natural treefall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 134, p. 137-151, 2000.
- DIRZO, R.; HORVITZ, C.C.; QUEVEDO, H.; LOPEZ, M.A. The Effects of Gap Size and Age on the Understorey Herb Community of a Tropical Mexican Rain Forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 80, p. 809-822, 1992.
- DOMINGUES, E.N.; SILVA, D.A. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 42, p. 71-105, 1988.
- DORNELES, L.P.P.; NEGRELLE, R.R.B. Composição florística e estrutura do compartimento herbáceo de um estágio sucessional avançado da Floresta Atlântica, no sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 12, p. 7-30, 1999.
- . Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 53, p. 85-100, 2000.
- DUARTE, A.R. **Espécies de Myrtaceae de uma parcela permanente de floresta ombrófila densa baixo montana no Parque Estadual Carlos Botelho, Município de Sete Barras – SP**.

2003. 77p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.
- DUNCAN, R.P.; BUCKLEY, H.L.; URLICH, S.C.; STEWART, G.H.; GERITZLEHNER, J. Small-scale species richness in forest canopy gaps: the role of niche limitation versus the size of the species pool. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 9, p. 455-460, 1998.
- EHRENFELD, J.G. Understory Response to Canopy Gaps of Varying Size in a Mature Oak Forest. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Tempe, v. 107, p. 29-41, 1980.
- ELLISON, A.M.; DENSLOW, J.S.; LOISELLE, B.A.; DANILO, B. Seed and Seedling Ecology of Neotropical Melastomataceae. **Ecology**, Tempe, v. 74, p. 1733-1749, 1993.
- ENGELBRECHT, B.M.J.; HERZ, H.M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 207-224, 2001.
- ENGLUND, S.R.; O'BRIEN, J.J.; CLARK, D.B. Evaluation of digital and film hemispherical photography and spherical densiometry for measuring forest light environments. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 1999-2005, 2000.
- EYSENRODE, D.S.; BOGAERT, J.; ZAK-MNACEK, V.; CEULEMANS, R. Sapling diversity in canopy gaps in an Ecuadorian Rain Forest. **Forest Science**, Lawrence, v. 49, p. 909-917, 2003.
- FANTINI, A. C.; GURIES, R. P. *Guadua tigoara* (taquaruçu): uma espécie invasiva da Mata Atlântica. In: SEXTO CONGRESSO E EXPOSIÇÃO SOBRE FLORESTAS, 2000, Porto Seguro. **Resumos Técnicos ...** Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000. p. 136-138.
- FLOYD, D.A.; ANDERSON, J.E. A Comparison of three methods for estimating plant cover. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 75, p. 221-228, 1987.
- FOSTER, R.B.; HUBBELL, S.P. The floristic composition of the Barro Colorado Island forest. In: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four Neotropical Rainforests**. London: Yale University Press, 1990. chap. 6, p. 85-98.
- FOSTER, S.; JANSON, C.H. The relationship between seed size and establishment conditions in tropical woody plants. **Ecology**, Tempe, v. 66, p. 773-780, 1985.
- FRAVER, S.; BROKAW, N.V.L.; SMITH, A.P. Delimiting the gap phase in the growth cycle of a Panamanian forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 673-681, 1998.
- FRAZER, G.W.; FOURNIER, R.A.; TROFYMOW, J.A.; HALL, R.J. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 109, p. 249-263, 2001.
- GALE, N. The relationship between canopy gaps and topography in a Western Ecuadorian Rain Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 653-661, 2000.



- GALE, N.; BARFOD, A.S. Canopy tree mode of death in a Western Ecuadorian Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 15, p. 415-436, 1999.
- GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 286-293, 1998.
- GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 520p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H.F.; BEZERRA, C.L.F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 55, p. 753-767, 1995.
- GARWOOD, N.C. Seed germination in a Seasonal Tropical Forest in Panama: A community study. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 53, p. 159-181, 1983.
- GARWOOD, N.C.; JANOS, D.P.; BROKAW, N.V.L. Earthquake-caused landslides: a major disturbance to tropical forests. **Science**, Washington, v. 205, p. 997-999, 1979.
- GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of nontrees to species richness of a Tropical Rain Forest. **Biotropica**, Washington, v. 19, p. 149-156, 1987.
- GEORGE, L.O.; BAZZAZ, F.A. The fern understory as an ecological filter: Emergence and establishment of canopy-tree seedlings. **Ecology**, Tempe, v. 80, p. 833-845, 1999.
- GERHARDT, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 82, p. 33-48, 1996.
- GILMAN, L.N.; OGDEN, J. Physical damage by litterfall to canopy tree seedlings in two temperate New Zealand forest. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 12, p. 671-676, 2001.
- GIMINGHAM, C.H. Dr Alexander Stuart Watt, F.R.S. 1982-1985. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 74, p. 297-300, 1986.
- GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 53, p. 7-26. 1926
- GÓMEZ-POMPA, A.; BURLEY, F.W. The management of natural tropical forests. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. (Org.). **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO, 1991. chap. 1, p. 3-18.
- GORRESIO-ROIZMAN, L **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de florestas secundárias em São Paulo, SP**. 1993. 184p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Oxford, v. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. 2001. **EcoSim**: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Aplicativo disponível em: <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.

GRAAF, N.R. de. **A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname**. 1986. 250p. Tese (PhD) - Agricultural University, Wageningen, 1986.

GRAU, H.R. Scale-dependent relationships between treefalls and species richness in a neotropical montane forest. **Ecology**, Tempe, v. 83, p. 2591-2601, 2002.

———. Landscape context and local-scale environment influence regeneration of pioneer tree species in treefall gaps. **Biotropica**, Washington, v. 36, p. 52-59, 2004.

GREEN, P.T. Canopy gaps in Rain Forest on Christmas Island, Indian Ocean: Size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 427-434, 1996.

GREIG, N. Regeneration mode in neotropical *Piper*: Habitat and species comparisons. **Ecology**, Tempe, v. 74, p. 2125-2135, 1993.

GRIME, J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, p. 1169-1194, 1977.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 175, p. 445-454, 2003.

———. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 587-597, 2006.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 759-774, 2002.

GRUBB, P.J. Maintenance of Species-Richness in Plant Communities - Importance of Regeneration Niche. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 52, p. 107-145, 1977.

GUILHERME, F.A.G.; MORELLATO, L.P.; ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, p. 725-737, 2004a.

GUILHERME, F.A.G.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; APPOLINÁRIO, V.; BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, p. 19-36, 2004b.

- GYSEL, L.W. Borders and openings of beech-maple woodlands in Southern Michigan. **Journal of Forestry**, Washington, v. 49, p. 13-19, 1951.
- HALE, S.E.; EDWARDS, C. Comparison of film and digital hemispherical photography across a wide range of canopy densities. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 112, p. 51-56, 2002.
- HAMMEL, B. The distribution of diversity among families, genera, and habit types in the La Selva Flora. In: A.H. GENTRY (Ed.). **Four Neotropical Rainforests**. London: Yale University Press, 1990. chap. 5, p. 75-84.
- HARRISON, S. Treefall gaps versus forest understorey as environments for a defoliating moth on a tropical forest shrub. **Oecologia**, Berlin, v. 72, p. 65-68, 1987.
- HARTSHORN, G.S. Tree falls and tropical forest dynamics. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M.H. (Ed.). **Tropical trees as living systems**. New York: Cambridge University Press, 1978. chap. 26, p. 617-638.
- . Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 12, p. 23-30, 1980.
- . Application of gap theory to tropical forest management: Natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 567-576, 1989.
- HOLTHUIJZEN, A.M.A.; BOERBOOM, J.H.A. The Cecropia seedbank in the Surinam Lowland Rain Forest. **Biotropica**, Washington, v. 14, p. 62-68, 1982.
- HORVITZ, C.C.; SCHEMSKE, D.W. Effects of dispersers, gaps, and predators on dormancy and seedling emergence in a tropical herb. **Ecology**, Tempe, v. 75, p. 1949-1958, 1994.
- HOUTER, N.C.; PONS, T.L. Gap size effects on photoinhibition in understorey saplings in tropical rainforest. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 179, p. 43-51, 2005.
- HOWE, H.F. Survival and growth of juvenile *Virola surinamensis* in Panama: Effects of herbivory and canopy closure. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, p. 259-280, 1990.
- HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, 1982.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M.J. (Ed.). **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1986. chap.3, p. 77-96.
- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WECHSLER, B.; WRIGHT, S.J.; LOO DE LAO, S. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical forest. **Science**, Washington, v. 283, p. 554-557, 1999.
- HUENNEKE, L.F. Understorey Response to Gaps Caused by the Death of *Ulmus americana* in Central New York. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 110, p. 170-175, 1983.

- HURTT, G.C.; PACALA, S.W. The consequences of recruitment limitation - reconciling chance, history and competitive differences between plants. **Journal of Theoretical Biology**, London, v.176, p. 1-12, 1995.
- INOUE, A.; YAMAMOTO, K.; MIZOUE, N.; KAWAHARA, Y. Effects of image quality, size and camera type on forest light environment estimates using digital hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 126, p. 89-97, 2004.
- JANS, L.; POORTER, L.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R.; BONGERS, F. Gaps and Forest Zones in Tropical Moist Forest in Ivory Coast. **Biotropica**, Washington, v. 25, p. 258-269, 1993.
- JARENKOW, J.A. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. 1994. 125p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.
- JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, Oxford, v. 72, p. 59-73, 1999.
- JONES, E.W. The structure and reproduction of the Virgin Forest of the North Temperate Zone. **New Phytologist**, Cambridge, v. 44, p. 130-148, 1945.
- . Ecological studies on the Rain Forest of Southern Nigeria: IV. The Plateau Forest of the Okomu Forest Reserve. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 43, p. 564-594, 1955.
- . Ecological Studies on the Rain Forest of Southern Nigeria: IV (Continued). The Plateau Forest of the Okomu Forest Reserve. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 44, p. 83-117, 1956.
- KAISER, L. Unbiased estimation in line-intercept sampling. **Biometrics**, Washington, v. 39, p.965-976, 1983.
- KAPOS, V.; PALLANT, E.; BIEN, A.; FRESKOS, S. Gap Frequencies in Lowland Rain Forest Sites on Contrasting Soils in Amazonian Ecuador. **Biotropica**, Washington, v. 22, p. 218-225, 1990.
- KERCHER, S.M.; FRIESWYK, C.B.; ZEDLER, J.B. Effects of sampling teams and estimation methods on the assessment of plant cover. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 14, p.899-906, 2003.
- KLEIN, R.M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 31, p. 9-164, 1979.
- KOBE, R.K. Light Gradient Partitioning among Tropical Tree Species through Differential Seedling Mortality and Growth. **Ecology**, Tempe, v. 80, p. 187-201, 1999.
- KOZERA, C.; RODRIGUES, R.R. Floresta Ombrófila Densa Submontana: florística e estrutura do estrato inferior. In: MARQUES, M.C.M.; BRITZ, R.M. (Org.). **História natural e conservação da Ilha do Mel**. Curitiba: Editora UFPR, 2005. p. 103-123.

- LACATIVA, A.Z. **Ocorrência de geada no Estado de S. Paulo**. 1983. 104p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1983.
- LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a Tropical Moist Forest. **Ecology**, Tempe, v. 64, p. 1075-1080, 1983.
- LASKA, M.S. Structure of understory shrub assemblages in adjacent Secondary and Old Growth Tropical Wet Forests, Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 29, p. 29-37, 1997.
- LAWES, M.J.; OBIRI, J.A.F. Canopy gaps in subtropical forest in South Africa: size of the species pool and not the number of available niches limits species richness. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 549-556, 2003.
- Le CORFF, J. Effects of light and nutrient availability on chasmogamy and cleistogamy in an understory tropical herb, *Calathea micans* (Marantaceae). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 80, p. 1392-1399, 1993.
- . Establishment of chasmogamous and cleistogamous seedlings of an ant-dispersed understory herb, *Calathea micans* (Marantaceae). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 3, p. 155-161, 1996.
- LEITÃO FILHO, H.F. (Coord.) **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. São Paulo: Editora da Universidade Estadual Paulista; Campinas: Editora da Unicamp, 1993. 184p.
- LERTZMAN, K.P.; KREBS, C.J. Gap-phase structure of a Subalpine Old-Growth Forest. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 21, p. 1730-1741, 1991.
- LEVEY, D.J. Bird and fruiting plant communities in treefall gaps and forest understorey in Costa Rica. **Bulletin of the Ecological Society of America**, Tempe, v. 66, p. 216-216, 1985.
- . Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. **Ecology**, Tempe, v. 69, p. 1076-1089, 1988.
- LEWIS, S.L.; TANNER, E.V.J. Effects of above- and belowground competition on growth and survival of Rain Forest tree seedlings. **Ecology**, Tempe, v. 81, p. 2525-2538, 2000.
- LEWIS, S.L.; PHILLIPS, O.L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T.R.; BROWN, S.; GRAHAM, A.W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D.W.; LAURANCE, W.F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P.N.; SONKE, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J.W.; MARTINEZ, R.V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **The Journal of Ecology**, Oxford, v.92, p. 929-944, 2004.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G.S. Mortality Patterns and Stand Turnover Rates in a Wet Tropical Forest in Costa Rica. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 73, p. 915-924, 1985.

- LIEBERMAN, M.; LIEBERMAN, D.; PERALTA, R. Forests are not just Swiss Cheese: Canopy stereogeometry of non-gaps in Tropical Forests. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 550-552, 1989.
- LIEBSCH, D.; ACRA, L.A. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, p. 67-76, 2004.
- LIMA, R.A.F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, p. 651-670, 2005a.
- . Gap size measurement: The proposal of a new field method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 214, p. 413-419, 2005b.
- LIMA, R.A.F.; MOURA, L.C. Canopy gap colonization in the Atlantic Montane Rain Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 49, p. 953-965, 2006.
- . Gap disturbance regime and composition in the Atlantic Montane Rain Forest: the influence of topography. **Plant Ecology**, Dordrecht, 2007. In press.
- LOISELLE, B.A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and Temporal Variation of Seed Rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, p. 82-95, 1996.
- LONDOÑO, X. *Guadua* Kunth. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. (Coord.) **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: HUCITEC/ FAPESP, 2001. v.1, p. 38-39.
- LONDOÑO, X.; CLARK, L.G. A revision of the Brazilian bamboo genus *Eremocaulon* (Poaceae: Bambuseae: Guaduinae). **Systematic Botany**, Kent, v. 27, p. 703-721, 2002.
- LUCAS, H.A.; SEBER, G.A.F. Estimating Coverage and Particle Density Using the Line Intercept Method. **Biometrika**, London, v. 64, p. 618-622, 1977.
- LUNDQUIST, J.E.; BEATTY, J.S. A method for characterizing and mimicking forest canopy gaps caused by different disturbances. **Forest Science**, Lawrence, v. 48, p. 582-594, 2002.
- MAAREL, E. van der. Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, p. 733-736, 1993.
- . Pattern and process in the plant community: Fifty years after A.S. Watt. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 7, p. 19-28, 1996.
- MAGNUSSON, W.E.; LIMA, A.P.; DE LIMA, O. Group lightning mortality of trees in a Neotropical Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 899-903, 1996.
- MAGUIRE, D.A.; FORMAN, R.T.T. Herb cover effects on tree seedling patterns in a mature hemlock-hardwood forest. **Ecology**, Tempe, v. 64, p. 1367-1380, 1983.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 192p.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K.M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a Lowland Dipterocarp Forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 315-330, 1987.

MANTOVANI, M.; RUSCHEL, A.R.; PUCHALSKI, A.; SILVA, J.Z.; REIS, M.S.; NODARI, R.O. Diversidade de espécies e estrutura sucessional de uma formação secundária da floresta ombrófila densa. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 67, p. 14-26, 2005.

MANTOVANI, W. **Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape - SP**. 1993. 125p. Tese (Livre Docência), São Paulo: USP, 1993.

———. Ecologia da Floresta Pluvial Atlântica. In: SALES, V.C. (Org.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2003. p. 265-278.

MARTINEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los árboles tropicales y la regeneración natural de las selvas altas perennifolias. In: GOMEZ-POMPA, A.; AMO, S.R. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de las selvas altas en Veracruz, Mexico**. Alhambra: INIRB, 1985. cap. 10, p. 191-240.

MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E.R. Seed dispersal, gap dynamics and tree recruitment: the case of *Cecropia obtusifolia* at Los Tuxtlas, Mexico. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T.H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: Dr W. Junk Publishers, 1986. chap. 25, p. 333-346.

MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E.; SARUKHÁN, J. Tree demography and gap dynamics in a Tropical Rain Forest. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 555-558, 1989.

MARTINEZ-RAMOS, M.; ALVAREZ-BUYLLA, E.; SARUKHÁN, J.; PINERO, D. Treefall Age Determination and Gap Dynamics in a Tropical Forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 76, p. 700-716, 1988.

MARTINI, A.M.Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 138p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 163, p. 51-62, 2002.

McALPINE, K.G.; DRAKE, D.R. The effects of small-scale environmental heterogeneity on seed germination in experimental treefall gaps in New Zealand. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 165, p. 207-215, 2003.

McARTHUR, R.H. Patterns of communities in the tropics. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 1, p. 19-30, 1969.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. **PcOrd: Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 4.10. MjM Software, Oregon, 1999.

- McINTYRE, G.A. Estimation of Plant Density Using Line Transects. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 41, p. 319-330, 1953.
- MEER, P.J. van der; BONGERS, F. Formation and closure of canopy gaps in the rain forest at Nouragues, French Guiana. **Vegetatio**, A Haia, v. 126, p. 167-179, 1996a.
- . Patterns of tree-fall and branch-fall in a tropical rain forest in French Guiana. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, p. 19-29, 1996b.
- MEER, P.J. van der; STERCK, F.J.; BONGERS, F. Tree seedling performance in canopy gaps in a Tropical Rain Forest at Nouragues, French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 119-137, 1998.
- MEER, P.J. van der; BONGERS, F.; CHATROU, L.; RIERA, B. Defining canopy gaps in a Tropical Rain-Forest - Effects on Gap Size and Turnover Time. **Acta Oecologica**, Paris, v. 15, p.701-714, 1994.
- MEIRA NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. Estrutura do sub-bosque herbáceo-arbustivo da mata da silvicultura, uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, p. 459-471, 2003.
- MELO, M.M.R.F. **Demografia de árvores em Floresta Pluvial Tropical Atlântica, Ilha do Cardoso, SP, Brasil**. 2000. 155p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- MITCHELL, P.L.; WHITMORE, T.C. Use of hemispherical photographs in forest ecology: calculation of absolute amount of radiation beneath the canopy. **OFI Occasional Papers**, Oxford, v. 44, p. 1-39, 1993.
- MONTGOMERY, R.A.; CHAZDON, R.L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, Berlin, v. 131, p. 165-174, 2002.
- MOORE, M.R.; VANKAT, J.L. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a Mature Beech-Maple Forest. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 115, p. 336-347, 1986.
- MORI, S.A.; BOOM, B.M.; CARVALINO, A.M.; SANTOS, T.S. Ecological importance of Myrtaceae in an Eastern Brazilian Wet Forest. **Biotropica**, Washington, v. 15, p. 68-70, 1983.
- MULLER-LANDAU, H.C.; WRIGHT, S.J.; CALDERÓN, O.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford, UK: CABI International, 2002. chap. 3, p. 35-53.
- MUNIZ, M.R.A. **Estudo de regime de luz nas quatro principais formações fitogeográficas no Estado de São Paulo durante o inverno do ano de 2003**. 2004. 169p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas, Campinas, 2004



- MURRAY, K.G. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 58, p. 271-298, 1988.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington, v. 403, p. 863-858, 2000.
- NASCIMENTO, F.H.F. **A sucessão secundária inicial na Mata Atlântica, sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP**. 1994. 79p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- NAKAZONO, E.M.; COSTA, M.C.; FUTATSUGI, K.; PAULILO, M.T.S. Crescimento inicial de *Euterpe edulis* Mart. em diferentes regimes de luz. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 173-179, 2001.
- NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H.C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 15, p. 278-285, 2000.
- National Geophysical Data Center (NGDC). **NOAA's Geophysical Data Center – geomagnetic data**. Disponível em: <<http://www.ngdc.noaa.gov/seg/geomag/jsp/struts/calcDeclination>>. Acesso em: 15 set. 2006.
- NEGREIROS, O.C.; CUSTÓDIO FILHO, A.; DIAS, A.C.; FRANCO, G.A.D.C.; COUTO, H.T.Z.; VIEIRA, M.G.L.; MOURA NETTO, B.V. Análise estrutural de um trecho de floresta pluvial tropical, Parque Estadual de Carlos Botelho, Núcleo Sete Barras (SP - Brasil). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 7, p. 1-33, 1995.
- NEGRELLE, R.R.B. Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 27, p. 448-454, 1995a.
- . **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da Floresta Atlântica na Reserva Volta Velha, Mun. Itapoá, SC**. 1995b. 225p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, 1995b.
- NELSON, T.C. Chestnut replacement in the Southern Highlands. **Ecology**, Tempe, v. 36, p. 352-353, 1955.
- NEWBERY, D.M.; De FORESTA, H. Herbivory and defense in pioneer, gap and understory trees of Tropical Rain Forest in French Guiana. **Biotropica**, Washington, v. 17, p. 238-244, 1985.
- NEWELL, E.A.; MCDONALD, E.P.; STRAIN, B.R.; DENSLOW, J.S. Photosynthetic responses of *Miconia* species to canopy openings in a lowland tropical rain forest. **Oecologia**, Berlin, p. 49-56, 1993.
- NICOTRA, A.B.; CHAZDON, R.L.; IRIARTE, S.V.B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in Tropical Wet Forests. **Ecology**, Tempe, v. 80, p. 1908-1926, 1999.

NÚÑEZ-FARFÁN, J.; DIRZO, R. Within-gap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. **Oikos**, Copenhagen, v. 51, p. 274-284, 1988.

OBERBAUER, S.F.; STRAIN, B.R. Effects of light regime on the growth and physiology of *Pentaclethra maculosa* (Mimosaceae) in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 1, p. 303-320, 1985.

OBERBAUER, S.F.; CLARK, D.B.; CLARK, D.A.; RICH, P.M.; VEGA, G. Light environment, gas exchange, and annual growth of saplings of three species of rain forest in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 511-523, 1993.

OLIVEIRA, R.J.; MANTOVANI, W.; MELO, M.M.R.F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da Floresta Atlântica de Encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v.15, p. 391-412, 2001.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; CURI, N.; VILELA, E.A.; CARVALHO, D.A. Effects of Canopy Gaps, Topography, and Soils on the Distribution of Woody Species in a Central Brazilian Deciduous Dry Forest. **Biotropica**, Washington, v. 30, p. 362-375, 1998.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, v. 32, p.793-810, 2000.

ORIAN, G.H. The influence of tree-falls in tropical forest in tree species richness. **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 23, p. 254-279, 1982.

OSTERTAG, R. Belowground effects of canopy gaps in a Tropical Wet Forest. **Ecology**, Tempe, v. 79, p. 1294-1304, 1998.

PAKEMAN, R.J.; SMALL, J.L. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 16, p. 121-130, 2005.

PALMER, M.W.; WHITE, P.S. On the existence of ecological communities. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 5, p. 279-282, 1994.

PAULILO, M.T.S. Ecofisiologia de plântulas e plantas jovens de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae): comportamento em relação à variação de radiação solar. **Sellowia**, Itajaí, v. 49-52, p. 93-105, 2000.

PEARSON, T.R.H.; BURSLEM, D.F.R.P.; GOERIZ, R.E.; DALLING, J.W. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 91, p. 785-796, 2003.

PENHA, A.S. **Influência da propagação vegetativa a partir de raízes gemíferas nas características populacionais de espécies arbóreas em fragmentos de florestas estacionais semidecíduais**. 2004. 135p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas, Campinas, 2004.

PEÑALOZA, C.; FARJI-BRENER, A.G. The importance of treefall gaps as foraging sites for leaf-cutting ants depends on forest age. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 603-605, 2003.

PFEIFER, R.M.; CARVALHO, W.A.; SILVA, D.A.; ROSSI, M.; MENDICINO, L.F. Levantamento semidetalhado dos solos do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 40, p. 75-109, 1986.

PONÇANO, W.L. CARNEIRO, C.D.R.; BISTRICHI, C.A.; ALMEIDA, F.F.M.; PRANDINI, F. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, v.1, 1981. Escala 1:1.000.000. (Série Monografias 5).

PONTIUS, J.S. Estimation of the mean in line intercept sampling. **Environmental and Ecological Statistics**, Heidelberg, v. 5, p. 371-379, 1998.

POORE, M.D.E. Studies in the Malaysian rain forest: I. The forest on Triassic sediments in Jengka Forest Reserve. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 56, p. 143-196, 1968.

POORTER, L. Growth responses of 15 rain-forest tree species to a light gradient: the relative importance of morphological and physiological traits. **Functional Ecology**, Oxford, v. 13, p.396-410, 1999.

POORTER, L.; JANS, L.; BONGERS, F.; VAN ROMPAEY, R.S.A.R. Spatial distribution of gaps along three catenas in the Moist Forest of Tai National Park, Ivory Coast. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, p. 385-398, 1994.

POPMA, J.; BONGERS, F. The effect of canopy gaps on growth and morphology of seedlings of rain forest species. **Oecologia**, Berlin, v. 75, p. 625-632, 1988.

———. Acclimation of seedlings of three Mexican Tropical Rain Forest tree species to a change in light availability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, p. 85-97, 1991.

POPMA, J.; BONGERS, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; VENEKLAAS, E. Pioneer Species Distribution in Treefall Gaps in Neotropical Rain Forest; A Gap Definition and Its Consequences. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 77-88, 1988.

POSSINGHAM, H.P.; ANDELMAN, S.J.; BURGMAN, M.A.; MEDELLÍN, R.A.; MASTER, L.L.; KEITH, D.A. Limits to the use of threatened species lists. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 17, p. 503-507, 2002.

POULSEN, A.D. Species richness and density of ground herbs within a plot of lowland rainforest in north-west Borneo. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 177-190, 1996.

PUTZ, F.E. Treefall Pits and Mounds, Buried Seeds, and the Importance of Soil Disturbance to Pioneer Trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, Tempe, v. 64, p. 1069-1074, 1983.

PUTZ, F.E.; BROKAW, N.V.L. Sprouting of Broken Trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 508-512, 1989.

- PUTZ, F.E.; COLEY, P.D.; LU, K.; MONTALVO, A.; AIELLO, A. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 1011-1020, 1983.
- RAICH, J.W.; CHRISTENSEN, N.L. Malaysian Dipterocarp Forest - Tree seedling and sapling species composition and small-scale disturbance patterns. **National Geographic Research**, Gaithersburg, v. 5, p. 348-363, 1989.
- RICH, P.M. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. In: GOEL, N.S.; NORMAN, J.M. (Ed.). Instrumentation for studying vegetation canopies for remote sensing in optical and thermal infrared regions. **Remote Sensing Reviews**, New York, v. 5, p.13-29, 1990.
- RICH, P.M.; WOOD, J.; VIEGLAIS, K.B.; WEBB, N. **HemiView User Manual** (Manual Revision Number: 2.1). Cambridge: Delta-T Devices, 1999. 79p.
- RICH, P.M.; CLARK, D.B.; CLARK, D.A.; OBERBAUER, S.F. Long-term study of solar-radiation regimes in a Tropical Wet Forest using quantum sensors and hemispherical photography. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 65, p. 107-127, 1993.
- RICHARDS, P.W. **The Tropical Rain Forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 1952. 450p.
- . Ecological studies on the Rain Forest of Southern Nigeria: I. The structure and floristic composition of the primary forest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 27, p. 1-61, 1939.
- RICHARDS, P.; WILLIAMSON, G.B. Treefalls and patterns of understory species in wet lowland tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 56, p. 1226-1229, 1975.
- RICKLEFS, R.E. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, p. 376-381, 1977.
- RIERA, B.; ALEXANDRE, D.Y. Surface des chablis et temps de renouvellement en forêt dense tropicale. **Acta Oecologica**, Paris, v. 9, p. 211-220, 1988.
- ROBERT, A.; MORAVIE, M. Topographic variation and stand heterogeneity in a wet evergreen forest of India. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 697-707, 2003.
- ROBISON, S.A.; McCARTHY, B.C. Potential Factors Affecting the Estimation of Light Availability Using Hemispherical Photography in Oak Forest Understories. **Journal of the Torrey Botanical Society**, New York, v. 126, p. 344-349, 1999.
- RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp/Fapesp, 2000. p. 235-247.
- RODRIGUES, R.R. (Coord.). **Parcelas Permanentes em 40ha de florestas do Estado de São Paulo: uma experiência interdisciplinar**. 4º Relatório temático do projeto "Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do estado de São Paulo: 40,96ha de parcelas permanentes"

apresentado à FAPESP (Processo no: 1999/09635-0). Piracicaba: ESALQ/USP, Depto. Ciências Biológicas, 2005. Disponível em < <http://www.lerf.esalq.usp.br/parrel2005.php>>.

ROLLET, B. La régénération naturelle dans les trouées - un processus général de la dynamique des forêts tropicales humides. **Revue Bois et Forêts des Tropiques**, Montpellier, v. 201, p. 3-34, 1983.

RONDON NETO, R.M.; BOTELHO, S.A.; FONTES, M.A.L.; DAVIDE, A.C.; FARIA, J.M.R. Estrutura e Composição Florística da Comunidade Arbustivo-Arbórea de uma Clareira de Origem Antrópica, em uma Floresta Estacional Semidecídua Montana, Lavras-MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 6, p. 79-94, 2000.

ROTHER, D.C. **Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em ambientes com bambus na mata atlântica**. 2006. 107p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2006.

ROXBURGH, S.H.; SHEA, K.; WILSON, J.B. The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. **Ecology**, Tempe, v. 85, p. 359-371, 2004.

RUNKLE, J.R. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. **Ecology**, Tempe, v. 62, p. 1041-1051, 1981.

———. Patterns of disturbance in some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America. **Ecology**, Tempe, v. 63, p. 1533-1546, 1982.

———. Comparison of methods for determining fraction of land area in treefall gaps. **Forest Science**, Lawrence, v. 31, p. 15-19, 1985.

———. Gap dynamics in an Ohio *Acer-Fagus* forest and speculations on the geography of disturbance. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 20, p. 632-641, 1990.

———. **Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps**. General Technical Report (PNW-GTR-283). Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1992. 44p.

RUNKLE, J.R.; YETTER, T.C. Treefalls revisited: Gap dynamics in the Southern Appalachians. **Ecology**, Tempe, v. 68, p. 417-424, 1987.

SACK, L.; GRUBB, P.J. Why do species of woody seedlings change rank in relative growth rate between low and high irradiance? **Functional Ecology**, Oxford, v. 15, p. 145-154, 2001.

SALIS, S.M.; ZICKEL, C.S.; TAMASHIRO, J.Y. Fitossociologia do sub-bosque da mata da reserva municipal de Santa Genebra, Campinas (Estado de São Paulo). **Naturalia**, São Paulo, v.21, p. 171-180, 1996.

SANFORD JUNIOR, R.L. fine root biomass under a tropical forest light gap opening in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, p. 251-256, 1989.

SANFORD JUNIOR, R.L.; BRAKER, H.E.; HARTSHORN, G.S. Canopy openings in a Primary Neotropical Lowland Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 2, p. 277-282, 1986.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 17, p. 325-341, 2003.

SANTOS, S.L. **Dinâmica de clareiras**: comportamento de espécies pioneiras e fatores que afetam sua colonização. 2005. 142p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas, Campinas, 2005.

SANTOS, S.L.; VÁLIO, I.F.M. Litter accumulation and its effect on seedling recruitment in a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, p. 89-92, 2002.

SCHAETZL, R.J.; BURNS, S.F.; JOHNSON, D.L.; SMALL, T.W. Tree uprooting - Review of impacts on forest ecology. **Vegetatio**, A Haia, v. 79, p. 165-176, 1989.

SCHNITZER, S.A.; CARSON, W.P. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 82, p. 913-919, 2001.

SCHNITZER, S.A.; DALLING, J.W.; CARSON, W.P. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: Evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, p. 655-666, 2000.

SCHUPP, E.W. Seed and early seedling predation in the forest understorey and in treefall gaps. **Oikos**, Copenhagen, v. 51, p. 78-1988.

SCHUPP, E.W.; FROST, E.J. Differential Predation of *Welfia georgii* Seeds in Treefall Gaps and the Forest Understorey. **Biotropica**, Washington, v. 21, p. 200-203, 1989.

SCHUPP, E.W.; MILLERON, T.; RUSSO, S.E. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forest. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory**: ecology, evolution and conservation. Wallingford: CABI International, 2002. chap. 2, p. 19-33.

SCHUPP, E.W.; HOWE, H.F.; AUGSPURGER, C.K.; LEVEY, D.J. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 562-564, 1989.

SCUDELLER, V.V.; MARTINS, F.R.; SHEPERD, G.J. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 152, p. 185-199, 2001.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 18, p. 18-26, 2003.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, p. 331-333, 1995.

- SHUGART, H.H. **A theory of forest dynamics**: the ecological implications of forest succession models. New York: Springer-Verlag, 1984. 278p.
- SILVA, A.F.; LEITÃO FILHO, H.F. Composição florística e estrutura de um trecho da Mata Atlântica de Encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 5, p. 43-52. 1982.
- SILVA, F.C. Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta atlântica no município de Morretes (Paraná). **Boletim de Pesquisa Florestal**, Curitiba, v.18/19, p. 31-49, 1989.
- SILVA JARDIM, F. C.; VOLPATO, M. M. L.; SOUZA, A. L. **Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais**. Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais, 1993. 60p. (Documento SIF no. 10).
- SILVEIRA, K.; SKILLMAN, J.B.; DALLING, J.W. Seed germination, seedling growth and habitat partitioning in two morphotypes of the tropical pioneer tree *Trema micrantha* in a seasonal forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 19, p. 27-34, 2003.
- SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia**: padrões e processos em múltiplas escalas. Rio Branco: EDUFAC, 2005. 157p.
- SMALL, C.J.; McCARTHY, B.C. Spatial and temporal variation in the response of understory vegetation to disturbance in a central Appalachian oak forest. **Journal of the Torrey Botanical Society**, New York, v. 129, p. 136-153, 2002.
- SMITH, L.B.; WASSHAUSEN, D.C.; KLEIN, R.M. Gramíneas – gêneros: 1. Bambusa até 44. Chloris. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense (parte I)**. Itajaí: Herbário ‘Barbosa Rodrigues’, 1981. p. 1-435.
- SMITH, M. **Efeito de perturbações sobre a abundância, biomassa e arquitetura de *Guadua weberbaueri* Pilg. (Poaceae – Bambusoideae) em uma floresta dominada por bambu no Sudoeste da Amazônia**. 2000. 80p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas, Manaus, 2000.
- SMITH, A.P.; HOGAN, K.P.; IDOL, J.R. Spatial and temporal patterns of light and canopy structure in a Lowland Tropical Moist Forest. **Biotropica**, Washington, v. 24, p. 503-511, 1992.
- SOUSA, W.P. The role of disturbance in natural communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 15, p. 353-391, 1984.
- STANCIOIU, P.; O'HARA, K. Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. **European Journal of Forest Research**, Berlin, v. 125, p. 151-162, 2006.

- STRONG JUNIOR, D.R. Epiphyte loads, tree falls, and perennial forest disruption: a mechanism for maintaining higher tree species richness in the tropics without animals. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 4, p. 215-218, 1977.
- SUDING, K.N.; GOLDBERG, D.E. Do disturbances alter competitive hierarchies? Mechanisms of change following gap creation. **Ecology**, Tempe, v. 82, p. 2133-2149, 2001.
- SUNDARAPANDIAN, S.M.; SWAMY, P.S. Influence of herbaceous species composition on fine root biomass production in disturbed and undisturbed deciduous forests of Western Ghats in India. **Acta Oecologica**, Paris, v. 17, p. 163-176, 1996.
- SWAINE, M.D.; HALL, J.B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, p. 253-269, 1988.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in Tropical Forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 359-366, 1987.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical forests. **Vegetatio**, A Haia, v. 75, p. 81-86, 1988.
- TABARELLI, M. **A regeneração da floresta atlântica montana**. 1997. 147p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, p.217-223, 1999a.
- . Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 59, p. 251-261, 1999b.
- . Gap-phase regeneration in a Tropical Montane Forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 148, p. 149-155, 2000.
- TARIFA, J.R.; PINTO, H.S.; ALFONSI, R.R.; PEDRO JÚNIOR, M.J. A gênese dos episódios meteorológicos de julho de 1975 e a variação espacial dos danos causados pelas geadas à cafeicultura no Estado de São Paulo. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 29, p. 1362-1374, 1977.
- TERBORGH, J.W.; FOSTER, R.B.; PERCY, N. Tropical tree communities: A test of the nonequilibrium hypothesis. **Ecology**, Tempe, v. 77, p. 561-567, 1996.
- TERBORGH, J.W.; PITMAN, N.; SILMAN, M.; SCHICHTER, H.; NÚÑEZ-V, P. Maintenance of tree diversity in tropical forests. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford, UK: CABI International, 2002. chap. 1, p. 1-17.
- THOMSEM, R.P.; SVENNING, J.; BALSLEV, H. Overstorey control of understorey species composition in a near-natural temperate broadleaved forest in Denmark. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 181, p. 113-126, 2005.



TILMAN, D. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. **Ecology**, Tempe, v.75, p. 2-16, 1994.

———. Diversity by default. **Science**, Washington, v. 283, p. 495-495, 1999.

TOTLAND, O.; NYEKO, P.; BJERKNES, A.L.; HEGLAND, S.J.; NIELSEN, A. Does forest gap size affects population size, plant size, reproductive success and pollinator visitation in *Lantana camara*, a tropical invasive shrub? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.215, p. 329-338, 2005.

TURNER, I.M. Tree Seedling Growth and Survival in a Malaysian Rain Forest. **Biotropica**, Washington, v. 22, p. 146-154, 1990.

TURNER, I.M.; TAN, H.T.W.; CHUA, K.S. Relationships between herb layer and canopy composition in a Tropical Rain Forest successional mosaic in Singapore. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, p. 843-851, 1996.

UHL, C.; CLARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, Tempe, v. 69, p. 751-763, 1988.

VÁLIO, I.F.M. Seedling growth of understory species of a Southeast Brazilian Tropical Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, p. 697-703, 2003.

VÁLIO, I.F.M.; SCARPA, F.M. Germination of seed of tropical pioneer species under controlled and natural conditions. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 79-84, 2001.

VANDERMEER, J.; MALLONA, M.A.; BOUCHER, D.; YIH, K.; PERFECTOS, I. Three years of ingrowth following catastrophic hurricane damage on the caribbean coast of Nicaragua: Evidence in support of the direct regeneration hypothesis. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 465-471, 1995.

VÁZQUEZ-YANES, C.R.; OROZCO-SEGOVIA, A. patterns of seed longevity and germination in the Tropical Rainforest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, p. 69-87, 1993.

VÁZQUEZ-YANES, C.R.; SMITH, H. Phytochrome control of seed germination in the tropical rain forest trees *Cecropia obtusifolia* and *Piper auritum* and its ecological significance. **New Phytologist**, Cambridge, v. 92, p. 477-485, 1982.

VEBLEN, T.T. Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean Nothofagus Forests and their influences in forest dynamics. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 109, p. 474-487, 1982.

———. Regeneration dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLEN, T.T. (Ed.). **Plant Sucession: theory and prediction**. London: Chapman & Hall, 1992. chap. 4, p. 152-187.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p.151-167

VIDALENC, D. **Distribuição das florestas de bambu *Guadua weberbaueri* em escala de paisagem no Sudoeste da Amazônia e fatores edáficos que afetam sua densidade**. 2000. 95p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade do Amazonas, Manaus, 2000.

VITOUSEK, P.M.; DENSLOW, J.S. Nitrogen and phosphorus availability in treefall gaps of a Lowland Tropical Rainforest. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 74, p. 1167-1178, 1986.

WANDERLEY, M.G.L.; VIEIRA, S. Nova espécie de *Calathea* G. Mey (Marantaceae) para o Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 28, p. 115-118, 2002.

WATT, A.S. On the ecology of British Beechwoods with special reference to their regeneration: Part II, Sections II and III. The development and structure of beech communities on the Sussex Downs. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 13, p. 27-73, 1925.

———. Pattern and process in the plant community. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 35, p.1-22, 1947.

———. The community and the individual. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 33, p. 203-211, 1964.

WAYNE, P.M.; BAZZAZ, F.A. Morning vs afternoon sun patches in experimental forest gaps - consequences of temporal incongruency of resources to birch regeneration. **Oecologia**, Berlin, v.94, p. 235-243, 1993.

WEBB, L.J. Cyclones an ecological factor in tropical lowland rain-forest, North Queensland. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 6, p. 220-232, 1958.

WELDEN, C.W.; HEWETT, S.W.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a Neotropical Forest. **Ecology**, Tempe, v. 72, p.35-50, 1991.

WELLES, J.M. Some indirect methods of estimating canopy structure. **Remote Sensing Reviews**, New York, v. 5, p. 31-43, 1990.

WHITE, P.S. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. **Botanical Review**, Bronx, v. 45, p. 229-299, 1979.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. San Diego: Academic Press, 1985. chap. 1, p. 3-13.

WHITMAN, W.C.; SIGGEIRSSON, E.I. Comparison of line interception and point contact methods in the analysis of mixed grass range vegetation. **Ecology**, Tempe, v. 35, p. 431-436, 1954.

WHITMORE, T.C. **Tropical Rain Forests of the Far East**. Oxford: Clarendon Press, 1975. 282p.

———. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B.; ZIMMERMANN, M.H. (Ed.). **Tropical trees as living systems**. New York: Cambridge University Press, 1978. chap. 27, p.639-655.

———. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Tempe, v. 70, p. 536-538, 1989.

———. **An introduction to Tropical Rain Forests**. New York: Oxford University Press, 1990. 226p.

———. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. (Ed.). **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO (Man and the biosphere, 6), 1991. chap. 3, p. 67-89.

———. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M.D. (Org.). **The ecology of tropical forest tree seedlings**. Paris: UNESCO, The Parthenon Publishing, 1996. chap. 1, p. 3-39.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Great Smoky Mountains. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 26, p. 1-80, 1956.

———. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R.H.; LEVIN, S.A. The role of mosaic phenomena in natural communities. **Theoretical Population Biology**, Amsterdam, v. 12, p. 117-139, 1977.

WILCZYNSKI, C.J.; PICKETT, S.T.A. Fine-root biomass within experimental canopy gaps - Evidence for a belowground gap. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 4, p. 571-574, 1993.

WILLIAMS-LINERA, G. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in a Mexican tropical montane cloud forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, p.1825-1843, 2002.

WOODS, F.W.; SHANKS, R.E. Natural Replacement of Chestnut by Other Species in the Great Smoky Mountains National Park. **Ecology**, Tempe, v. 40, p. 349-361, 1959.

WRIGHT, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, Berlin, v. 130, p. 1-14, 2002.

YAVITT, J.B.; BATTLES, J.J.; LANG, G.E.; KNIGHT, D.H. The canopy gap regime in a Secondary Neotropical Forest in Panama. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p.391-402, 1995.

YOUNG, K.R.; EWEL, J.J.; BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, A Haia, v. 71, p. 157-173, 1987.

YOUNG, T.P.; HUBBELL, S.P. Crown asymmetry, treefalls, and repeat disturbance of broad-leaved forest gaps. **Ecology**, Tempe, v. 72, p. 1464-1471, 1991.

YOUNG, T.P.; PERKOCHA, V. Treefalls, crown asymmetry, and buttresses. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 82, p. 319-324, 1994.

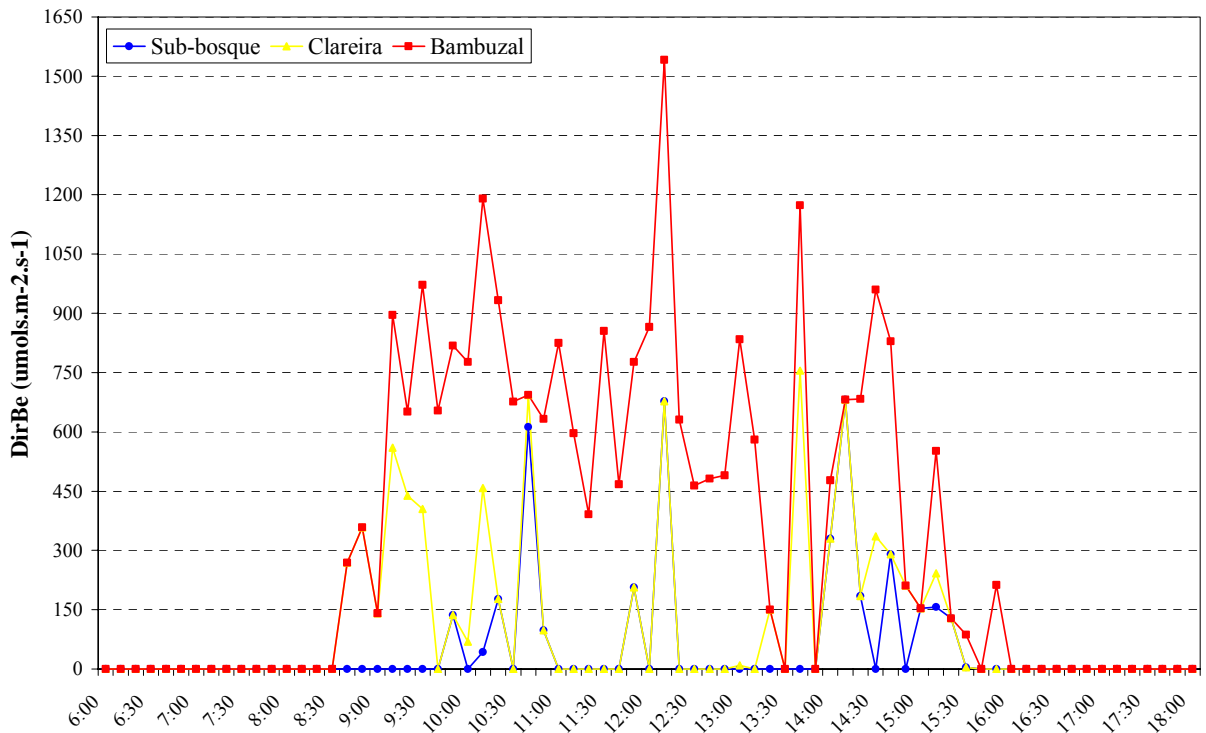
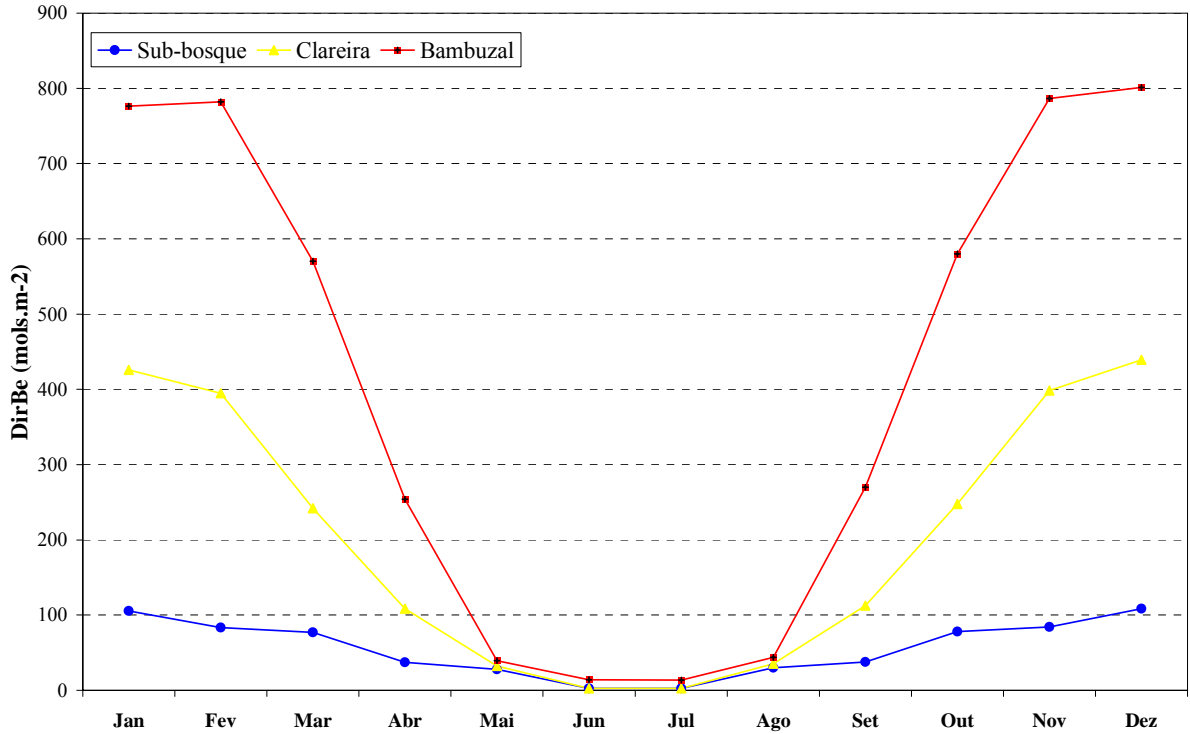
ZICKEL, C.S. **Fitossociologia e dinâmica do estrato herbáceo de dois fragmentos florestais do estado de São Paulo**. 1995. 129p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

ZIELONKA, T.; PIĄTEK, G. The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 172, p. 63-72, 2004.

ZIPARRO, V.B.; GUILHERME, F.A.G.; ALMEIDA-SCABBIA, R.J.; MORELLATO, L.P. Levantamento florístico de floresta atlântica no sul do estado de São Paulo, Parque Estadual Intervales, base Saibadela. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 5, p. 1-24, 2005.

**ANEXOS**

ANEXO A – Exemplo do regime de incidência de radiação direta (DirBe) ao longo do ano (acima) e ao longo de um dia (23 de Setembro de 2005; abaixo). Foram seleccionadas parcelas com regimes de luz médios para seus respectivos ambientes: sub-bosque (parcela S02), clareira (parcela G05) e bambuzal (parcela E14).



ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(continua)

<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>DICOTILEDÔNEAS (N= 2085)</b>					
<b>Acanthaceae</b>					
<i>Justicia carnea</i> Lindl.	Herb	Auto	St		360
<i>Staurogyne</i> sp.	Herb	Auto	Nc		361
<b>Amaranthaceae</b>					
<i>Celosia grandifolia</i> Moq.	Herb	Auto	Nc		570
<b>Annonaceae</b>					
<i>Guateria australis</i> A. St.-Hil.	Arvt	Zoo	St		362
<i>Rollinia sericea</i> R.E. Fries	Arvt	Zoo	Si		
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	Arvt	Zoo	Si		363
<b>Apocynaceae</b>					
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A. DC.	Arvt	Ane	Nc		364
<i>Malouetia arborea</i> (Vell.) Miers.	Arvt	Ane	Nc		365
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	Arvt	Zoo	Si		366; 585
<b>Aquifoliaceae</b>					
<i>Ilex integerrima</i> (Vell.) Reissek	Arvt	Zoo	Nc	Vu	367
<b>Araliaceae</b>					
<i>Dendropanax cuneatus</i> Decne. & Planch.	Arb	Zoo	Nc		368
<b>Asteraceae</b>					
<i>Verbesina glabrata</i> Hook. & Arn.*	Arb	Ane	Pi		369
<i>Vernonia</i> cf. <i>puberula</i> Less.	Arvt	Ane	Si		370
<b>Begoniaceae</b>					
<i>Begonia inculta</i> Irmsch.	Herb	Ane	Si		371
<b>Bignoniaceae</b>					
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Arv	Ane	Si		
<i>Tabebuia serratifolia</i> (Vahl) Nicholson	Arvt	Ane	St		
<b>Boraginaceae</b>					
<i>Cordia</i> cf. <i>ecalyculata</i> Vell.	Arvt	Zoo	Si		372
<i>Cordia sellowiana</i> Cham	Arv	Zoo	Si		373; 527
<i>Cordia silvestris</i> Fresen.	Arvt	Zoo	St	Vu	374; 529
<b>Burseraceae</b>					
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	Arvt	Zoo	Nc	Vu	375
<b>Cannellaceae</b>					
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Arv	Zoo	St		376

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)

<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>Cardiopteridaceae</b>					
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Arv	Zoo	St		377; 567
<b>Caricaceae</b>					
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	Arv	Zoo	Si		
<b>Celastraceae</b>					
<i>Maytenus</i> cf. <i>communis</i> Reissek	Arv	Zoo	St		378
<i>Maytenus</i> cf. <i>salicifolia</i> Reissek	Arvt	Zoo	Nc		379
<i>Maytenus schumanniana</i> Loes.	Arv	Zoo	St		380
<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	Lian	Zoo	St		565
<b>Chrysobalanaceae</b>					
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	Arv	Zoo	St		
<i>Parinari brasiliensis</i> (Schott) Hook.	Arv	Zoo	St		568
<b>Clusiaceae</b>					
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) D. Zappi	Arb	Zoo	St		
<b>Combretaceae</b>					
<i>Buchenavia kleinii</i> Exell.	Arv	Zoo	St	Qp	381
<b>Connaraceae</b>					
<i>Connarus rostratus</i> (Vell.) L.B. Sm.	Lian	Zoo	St		
<b>Elaeocarpaceae</b>					
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Arv	Zoo	St		382
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Arv	Zoo	St		383
<b>Erythroxylaceae</b>					
<i>Erythroxylum ambiguum</i> Peyr.	Arb	Zoo	Nc		384
<b>Euphorbiaceae</b>					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	Arv	Zoo	Si		
<i>Croton macrobothrys</i> Bail.	Arv	Zoo	Si		441
<i>Manihot grahamii</i> Hook. & Grev.	Arv	Auto	Si		
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	Arv	Zoo	St		566
<b>Fabaceae - Caesalpinioideae</b>					
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake.*	Arv	Ane	Si		
<i>Sclerolobium denudatum</i> Vogel	Arv	Auto	Nc	Qp	385
<b>Fabaceae - Cercideae</b>					
<i>Bauhinia microstachya</i> (Raddi) J.F. Macbr.	Lian	Auto	St		



ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)

<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>Fabaceae - Faboideae</b>					
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	Arvt	Zoo	St		
<i>Dahlstedtia pinnata</i> (Benth.) Malme	Arvt	Auto	St		
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Arb/Lian	Ane	Si		
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Arv	Ane	St	Ep	386
<i>Machaerium triste</i> Vogel	Lian	Ane	Nc		528
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Arv	Ane	St	Pa	387
<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	Arv	Ane	St		388
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	Arv	Ane	St		389
<i>Swartzia acutifolia</i> Vogel	Arv	Zoo	Nc	Qp	390
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	Arv	Zoo	St		535
<b>Fabaceae - Mimosoideae</b>					
<i>Acacia lacerans</i> Benth.	Lian	Auto	Si		
<i>Inga lenticellata</i> Benth.	Arv	Zoo	Nc	Vu	391
<i>Inga marginata</i> Willd.	Arvt	Zoo	Si		
<i>Inga praegnans</i> T.D. Penn.	Arv	Zoo	Nc	Vu	393
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Arv	Zoo	Si		
<b>Lauraceae</b>					
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees	Arv	Zoo	Si		395; 532
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Arvt	Zoo	Si		396; 533
Lauraceae sp.1	Nc	Nc	Nc		397
Lauraceae sp.2*	Nc	Nc	Nc		398
<i>Licaria armeniaca</i> (Nees) Kostern	Arv	Zoo	St		399
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Arv	Zoo	Si		400
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	Arv	Zoo	St	Vu	401; 530
<i>Ocotea cf. elegans</i> Mez	Arv	Zoo	St		402
<i>Ocotea dispersa</i> (Ness) Mez	Arv	Zoo	Si		403
<i>Ocotea mosenii</i> Mez	Arv	Zoo	St	Cp	404
<i>Ocotea</i> sp.	Nc	Zoo	Nc		405
<i>Ocotea teleiandra</i> (Meisn.) Mez	Arvt	Zoo	St		406; 531
<b>Lecythidaceae</b>					
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) O. Kuntze	Arv	Ane	St		407
<b>Loganiaceae</b>					
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart	Arb	Zoo	St		569

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)

<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>Magnoliaceae</b>					
<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	Arv	Zoo	St		
<b>Malpighiaceae</b>					
<i>Bunchosia fluminensis</i> Griseb.	Arvt	Zoo	St		408
<i>Heteropterys nitida</i> (Lamarck) DC.	Lian	Ane	Nc		409
<i>Hiraea</i> sp.	Lian	Nc	Nc		564
<b>Melastomataceae</b>					
<i>Leandra acutiflora</i> (Naud.) Cogn.	Arb	Zoo	St		410
<i>Leandra dasytricha</i> (A. Gray) Cogn.	Arvt	Zoo	St		411
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin*	Arvt	Zoo	Si		412
<i>Miconia hymenonervia</i> (Raddi) Cogn.	Arvt	Zoo	Pi		413
<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	Arv	Zoo	St		414
<i>Ossaea</i> cf. <i>confertiflora</i> (DC.) Triana*	Arb	Zoo	Si		
<i>Ossaea sanguinea</i> Cogn.	Arb	Zoo	Pi		416
<i>Tibouchina pulchra</i> (Cham.) Cogn.	Arvt	Ane	Si		417; 575
<b>Meliaceae</b>					
<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Arv	Zoo	St		418; 579
<i>Cedrella</i> cf. <i>fissilis</i> Vell.	Arv	Ane	Si	Ep	419
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Arv	Zoo	St		
<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	Arvt	Zoo	Nc	Qp	421
<b>Monimiaceae</b>					
<i>Mollinedia hathsbachii</i> Peixoto	Arvt	Zoo	St		422
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Arvt	Zoo	St		423; 534
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Arvt	Zoo	St		424
<b>Moraceae</b>					
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	Arv	Zoo	St		425
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer	Arvt	Zoo	St		426
<i>Sorocea jureiana</i> Romaniuc	Arv	Zoo	St		427
<b>Myristicaceae</b>					
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott) Warb	Arv	Zoo	Si		
<b>Myrsinaceae</b>					
<i>Ardisia guyanensis</i> (Aubl.) Mez	Arb	Zoo	St		428; 536
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Arvt	Zoo	Pi		429
<i>Rapanea hermogenesii</i> Jung-Mend. & Bernacci	Arvt	Zoo	St		

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)

<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>Myrtaceae</b>					
<i>Calycorectes australis</i> D. Legrand	Arv	Zoo	St	Ep	430; 543
<i>Calyptranthes lanceolata</i> O. Berg	Arvt	Zoo	St		431; 572
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Arv	Zoo	St		432
<i>Eugenia</i> aff. <i>mosenii</i> (Kausel) Sobral	Nc	Zoo	Nc		
<i>Eugenia bacopari</i> D. Legrand	Arvt	Zoo	St		433
<i>Eugenia beaurepaireana</i> (Kiaersk.) D. Legrand	Arvt	Zoo	St		434
<i>Eugenia bocainensis</i> Mattos	Arb	Zoo	St	Vu	435
<i>Eugenia bunchosifolia</i> Nied.	Arvt	Zoo	St		436
<i>Eugenia cambucarana</i> Kiaersk.	Arv	Zoo	St		437; 544
<i>Eugenia capitulifera</i> O. Berg	Arvt	Zoo	St		438
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	Arvt	Zoo	St		439
<i>Eugenia cereja</i> D. Legrand	Arv	Zoo	St		440
<i>Eugenia cuprea</i> (O. Berg.) Niedenzii	Arv	Zoo	St		
<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	Arvt	Zoo	St		442
<i>Eugenia melanogyna</i> (D. Legrand ) Sobral	Arv	Zoo	St		443; 538
<i>Eugenia mosenii</i> (Kausel) Sobral	Arv	Zoo	St		444
<i>Eugenia multicostata</i> D. Legrand	Arv	Zoo	St		445; 539
<i>Eugenia neoglomerata</i> Sobral	Arvt	Zoo	St		446; 542
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	Arv	Zoo	Nc		447
<i>Eugenia oblongata</i> Mattos & D. Legrand	Arvt	Zoo	St		448
<i>Eugenia platysema</i> O. Berg	Arv	Zoo	St		449; 540
<i>Eugenia pruinosa</i> D. Legrand	Arvt	Zoo	St		450
<i>Eugenia riedeliana</i> O. Berg	Arvt	Zoo	St		451; 541
<i>Eugenia schuechiana</i> O. Berg	Arvt	Zoo	St		452
<i>Eugenia</i> sp.1	Nc	Zoo	Nc		453
<i>Eugenia</i> sp.2	Nc	Zoo	Nc		454
<i>Eugenia stictosepala</i> Kiaersk.	Arv	Zoo	St		455
<i>Eugenia subavenia</i> O. Berg	Arb	Zoo	St		456; 545
<i>Eugenia xiriricana</i> Mattos	Arv	Zoo	St		
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i> (Gard.) O. Berg	Arvt	Zoo	St		458; 582
<i>Gomidesia flagellaris</i> D. Legrand	Arvt	Zoo	St	Vu	459; 573
<i>Gomidesia spectabilis</i> (DC.) O. Berg	Arvt	Zoo	St		460
<i>Gomidesia tijucensis</i> (Kiaersk.) D. Legrand	Arvt	Zoo	St	Vu	461

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)					
<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (D. Legrand & Kausel) D. Legrand	Arvt	Zoo	St		462; 580
<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	Arvt	Zoo	St		463; 576
<i>Marlierea suaveolens</i> Cambess.	Arvt	Zoo	St	Vu	464
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	Arv	Zoo	St		465
<i>Myrceugenia campestris</i> (DC.) D. Legrand & Kausel	Arvt	Zoo	St	Vu	466
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	Arvt	Zoo	St	Qp	467
<i>Myrceugenia pilotantha</i> (Kiaersk.) Landrum	Arvt	Zoo	Nc	Vu	468
<i>Myrcia</i> aff. <i>freyreissiana</i> (O. Berg) Kiaersk.	Arv	Zoo	Nc		469
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Arv	Zoo	St		
<i>Myrcia tenuivenosa</i> Kiaersk.	Arv	Zoo	St		471; 537
<i>Myrciaria</i> cf. <i>floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Arv	Zoo	St		472
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D. Legrand) D. Legrand	Arvt	Zoo	St		473
<i>Plinia pauciflora</i> M.L. Kawasaki & B. Holst	Arv	Zoo	St		474
<b>Nyctaginaceae</b>					
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Arvt	Zoo	St		475
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Arvt	Zoo	St		476
<b>Olacaceae</b>					
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	Arv	Zoo	St		477
<i>Tetrastylidium grandifolium</i> (Baillon.) Sleumer.	Arv	Zoo	St		
<b>Phyllanthaceae</b>					
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	Arv	Zoo	Si		
<b>Phytolaccaceae</b>					
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Arv	Zoo	St		479
<b>Picramniaceae</b>					
<i>Picramnia gardneri</i> Planch. subsp. <i>gardneri</i>	Arvt	Zoo	St		480
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Arvt	Zoo	St	Vu	481
<b>Piperaceae</b>					
<i>Piper caldense</i> C. DC.	Arb	Zoo	St		482; 560
<i>Piper cernuum</i> Vell.	Arvt	Zoo	St		483; 559
<i>Piper</i> cf. <i>bowiei</i> Yunck.	Arb	Zoo	St		484; 561
<i>Piper</i> cf. <i>mollicomum</i> Kunth	Arb	Zoo	St		485

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)					
<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	Arb	Zoo	Pi		486; 562
<i>Piper pseudopothifolium</i> C. DC.	Arb	Zoo	Si		487
<i>Piper setebarraense</i> E.Guim. & L.Costa*	Arb	Zoo	St		488
<i>Piper solmsianum</i> C. DC.	Arb	Zoo	St		489; 558
<b>Polygonaceae</b>					
<i>Coccoloba fastigiata</i> Meisn.	Arv	Ane	Nc		490
<i>Coccoloba glaziovii</i> Lindau	Arv	Ane	Nc		
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	Arvt	Ane	St		492
<b>Proteaceae</b>					
<i>Roupala brasiliensis</i> Kl.	Arvt	Zoo	St	Vu	571
<b>Quiinaceae</b>					
<i>Quiina glazovii</i> Engl.	Arvt	Zoo	St		
<b>Rubiaceae</b>					
<i>Alibertia myrcifolia</i> (Spruce) K. Schum.	Arv	Zoo	St		
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Arvt	Auto	St		553
<i>Bathysa australis</i> (St. Hil.) Benth. & Hook.f.	Arv	Auto	St		
<i>Chomelia catharinae</i> (L.B. Sm. & Downs) Steyerl.	Arvt	Zoo	St		548
<i>Coussarea contracta</i> (Walpert) Müll. Arg.	Arvt	Zoo	St		493
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	Arv	Zoo	St		494
<i>Faramea multiflora</i> A. Rich. ex DC.	Arb	Zoo	St		495
<i>Ixora heterodoxa</i> Müll. Arg.	Arv	Zoo	St		496
<i>Posoqueria acutifolia</i> Mart.	Arvt	Zoo	St		497
<i>Psychotria astrellantha</i> Wernham	Arb	Zoo	St		498; 547
<i>Psychotria brachypoda</i> (Müll. Arg.) Britton	Arb	Zoo	St		499; 554
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltdl.	Arb	Zoo	St		500
<i>Psychotria mapouroides</i> DC.	Arv	Zoo	St		
<i>Psychotria pubigera</i> Schltdl.	Arb	Zoo	St		502; 546
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	Arb	Zoo	St		503; 550
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Arvt	Zoo	St		504
<i>Rudgea recurva</i> Müll. Arg.	Arvt	Zoo	St		505
<i>Simira</i> cf. <i>sampaioana</i> (Standl.) Steyerl.	Arv	Ane	Nc		
<b>Rutaceae</b>					
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Arv	Zoo	Si		

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Continuação)					
<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<b>Sabiaceae</b>					
<i>Meliosma sellowii</i> Urban	Arv	Zoo	St		
<b>Salicaceae</b>					
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Arvt	Zoo	St		506
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Arvt	Zoo	Si		507
<b>Sapindaceae</b>					
<i>Allophylus petiolulatus</i> Radlk.	Arb	Zoo	St		508; 556
<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Arv	Zoo	Si		
<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.	Arv	Zoo	St		509
<b>Sapotaceae</b>					
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	Arv	Zoo	St	Qp	510
<i>Chrysophyllum viride</i> Mart. & Eichl. ex. M.	Arv	Zoo	St	Qp	511
<i>Diploon cuspidatum</i> (Hoehne) Cronquist	Arv	Zoo	St		512
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Arv	Zoo	St		513
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pavon) Radlk.	Arv	Zoo	St		514
<i>Pouteria psammophila</i> (Mart.) Radlk.	Arv	Zoo	St		515
<i>Pradosia cf. lactescens</i> (Vell.) Radlk.*	Arv	Zoo	St		516
<b>Solanaceae</b>					
<i>Brunfelsia pauciflora</i> (Cham.& Schlecht.)Benth.	Arb	Zoo	St		517; 574
<i>Capsicum recurvatum</i> Witasek	Arb	Zoo	Pi		518
<i>Cestrum amictum</i> Schldtl.	Arvt	Zoo	Si		519; 581
<i>Cyphomandra cf. divaricata</i> (Mart.) Sendtn.	Arb	Zoo	Si		520
<i>Solanum cf. vaillantii</i> Dunal*	Arb	Zoo	Pi		
<i>Solanum</i> sp.	Nc	Zoo	Nc		557
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	Arvt	Zoo	Si		521
<b>Urticaceae</b>					
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Arv	Zoo	Pi		
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Arv	Zoo	Si		
<i>Urera nitida</i> (Vell.) Brack	Arb	Zoo	Pi		
MONOCOTILEDÔNEAS (N= 734)					
<b>Arecaceae</b>					
<i>Bactris setosa</i> Mart.	Arb	Zoo	St		
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Arvt	Zoo	St	Ep	
<i>Geonoma elegans</i> Mart.	Arb	Zoo	St		

ANEXO B – Lista geral de espécies ao término da segunda avaliação do estrato arbustivo (exceção feita para *Calathea communis* presente apenas no estrato herbáceo) e seus respectivos atributos. SD= Síndrome de Dispersão, GS= Grupo Sucessional, Ex= Ameaça de extinção. *Voucher*= número do coletor de R.A.F. Lima. Asterisco para espécies incluídas após a segunda medição. Cp= Criticamente em perigo; Ep= Em perigo; Vu= Vulnerável; Qp= Quase em perigo; Pa= Provavelmente ameaçada

(Conclusão)					
<b>Família, espécie e autoria</b>	<b>Hábito</b>	<b>SD</b>	<b>GS</b>	<b>Ex.</b>	<b>Voucher</b>
<i>Geonoma gamiova</i> Barb. Rodr.	Arb	Zoo	St		
<b>Commelinaceae</b>					
<i>Dichorisandra paranaënsis</i> D.Maia, Cervi & Tardivo	Herb	Zoo	Si		522; 587
<i>Dichorisandra pubescens</i> Mart.	Herb	Zoo	St		523
<b>Costaceae</b>					
<i>Costus spiralis</i> (Jacq.) Roscoe	Herb	Zoo	Si		
<b>Cyperaceae</b>					
<i>Pleurostachys urvillei</i> Brongn.	Herb	Ane	St		524
<i>Scleria latifolia</i> Sw.	Herb	Ane	Si		525
<b>Heliconiaceae</b>					
<i>Heliconia</i> cf. <i>velloziana</i> Emygdio	Herb	Zoo	Si		
<b>Marantaceae</b>					
<i>Calathea communis</i> Wand. & S. Vieira	Herb	Zoo	Pi		
<i>Stromanthe tonckat</i> (Aubl.) Eichler	Herb	Zoo	Si		526
<b>Poaceae</b>					
<i>Guadua tagoara</i> (Ness) Kunth	Herb	Ane	Si		
<b>Zingiberaceae</b>					
<i>Renealmia petasites</i> Gagnep.*	Herb	Zoo	Si		578
PTEROPHYTA (N= 3)					
<b>Cyatheaceae</b>					
<i>Cyathea corcovadensis</i> (Radii) Domin	Arb	Ane	St		
<i>Cyathea leucofolis</i> Domin	Arb	Ane	St		
<b>Dennstaedtiaceae</b>					
<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	Herb	Ane	Si		

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continua)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>E. edulis</i>	3,13	6,44	13,4	7,91	76,9	100,0	100,0	92,9	8,51	17,5	28,4	19,0	4,7	8,9	15,1	9,9
<i>P. gaudichaudianum</i>	10,8	4,99	0,19	5,21	100,0	81,8	11,1	57,1	7,79	2,69	0,15	3,28	7,3	3,3	0,2	3,4
<i>G. elegans</i>	0,10	3,29	10,3	4,82	7,7	72,7	94,4	61,9	0,02	0,56	1,76	0,86	0,1	2,0	5,1	2,5
<i>G. tagoara</i>	9,18	2,50	0,00	3,90	76,9	36,4	0,0	33,3	2,29	0,28	0,00	0,80	4,6	1,3	0,0	1,9
<i>D. paranaënsis</i>	8,98	0,26	0,37	3,37	84,6	18,2	22,2	40,5	3,01	0,08	0,07	0,99	4,9	0,3	0,4	1,9
<i>C. lanceolata</i>	1,72	3,02	4,69	3,19	76,9	54,6	83,3	73,8	1,87	2,89	6,43	3,97	2,0	2,5	4,7	3,2
<i>D. pubescens</i>	4,64	4,20	0,75	3,05	100,0	81,8	27,8	64,3	1,26	1,15	0,11	0,78	3,0	2,5	0,6	2,0
<i>G. opposita</i>	0,91	2,23	4,97	2,80	30,8	63,6	50,0	47,6	2,35	4,34	8,86	5,50	1,4	2,8	5,2	3,3
<i>E. bocainensis</i>	5,25	1,31	1,22	2,66	84,6	45,5	50,0	59,5	2,42	0,81	0,50	1,19	3,5	1,1	1,1	1,9
<i>P. caldense</i>	3,73	1,84	0,84	2,13	76,9	63,6	44,4	59,5	2,19	0,78	0,14	0,97	2,8	1,5	0,8	1,7
<i>C. glaziovi</i>	3,13	3,68	0,00	2,09	76,9	63,6	0,0	40,5	9,39	4,62	0,00	4,29	5,0	3,4	0,0	2,6
<i>L. dasytricha</i>	2,62	3,81	0,37	2,09	76,9	63,6	16,7	47,6	1,98	1,97	0,07	1,22	2,4	2,5	0,3	1,6
<i>G. gardneriana</i>	0,40	2,63	3,09	2,02	23,1	45,5	55,6	42,9	0,61	1,34	2,34	1,51	0,6	1,7	2,4	1,6
<i>P. solmsianum</i>	2,72	2,23	1,03	1,95	76,9	54,6	38,9	54,8	0,94	1,22	0,61	0,89	2,0	1,7	1,0	1,5
<i>E. cuprea</i>	1,61	1,18	1,31	1,38	61,5	36,4	50,0	50,0	2,50	1,18	1,65	1,78	2,0	1,1	1,6	1,6
<i>G. gamiova</i>	0,00	0,92	2,62	1,24	0,0	36,4	66,7	38,1	0,00	0,64	2,52	1,18	0,0	0,9	2,5	1,2
<i>G. flagellaris</i>	1,51	0,66	1,31	1,21	46,2	27,3	66,7	50,0	1,92	1,45	1,25	1,52	1,6	1,0	1,6	1,4
<i>M. schottiana</i>	0,71	0,92	1,78	1,17	46,2	54,6	44,4	47,6	1,28	0,57	2,19	1,43	1,2	1,0	1,8	1,4
<i>B. australis</i>	0,81	1,84	0,94	1,14	38,5	54,6	38,9	42,9	3,96	1,78	0,48	1,95	2,0	1,7	0,9	1,5
<i>I. marginata</i>	1,41	1,05	0,84	1,10	53,9	36,4	33,3	40,5	0,94	0,69	0,37	0,64	1,4	0,9	0,8	1,0
<i>E. riedeliana</i>	1,61	0,53	0,56	0,92	53,9	18,2	16,7	28,6	1,71	2,75	0,79	1,65	1,7	1,3	0,6	1,2
<i>P. astrellantha</i>	0,00	0,92	1,78	0,92	0,0	36,4	66,7	38,1	0,00	0,31	0,51	0,29	0,0	0,7	1,5	0,8
<i>E. subavenia</i>	0,00	0,53	1,97	0,89	0,0	27,3	33,3	21,4	0,00	0,39	2,83	1,23	0,0	0,6	2,0	0,9
<i>O. teleiandra</i>	0,20	1,05	1,41	0,89	15,4	27,3	50,0	33,3	0,13	2,53	1,66	1,44	0,3	1,4	1,6	1,1
<i>I. sessilis</i>	1,51	0,79	0,19	0,82	53,9	36,4	11,1	31,0	2,21	1,02	0,32	1,12	1,8	0,9	0,3	1,0



ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>J. carnea</i>	1,61	0,79	0,09	0,82	53,9	27,3	5,6	26,2	0,45	0,13	0,00	0,18	1,3	0,6	0,1	0,6
<i>P. suterella</i>	0,61	1,58	0,47	0,82	30,8	45,5	22,2	31,0	0,37	0,89	0,13	0,43	0,7	1,2	0,5	0,7
<i>C. moschata</i>	0,30	0,13	1,69	0,78	15,4	9,1	38,9	23,8	0,52	0,21	1,11	0,66	0,4	0,2	1,4	0,7
<i>E. neoglomerata</i>	0,20	0,39	1,41	0,71	15,4	27,3	22,2	21,4	0,27	0,26	1,34	0,69	0,3	0,5	1,2	0,7
<i>Q. glazovii</i>	0,50	0,66	0,94	0,71	30,8	36,4	55,6	42,9	0,45	0,67	0,76	0,64	0,7	0,8	1,2	0,9
<i>A. glandulosa</i>	0,91	1,31	0,00	0,67	46,2	54,6	0,0	28,6	0,64	0,95	0,00	0,48	1,0	1,3	0,0	0,7
<i>C. recurvatum</i>	1,11	1,05	0,00	0,67	76,9	45,5	0,0	35,7	0,93	0,81	0,00	0,53	1,5	1,0	0,0	0,8
<i>E. xiriricana</i>	0,10	0,92	1,03	0,67	7,7	36,4	33,3	26,2	0,52	1,29	0,91	0,90	0,3	1,1	1,0	0,8
<i>P. brachypoda</i>	0,10	0,13	1,59	0,67	7,7	9,1	38,9	21,4	0,02	0,02	1,57	0,63	0,1	0,1	1,5	0,7
<i>T. grandifolium</i>	0,00	1,45	0,75	0,67	0,0	45,5	33,3	26,2	0,00	1,24	1,10	0,80	0,0	1,3	1,0	0,8
<i>C. canjerana</i>	1,61	0,26	0,00	0,64	53,9	18,2	0,0	21,4	3,90	0,34	0,00	1,31	2,4	0,4	0,0	0,9
<i>M. suaveolens</i>	0,50	0,53	0,84	0,64	30,8	36,4	38,9	35,7	1,09	0,86	0,58	0,82	0,9	0,8	0,9	0,9
<i>M. schumanniana</i>	0,00	1,05	0,84	0,60	0,0	36,4	33,3	23,8	0,00	1,12	0,71	0,61	0,0	1,1	0,9	0,7
<i>I. lenticellata</i>	0,00	0,39	1,22	0,57	0,0	18,2	38,9	21,4	0,00	0,15	0,53	0,25	0,0	0,4	1,0	0,5
<i>P. gardneri</i>	0,71	0,66	0,28	0,53	30,8	27,3	11,1	21,4	0,72	0,77	0,08	0,48	0,8	0,7	0,2	0,6
<i>U. nitida</i>	0,10	1,84	0,00	0,53	7,7	54,6	0,0	16,7	0,04	3,42	0,00	1,02	0,7	0,1	0,0	0,7
<i>H. alchorneoides</i>	1,01	0,39	0,09	0,50	46,2	27,3	5,6	23,8	1,63	1,02	0,45	0,99	1,4	0,7	0,2	0,7
<i>R. recurva</i>	0,00	0,26	1,12	0,50	0,0	18,2	22,2	14,3	0,00	0,03	0,18	0,08	0,0	0,3	0,7	0,3
<i>C. spiralis</i>	0,71	0,79	0,00	0,46	30,8	36,4	0,0	19,1	0,31	0,32	0,00	0,19	0,7	0,7	0,0	0,4
<i>E. mosenii</i>	0,20	0,66	0,56	0,46	15,4	36,4	22,2	23,8	0,73	0,74	0,51	0,64	0,5	0,8	0,6	0,6
<i>S. guianensis</i>	0,30	0,00	0,94	0,46	15,4	0,0	27,8	16,7	0,49	0,00	0,41	0,31	0,4	0,0	0,8	0,4
<i>S. bonplandii</i>	0,20	0,26	0,84	0,46	15,4	18,2	38,9	26,2	0,53	0,10	0,39	0,35	0,4	0,3	0,9	0,5
<i>A. guianensis</i>	0,10	0,26	0,84	0,43	7,7	9,1	33,3	19,1	0,07	0,14	0,51	0,27	0,1	0,2	0,8	0,4
<i>C. rostratus</i>	0,00	0,39	0,84	0,43	0,0	27,3	27,8	19,1	0,00	0,13	0,19	0,11	0,0	0,4	0,7	0,4
<i>M. campestris</i>	1,01	0,13	0,09	0,43	61,5	9,1	5,6	23,8	0,69	0,13	0,28	0,36	1,2	0,2	0,2	0,5

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>P. pubigera</i>	0,91	0,00	0,28	0,43	38,5	0,0	16,7	19,1	0,67	0,00	0,68	0,47	0,9	0,0	0,5	0,5
<i>T. rubrivenium</i>	0,71	0,66	0,00	0,43	30,8	27,3	0,0	16,7	1,34	1,86	0,00	0,96	0,0	0,2	0,0	0,6
<i>C. viride</i>	0,10	0,26	0,75	0,39	7,7	18,2	27,8	19,1	0,02	0,48	1,09	0,57	0,1	0,4	0,9	0,5
<i>C. dinisii</i>	0,20	0,00	0,84	0,39	15,4	0,0	27,8	16,7	0,13	0,00	0,33	0,17	0,3	0,0	0,7	0,4
<i>E. melanogyna</i>	0,00	0,79	0,47	0,39	0,0	27,3	22,2	16,7	0,00	1,33	0,99	0,78	0,0	1,0	0,7	0,6
<i>E. oblongata</i>	0,61	0,39	0,19	0,39	23,1	18,2	11,1	16,7	0,52	0,54	0,16	0,38	0,6	0,5	0,2	0,4
<i>S. brasiliensis</i>	0,20	0,39	0,56	0,39	15,4	27,3	27,8	23,8	0,29	0,18	0,67	0,41	0,3	0,4	0,7	0,5
<i>B. setosa</i>	0,50	0,13	0,37	0,35	30,8	9,1	16,7	19,1	0,84	0,09	0,35	0,43	0,8	0,2	0,4	0,5
<i>C. australis</i>	0,30	0,53	0,28	0,35	23,1	27,3	16,7	21,4	0,67	0,35	0,13	0,36	0,6	0,5	0,3	0,5
<i>G. anacardiaeifolia</i>	0,81	0,26	0,00	0,35	38,5	9,1	0,0	14,3	2,05	0,40	0,00	0,76	1,4	0,3	0,0	0,5
<i>S. swartzianum</i>	0,91	0,13	0,00	0,35	15,4	9,1	0,0	7,1	0,85	0,13	0,00	0,30	0,0	0,1	0,0	0,3
<i>E. cambucarana</i>	0,40	0,53	0,09	0,32	30,8	27,3	5,6	19,1	0,42	0,19	0,39	0,34	0,6	0,5	0,2	0,4
<i>H. cf. velloziana</i>	0,30	0,66	0,09	0,32	23,1	36,4	5,6	19,1	0,12	0,64	0,05	0,25	0,4	0,8	0,1	0,4
<i>M. nyctitans</i>	0,81	0,13	0,00	0,32	38,5	9,1	0,0	14,3	0,16	0,02	0,00	0,06	0,7	0,1	0,0	0,3
<i>M. tomentosa</i>	0,20	0,26	0,47	0,32	15,4	18,2	27,8	21,4	1,01	0,20	1,12	0,81	0,6	0,3	0,8	0,6
<i>M. hymenonervia</i>	0,50	0,53	0,00	0,32	30,8	27,3	0,0	16,7	0,41	0,16	0,00	0,18	0,6	0,5	0,0	0,3
<i>N. membranacea</i>	0,61	0,26	0,09	0,32	38,5	18,2	5,6	19,1	0,76	0,39	0,02	0,36	0,9	0,4	0,1	0,4
<i>O. catharinensis</i>	0,00	0,13	0,75	0,32	0,0	9,1	22,2	11,9	0,00	0,05	0,30	0,13	0,0	0,1	0,6	0,3
<i>O. sanguinea</i>	0,00	1,18	0,00	0,32	0,0	54,6	0,0	14,3	0,00	0,36	0,00	0,11	0,1	0,0	0,0	0,3
<i>R. hermogenesii</i>	0,10	0,26	0,56	0,32	7,7	9,1	22,2	14,3	0,59	0,26	0,27	0,36	0,3	0,3	0,5	0,4
<i>V. bicuhyba</i>	0,71	0,00	0,19	0,32	38,5	0,0	11,1	16,7	0,84	0,00	0,03	0,27	0,9	0,0	0,2	0,4
<i>Z. ilicifolia</i>	0,20	0,66	0,19	0,32	15,4	27,3	11,1	16,7	0,48	0,59	0,03	0,34	0,4	0,7	0,2	0,4
<i>B. fluminensis</i>	0,71	0,13	0,00	0,28	38,5	9,1	0,0	14,3	0,58	0,02	0,00	0,19	0,8	0,1	0,0	0,3
<i>C. decandra</i>	0,10	0,66	0,19	0,28	7,7	36,4	11,1	16,7	0,02	0,52	0,62	0,41	0,1	0,7	0,4	0,4
<i>E. paniculata</i>	0,50	0,13	0,19	0,28	30,8	9,1	11,1	16,7	1,04	0,03	0,15	0,39	0,8	0,1	0,2	0,4

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>G. spectabilis</i>	0,00	0,26	0,56	0,28	0,0	18,2	33,3	19,1	0,00	0,14	1,15	0,49	0,0	0,3	1,0	0,5
<i>G. macrophylla</i>	0,30	0,39	0,19	0,28	23,1	27,3	11,1	19,1	0,61	3,45	0,13	1,26	0,6	1,5	0,2	0,7
<i>H. hebeclada</i>	0,10	0,39	0,37	0,28	7,7	18,2	16,7	14,3	0,36	0,15	0,10	0,19	0,2	0,4	0,4	0,3
<i>I. heterodoxa</i>	0,00	0,13	0,66	0,28	0,0	9,1	27,8	14,3	0,00	0,17	0,96	0,43	0,0	0,2	0,9	0,4
<i>P. ramiflora</i>	0,10	0,26	0,47	0,28	7,7	9,1	22,2	14,3	0,03	0,13	0,11	0,09	0,1	0,2	0,4	0,3
<i>P. caimito</i>	0,00	0,26	0,56	0,28	0,0	18,2	22,2	14,3	0,00	0,14	0,12	0,09	0,0	0,3	0,5	0,3
<i>P. leiocarpa</i>	0,00	0,00	0,75	0,28	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,13	0,05	0,0	0,0	0,5	0,2
<i>S. tonckat</i>	0,10	0,66	0,19	0,28	7,7	27,3	11,1	14,3	0,01	0,08	0,03	0,04	0,1	0,5	0,2	0,3
<i>A. myrcifolia</i>	0,00	0,39	0,37	0,25	0,0	9,1	16,7	9,5	0,00	0,18	0,35	0,19	0,0	0,3	0,4	0,3
<i>C. estrellensis</i>	0,30	0,26	0,19	0,25	23,1	18,2	5,6	14,3	0,25	0,54	0,06	0,26	0,4	0,4	0,1	0,3
<i>D. pinnata</i>	0,20	0,39	0,19	0,25	7,7	18,2	11,1	11,9	0,14	1,59	0,24	0,60	0,2	0,8	0,3	0,4
<i>D. cuneatus</i>	0,00	0,26	0,47	0,25	0,0	18,2	22,2	14,3	0,00	0,08	0,22	0,11	0,0	0,3	0,5	0,3
<i>E. bacopari</i>	0,10	0,53	0,19	0,25	7,7	18,2	5,6	9,5	0,05	0,59	0,06	0,21	0,1	0,5	0,1	0,3
<i>E. bunchosifolia</i>	0,00	0,26	0,47	0,25	0,0	18,2	16,7	11,9	0,00	0,08	0,20	0,10	0,0	0,3	0,4	0,2
<i>E. platysema</i>	0,10	0,39	0,28	0,25	7,7	18,2	16,7	14,3	0,26	0,51	0,05	0,25	0,2	0,5	0,3	0,3
<i>E. pruinosa</i>	0,00	0,53	0,28	0,25	0,0	18,2	16,7	11,9	0,00	0,22	0,08	0,10	0,0	0,4	0,3	0,2
<i>M. eugeniopsoides</i>	0,30	0,00	0,37	0,25	15,4	0,0	5,6	7,1	0,46	0,00	0,33	0,27	0,4	0,0	0,3	0,3
<i>M. myrcioides</i>	0,00	0,39	0,37	0,25	0,0	27,3	16,7	14,3	0,00	0,63	0,38	0,33	0,0	0,6	0,4	0,3
<i>C. amictum</i>	0,50	0,13	0,00	0,21	15,4	9,1	0,0	7,1	0,16	0,28	0,00	0,13	0,4	0,2	0,0	0,2
<i>C. catharinae</i>	0,00	0,00	0,56	0,21	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,16	0,06	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>C. sellowiana</i>	0,30	0,13	0,19	0,21	23,1	9,1	11,1	14,3	1,28	0,03	0,23	0,50	0,8	0,1	0,3	0,4
<i>C. macrobothrys</i>	0,61	0,00	0,00	0,21	23,1	0,0	0,0	7,1	1,36	0,00	0,00	0,42	0,9	0,0	0,0	0,3
<i>M. obscura</i>	0,10	0,13	0,37	0,21	7,7	9,1	22,2	14,3	0,08	0,29	0,26	0,21	0,1	0,2	0,5	0,3
<i>M. pubipetala</i>	0,40	0,00	0,19	0,21	23,1	0,0	11,1	11,9	0,34	0,00	0,10	0,15	0,5	0,0	0,2	0,2
<i>N. glomerata</i>	0,20	0,39	0,09	0,21	15,4	27,3	5,6	14,3	0,09	0,52	0,07	0,21	0,3	0,6	0,1	0,3

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>P. cf. bowiei</i>	0,00	0,79	0,00	0,21	0,0	27,3	0,0	7,1	0,00	0,12	0,00	0,03	0,0	0,5	0,0	0,2
<i>P. pseudopothifolium</i>	0,20	0,53	0,00	0,21	15,4	18,2	0,0	9,5	0,07	0,10	0,00	0,05	0,0	0,6	0,0	0,2
<i>R. ferruginea</i>	0,30	0,39	0,00	0,21	15,4	27,3	0,0	11,9	1,15	0,11	0,00	0,39	0,4	0,1	0,0	0,3
<i>T. serratifolia</i>	0,20	0,13	0,28	0,21	7,7	9,1	16,7	11,9	0,48	0,05	0,22	0,25	0,3	0,1	0,4	0,3
<i>A. lacerans</i>	0,30	0,00	0,19	0,18	15,4	0,0	11,1	9,5	0,02	0,00	0,02	0,02	0,3	0,0	0,2	0,2
<i>B. inculata</i>	0,50	0,00	0,00	0,18	15,4	0,0	0,0	4,8	0,08	0,00	0,00	0,02	0,4	0,0	0,0	0,1
<i>B. lactescens</i>	0,10	0,13	0,28	0,18	7,7	9,1	11,1	9,5	0,08	0,04	0,19	0,11	0,1	0,1	0,3	0,2
<i>B. pauciflora</i>	0,00	0,00	0,47	0,18	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,29	0,11	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>C. cf. ecalyculata</i>	0,00	0,66	0,00	0,18	0,0	36,4	0,0	9,5	0,00	0,08	0,00	0,02	0,0	0,6	0,0	0,2
<i>E. ramiflora</i>	0,00	0,26	0,28	0,18	0,0	18,2	11,1	9,5	0,00	0,64	0,29	0,30	0,0	0,5	0,3	0,3
<i>E. cerasiflora</i>	0,30	0,26	0,00	0,18	23,1	9,1	0,0	9,5	0,19	0,14	0,00	0,10	0,4	0,2	0,0	0,2
<i>E. neoverrucosa</i>	0,10	0,53	0,00	0,18	7,7	9,1	0,0	4,8	0,07	0,40	0,00	0,14	0,1	0,4	0,0	0,2
<i>J. puberula</i>	0,10	0,26	0,19	0,18	7,7	18,2	11,1	11,9	0,59	0,30	0,53	0,48	0,3	0,4	0,4	0,3
<i>M. grahamii</i>	0,50	0,00	0,00	0,18	15,4	0,0	0,0	4,8	0,47	0,00	0,00	0,15	0,5	0,0	0,0	0,2
<i>M. uleana</i>	0,00	0,13	0,37	0,18	0,0	9,1	22,2	11,9	0,00	0,18	0,30	0,17	0,0	0,2	0,5	0,2
<i>M. aff. freyreissiana</i>	0,40	0,00	0,09	0,18	23,1	0,0	5,6	9,5	0,23	0,00	0,01	0,08	0,5	0,0	0,1	0,2
<i>M. frondosus</i>	0,30	0,26	0,00	0,18	23,1	18,2	0,0	11,9	0,43	0,16	0,00	0,18	0,0	0,0	0,0	0,2
<i>P. brasiliensis</i>	0,00	0,13	0,37	0,18	0,0	9,1	22,2	11,9	0,00	0,24	0,23	0,16	0,0	0,2	0,5	0,2
<i>P. cernuum</i>	0,00	0,39	0,19	0,18	0,0	18,2	11,1	9,5	0,00	0,78	0,07	0,26	0,0	0,6	0,2	0,2
<i>R. jasminoides</i>	0,00	0,39	0,19	0,18	0,0	27,3	11,1	11,9	0,00	0,40	0,34	0,25	0,0	0,5	0,3	0,3
<i>T. pulchra</i>	0,40	0,13	0,00	0,18	30,8	9,1	0,0	11,9	0,79	0,02	0,00	0,25	1,0	1,1	0,0	0,3
<i>A. floribunda</i>	0,10	0,13	0,19	0,14	7,7	9,1	5,6	7,1	0,08	0,06	0,25	0,14	0,1	0,2	0,2	0,2
<i>E. cereja</i>	0,20	0,13	0,09	0,14	7,7	9,1	5,6	7,1	0,21	0,02	0,02	0,08	0,2	0,1	0,1	0,2
<i>E. stictosepala</i>	0,00	0,26	0,19	0,14	0,0	18,2	11,1	9,5	0,00	0,10	0,06	0,05	0,0	0,3	0,2	0,2
<i>H. silvianii</i>	0,00	0,13	0,28	0,14	0,0	9,1	16,7	9,5	0,00	0,01	0,06	0,03	0,0	0,1	0,3	0,2

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>H. nitida</i>	0,00	0,00	0,37	0,14	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,13	0,05	0,0	0,0	0,4	0,1
<i>Hiraea</i> sp.	0,00	0,13	0,28	0,14	0,0	9,1	16,7	9,5	0,00	0,02	0,04	0,02	0,0	0,1	0,3	0,2
<i>M. arborea</i>	0,00	0,00	0,37	0,14	0,0	0,0	22,2	9,5	0,00	0,00	0,11	0,04	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>O. dispersa</i>	0,10	0,00	0,28	0,14	7,7	0,0	11,1	7,1	0,02	0,00	0,09	0,04	0,1	0,0	0,3	0,1
<i>P. acutifolia</i>	0,10	0,13	0,19	0,14	7,7	9,1	11,1	9,5	0,08	0,09	0,27	0,16	0,1	0,2	0,3	0,2
<i>P. psammophila</i>	0,10	0,13	0,19	0,14	7,7	9,1	11,1	9,5	0,13	0,04	0,04	0,07	0,2	0,1	0,2	0,2
<i>P. widgrenii</i>	0,00	0,13	0,28	0,14	0,0	9,1	11,1	7,1	0,00	0,34	0,12	0,15	0,0	0,2	0,3	0,2
<i>R. sericea</i>	0,10	0,39	0,00	0,14	7,7	18,2	0,0	7,1	0,01	0,76	0,00	0,23	0,0	0,1	0,0	0,2
<i>R. brasiliensis</i>	0,00	0,13	0,28	0,14	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,04	0,13	0,06	0,0	0,1	0,2	0,1
<i>S. latifolia</i>	0,40	0,00	0,00	0,14	23,1	0,0	0,0	7,1	0,04	0,00	0,00	0,01	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>A. anthelmia</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	18,2	5,6	7,1	0,00	0,70	0,04	0,22	0,0	0,5	0,1	0,2
<i>B. kleinii</i>	0,00	0,13	0,19	0,11	0,0	9,1	11,1	7,1	0,00	0,02	0,11	0,05	0,0	0,1	0,2	0,1
<i>C. guaviroba</i>	0,00	0,39	0,00	0,11	0,0	27,3	0,0	7,1	0,00	0,08	0,00	0,02	0,0	0,4	0,0	0,1
<i>C. oblongifolia</i>	0,10	0,13	0,09	0,11	7,7	9,1	5,6	7,1	0,04	0,03	0,08	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>E. beaurepaireana</i>	0,00	0,00	0,28	0,11	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,28	0,11	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>E. handroana</i>	0,00	0,39	0,00	0,11	0,0	18,2	0,0	4,8	0,00	0,25	0,00	0,07	0,0	0,4	0,0	0,1
<i>E. multicostata</i>	0,00	0,39	0,00	0,11	0,0	27,3	0,0	7,1	0,00	0,15	0,00	0,04	0,0	0,4	0,0	0,1
<i>E. schuechiana</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	18,2	5,6	7,1	0,00	0,50	0,02	0,15	0,0	0,4	0,1	0,2
<i>G. australis</i>	0,20	0,00	0,09	0,11	15,4	0,0	5,6	7,1	0,32	0,00	0,01	0,10	0,3	0,0	0,1	0,1
<i>I. praegnans</i>	0,00	0,00	0,28	0,11	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,31	0,12	0,0	0,0	0,4	0,2
Lauraceae sp.2	0,30	0,00	0,00	0,11	7,7	0,0	0,0	2,4	0,03	0,00	0,00	0,01	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>M. triste</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	18,2	5,6	7,1	0,00	0,14	0,01	0,04	0,0	0,3	0,1	0,1
<i>M. juglandifolia</i>	0,00	0,00	0,28	0,11	0,0	0,0	16,7	7,1	0,00	0,00	0,43	0,17	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>M. cf. communis</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,05	0,01	0,02	0,0	0,2	0,1	0,1
<i>M. pilotantha</i>	0,00	0,13	0,19	0,11	0,0	9,1	11,1	7,1	0,00	0,41	0,44	0,29	0,0	0,3	0,3	0,2

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>P. cf. mollicomum</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	18,2	5,6	7,1	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	0,3	0,1	0,2
<i>P. setebarraense</i>	0,00	0,39	0,00	0,11	0,0	27,3	0,0	7,1	0,00	0,04	0,00	0,01	0,3	0,4	0,0	0,1
<i>P. urvillei</i>	0,10	0,00	0,19	0,11	7,7	0,0	11,1	7,1	0,01	0,00	0,02	0,01	0,1	0,0	0,2	0,1
<i>P. acutifolia</i>	0,00	0,26	0,09	0,11	0,0	18,2	5,6	7,1	0,00	0,06	0,01	0,02	0,0	0,3	0,1	0,1
<i>P. mapoureoides</i>	0,10	0,13	0,09	0,11	7,7	9,1	5,6	7,1	0,06	0,08	0,01	0,05	0,1	0,2	0,1	0,1
<i>P. rohrii</i>	0,20	0,13	0,00	0,11	15,4	9,1	0,0	7,1	0,45	0,05	0,00	0,16	0,1	0,0	0,0	0,2
<i>A. petiolulatus</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,55	0,22	0,0	0,0	0,4	0,2
<i>B. microstachya</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	18,2	0,0	4,8	0,00	0,08	0,00	0,02	0,0	0,3	0,0	0,1
<i>C. sylvestris</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,28	0,11	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>C. grandifolia</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,14	0,00	0,04	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>C. inornatum</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>C. paniculata</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,22	0,09	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>C. glaziovii</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,03	0,01	0,01	0,0	0,1	0,1	0,1
<i>C. contracta</i>	0,10	0,00	0,09	0,07	7,7	0,0	5,6	4,8	0,13	0,00	0,01	0,04	0,2	0,0	0,1	0,1
<i>D. cuspidatum</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,02	0,28	0,12	0,0	0,1	0,2	0,1
<i>E. ambiguum</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,09	0,00	0,03	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>E. aff. mosenii</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,04	0,02	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>Eugenia</i> sp.1	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,06	0,02	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>F. montevidensis</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,03	0,00	0,01	0,0	0,1	0,1	0,1
<i>F. multiflora</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,04	0,01	0,0	0,0	0,1	0,1
Lauraceae sp.1	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,13	0,12	0,09	0,0	0,2	0,1	0,1
<i>M. sellowii</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,04	0,11	0,06	0,0	0,1	0,1	0,1
<i>M. cinnamomifolia</i>	0,20	0,00	0,00	0,07	7,7	0,0	0,0	2,4	0,04	0,00	0,00	0,01	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>M. hathsbachii</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,49	0,19	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>M. tenuivenosa</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,25	0,33	0,20	0,0	0,2	0,2	0,1

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>M. cf. floribunda</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,04	0,07	0,04	0,0	0,1	0,1	0,1
<i>O. mosenii</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,19	0,04	0,07	0,0	0,2	0,1	0,1
<i>P. dioica</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	18,2	0,0	4,8	0,00	0,61	0,00	0,18	0,0	1,0	0,0	0,1
<i>P. floribundum</i>	0,00	0,13	0,09	0,07	0,0	9,1	5,6	4,8	0,00	0,06	0,43	0,19	0,0	0,2	0,2	0,1
<i>P. pauciflora</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,03	0,01	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>S. elliptica</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,42	0,17	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>S. cf. sampaioana</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	11,1	4,8	0,00	0,00	0,34	0,13	0,0	0,0	0,3	0,1
<i>S. monosperma</i>	0,10	0,13	0,00	0,07	7,7	9,1	0,0	4,8	0,22	0,02	0,00	0,08	0,1	0,0	0,0	0,1
<i>S. cf. vaillantii</i>	0,20	0,00	0,00	0,07	7,7	0,0	0,0	2,4	0,14	0,00	0,00	0,04	0,2	0,1	0,0	0,1
<i>Staurogyne sp.</i>	0,00	0,00	0,19	0,07	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,01	0,00	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>T. laeta</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,08	0,00	0,02	0,8	0,2	0,0	0,1
<i>V. glabrata</i>	0,20	0,00	0,00	0,07	7,7	0,0	0,0	2,4	0,08	0,00	0,00	0,02	0,1	2,3	0,0	0,1
<i>Z. rhoifolium</i>	0,00	0,26	0,00	0,07	0,0	18,2	0,0	4,8	0,00	0,40	0,00	0,12	0,2	0,0	0,0	0,1
<i>A. parvifolium</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,03	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>C. cf. fissilis</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,03	0,00	0,01	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>C. fastigiata</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,24	0,10	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>C. warmingii</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,28	0,00	0,08	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>C. silvestris</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,05	0,00	0,02	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>C. cf. divaricata</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>D. frutescens</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,06	0,02	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>E. capitulifera</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,02	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Eugenia sp.2</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,12	0,05	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>G. tijucensis</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,17	0,00	0,05	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>I. integerrima</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,31	0,12	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>J. spinosa</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	1,01	0,00	0,30	0,0	0,5	0,0	0,1

ANEXO C – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies do estrato arbustivo nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque) e em todas as parcelas. Dados organizados em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(conclusão)

Nome Científico	Densidade Relativa				Frequência Absoluta				Dominância Relativa				VI			
	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral	1	2	3	Geral
<i>L. acutiflora</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,01	0,00	0,00	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>L. armeniaca</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,06	0,00	0,00	0,02	0,1	0,0	0,0	0,0
<i>M. ovata</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,12	0,00	0,04	0,0	0,2	0,0	0,1
<i>M. cf. salicifolia</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,07	0,03	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>M. chamissoana</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,02	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Ocotea cf. elegans</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,01	0,00	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>Ocotea sp.1</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,03	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>O. cf. confertiflora</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,03	0,00	0,00	0,01	0,5	0,3	0,0	0,0
<i>P. ambigua</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,26	0,10	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>P. cf. lactescens</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,02	0,00	0,00	0,01	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>R. petasites</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,03	0,00	0,01	0,7	0,4	0,0	0,0
<i>R. sylvatica</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,04	0,00	0,01	0,1	0,6	0,0	0,0
<i>S. parahyba</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,04	0,00	0,00	0,01	0,0	0,1	0,0	0,0
<i>S. denudatum</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,02	0,00	0,00	0,01	0,4	0,0	0,0	0,0
<i>Solanum sp.</i>	0,00	0,13	0,00	0,04	0,0	9,1	0,0	2,4	0,00	0,05	0,00	0,02	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>S. jureiana</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,02	0,01	0,0	0,0	0,1	0,0
<i>S. acutifolia</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,12	0,05	0,0	0,0	0,1	0,1
<i>T. pallens</i>	0,00	0,00	0,09	0,04	0,0	0,0	5,6	2,4	0,00	0,00	0,35	0,14	0,0	0,0	0,2	0,1
<i>V. cf. puberula</i>	0,10	0,00	0,00	0,04	7,7	0,0	0,0	2,4	0,17	0,00	0,00	0,05	0,2	0,0	0,0	0,1



ANEXO D – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies de recrutadas nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque). Dados correspondentes ao intervalo de observação de um ano e organizados na tabela em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continua)

Espécie	N	Densidade Relativa			Frequência Absoluta			Dominância Relativa			Valor de Importância		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Guadua tagoara</i>	56	16,55	9,26	0,00	69,23	27,27	0,00	3,63	2,16	0,00	26,09	14,99	0,00
<i>Piper gaudichaudianum</i>	41	13,31	3,70	0,00	84,62	18,18	0,00	7,49	2,30	0,00	28,04	8,39	0,00
<i>Euterpe edulis</i>	28	4,32	8,33	13,21	38,46	54,55	33,33	13,94	36,87	48,49	21,55	52,35	73,70
<i>Dichorisandra paranaënsis</i>	24	7,91	1,85	0,00	69,23	18,18	0,00	5,67	1,42	0,00	19,50	5,65	0,00
<i>Cecropia glaziovii</i>	19	3,96	7,41	0,00	30,77	27,27	0,00	3,62	6,16	0,00	10,21	17,14	0,00
<i>Dichorisandra pubescens</i>	14	2,88	4,63	1,89	53,85	36,36	5,56	1,63	3,40	1,37	9,11	12,79	5,25
<i>Leandra dasytricha</i>	13	3,60	2,78	0,00	46,15	18,18	0,00	3,10	1,32	0,00	10,65	6,48	0,00
<i>Piper caldense</i>	13	3,96	0,00	3,77	53,85	0,00	11,11	4,57	0,00	1,81	13,13	0,00	9,59
<i>Piper solmsianum</i>	11	2,88	2,78	0,00	38,46	18,18	0,00	2,02	0,88	0,00	8,19	6,04	0,00
<i>Eugenia bocainensis</i>	10	3,24	0,00	1,89	46,15	0,00	5,56	2,99	0,00	0,75	10,17	0,00	4,64
<i>Justicia carnea</i>	9	2,52	1,85	0,00	38,46	9,09	0,00	1,04	0,85	0,00	6,85	3,89	0,00
<i>Eugenia riedeliana</i>	8	2,52	0,00	1,89	30,77	0,00	5,56	5,39	0,00	1,92	10,54	0,00	5,81
<i>Calyptranthes lanceolata</i>	7	1,44	0,00	5,66	30,77	0,00	16,67	2,32	0,00	5,70	6,39	0,00	17,37
<i>Cabralea canjerana</i>	6	1,80	0,93	0,00	23,08	9,09	0,00	5,68	6,78	0,00	9,46	8,90	0,00
<i>Costus spiralis</i>	6	1,08	2,78	0,00	23,08	18,18	0,00	1,07	2,78	0,00	4,13	7,94	0,00
<i>Rudgea recurva</i>	6	0,00	0,93	9,43	0,00	9,09	16,67	0,00	0,29	5,85	0,00	2,41	21,28
<i>Capsicum recurvatum</i>	5	1,44	0,93	0,00	30,77	9,09	0,00	0,54	0,24	0,00	4,61	2,36	0,00
<i>Psychotria astrellantha</i>	5	0,00	2,78	3,77	0,00	27,27	11,11	0,00	2,58	1,36	0,00	8,93	9,13
<i>Solanum swartzianum</i>	5	1,80	0,00	0,00	15,38	0,00	0,00	0,97	0,00	0,00	4,09	0,00	0,00
<i>Cestrum amictum</i>	4	1,44	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	2,60	0,00	0,00
<i>Cordia cf. ecalyculata</i>	4	0,00	3,70	0,00	0,00	27,27	0,00	0,00	1,42	0,00	0,00	8,69	0,00
<i>Heliconia cf. velloziana</i>	4	0,72	1,85	0,00	15,38	18,18	0,00	0,81	2,66	0,00	2,84	6,89	0,00
<i>Inga lenticellata</i>	4	0,00	0,93	5,66	0,00	9,09	16,67	0,00	0,21	3,79	0,00	2,33	15,45
<i>Mollinedia schottiana</i>	4	0,36	0,93	3,77	7,69	9,09	11,11	0,27	0,66	2,16	1,29	2,78	9,94

ANEXO D – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies de recrutadas nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque). Dados correspondentes ao intervalo de observação de um ano e organizados na tabela em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Espécie	N	Densidade Relativa			Frequência Absoluta			Dominância Relativa			Valor de Importância		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Psychotria suterella</i>	4	0,72	0,93	1,89	15,38	9,09	5,56	1,55	0,50	1,58	3,58	2,61	5,46
<i>Acacia lacerans</i>	3	0,72	0,00	1,89	7,69	0,00	5,56	0,06	0,00	0,83	1,44	0,00	4,71
<i>Alchornea glandulosa</i>	3	1,08	0,00	0,00	15,38	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	2,68	0,00	0,00
<i>Bactris setosa</i>	3	1,08	0,00	0,00	23,08	0,00	0,00	4,71	0,00	0,00	7,76	0,00	0,00
<i>Bathysa australis</i>	3	0,72	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	4,41	0,58	0,00	5,79	2,69	0,00
<i>Bunchosia fluminensis</i>	3	0,72	0,93	0,00	15,38	9,09	0,00	0,85	0,58	0,00	2,89	2,69	0,00
<i>Garcinia gardneriana</i>	3	0,00	2,78	0,00	0,00	18,18	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00	6,23	0,00
<i>Gomidesia flagellaris</i>	3	0,72	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	2,40	0,39	0,00	3,77	2,51	0,00
<i>Guapira opposita</i>	3	0,36	1,85	0,00	7,69	18,18	0,00	0,21	3,32	0,00	1,23	7,55	0,00
<i>Machaerium nyctitans</i>	3	0,72	0,93	0,00	15,38	9,09	0,00	0,31	0,42	0,00	2,34	2,54	0,00
<i>Myrceugenia campestris</i>	3	1,08	0,00	0,00	23,08	0,00	0,00	2,07	0,00	0,00	5,12	0,00	0,00
<i>Ossaea sanguinea</i>	3	0,00	2,78	0,00	0,00	27,27	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00	7,64	0,00
<i>Piper setebarranense</i>	3	0,00	2,78	0,00	0,00	27,27	0,00	0,00	0,94	0,00	0,00	7,29	0,00
<i>Psychotria pubigera</i>	3	0,72	0,00	1,89	15,38	0,00	5,56	0,52	0,00	1,08	2,56	0,00	4,97
<i>Psychotria brachypoda</i>	3	0,36	0,93	1,89	7,69	9,09	5,56	0,15	0,62	1,37	1,17	2,74	5,25
<i>Rapanea ferruginea</i>	3	0,36	1,85	0,00	7,69	18,18	0,00	0,08	0,57	0,00	1,09	4,80	0,00
<i>Casearia decandra</i>	2	0,00	1,85	0,00	0,00	18,18	0,00	0,00	0,81	0,00	0,00	5,04	0,00
<i>Connarus rostratus</i>	2	0,00	1,85	0,00	0,00	18,18	0,00	0,00	2,42	0,00	0,00	6,65	0,00
<i>Eugenia cambucarana</i>	2	0,36	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	1,08	0,27	0,00	2,10	2,38	0,00
<i>Eugenia mosenii</i>	2	0,36	0,00	1,89	7,69	0,00	5,56	3,68	0,00	1,92	4,69	0,00	5,81
<i>Eugenia xiriricana</i>	2	0,00	0,00	3,77	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	1,39	0,00	0,00	9,16
<i>Inga marginata</i>	2	0,00	1,85	0,00	0,00	18,18	0,00	0,00	0,59	0,00	0,00	4,82	0,00
<i>Inga sessilis</i>	2	0,36	0,00	1,89	7,69	0,00	5,56	0,21	0,00	1,08	1,23	0,00	4,97
<i>Manihot grahamii</i>	2	0,72	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	1,54	0,00	0,00

ANEXO D – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies de recrutas nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque). Dados correspondentes ao intervalo de observação de um ano e organizados na tabela em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Espécie	N	Densidade Relativa			Frequência Absoluta			Dominância Relativa			Valor de Importância		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	2	0,72	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	1,72	0,00	0,00
<i>Miconia hymenonervia</i>	2	0,36	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	0,13	0,33	0,00	1,15	2,45	0,00
<i>Picramnia ramiflora</i>	2	0,36	0,00	1,89	7,69	0,00	5,56	0,29	0,00	0,61	1,31	0,00	4,49
<i>Piper pseudopothifolium</i>	2	0,00	1,85	0,00	0,00	18,18	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	4,90	0,00
<i>Pourouma guianensis</i>	2	0,00	0,93	1,89	0,00	9,09	5,56	0,00	0,36	1,27	0,00	2,47	5,15
<i>Solanum cf. vaillantii</i>	2	0,72	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	1,37	0,00	0,00	2,75	0,00	0,00
<i>Strychnos brasiliensis</i>	2	0,00	0,93	1,89	0,00	9,09	5,56	0,00	1,77	0,54	0,00	3,88	4,43
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	2	0,36	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	0,07	0,58	0,00	1,09	2,69	0,00
<i>Urera nitida</i>	2	0,36	0,93	0,00	7,69	9,09	0,00	0,38	1,06	0,00	1,40	3,18	0,00
<i>Verbesina glabrata</i>	2	0,72	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	2,14	0,00	0,00
<i>Alibertia myrcifolia</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00	2,74	0,00
<i>Bauhinia microstachya</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	3,41	0,00
<i>Begonia inculta</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	1,17	0,00	0,00
<i>Brunfelsia pauciflora</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	2,85	0,00	0,00	6,74
<i>Calycorectes australis</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	2,44	0,00
<i>Cariniana estrellensis</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	1,13	0,00	0,00
<i>Cedrella cf. fissilis</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	2,82	0,00
<i>Celosia grandifolia</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00	3,61	0,00
<i>Chomelia catharinae</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	1,37	0,00	0,00	5,25
<i>Croton macrobothrys</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	1,09	0,00	0,00
<i>Dendropanax cuneatus</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	4,43
<i>Eugenia bacopari</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,51	0,00	0,00	1,53	0,00	0,00
<i>Eugenia bunchosifolia</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	4,16
<i>Eugenia cuprea</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,53	0,00	0,00	1,55	0,00	0,00

ANEXO D – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies de recrutadas nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque). Dados correspondentes ao intervalo de observação de um ano e organizados na tabela em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(continuação)

Espécie	N	Densidade Relativa			Frequência Absoluta			Dominância Relativa			Valor de Importância		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Eugenia multicostata</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	3,07	0,00
<i>Eugenia oblongata</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,47	0,00	0,00	1,48	0,00	0,00
<i>Eugenia platysema</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,83	0,00	0,00	4,71
<i>Eugenia pruinosa</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	2,41	0,00
<i>Eugenia</i> sp.1	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	1,47	0,00	0,00	5,36
<i>Faramea montevidensis</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	4,31
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	1,32	0,00	0,00
<i>Guarea macrophylla</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	1,32	0,00	0,00
<i>Heisteria silvianii</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	2,41	0,00
<i>Heteropterys nitida</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	1,58	0,00	0,00	5,46
Lauraceae sp.2	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00
<i>Machaerium triste</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	4,43
<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,21	0,00	0,00	1,23	0,00	0,00
<i>Maytenus</i> cf. <i>communis</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	2,61	0,00
<i>Mollinedia uleana</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	1,47	0,00	0,00	5,36
<i>Myrcia</i> aff. <i>freyreissiana</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,99	0,00	0,00	4,88
<i>Myrcia pubipetala</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	1,27	0,00	0,00
<i>Nectandra membranacea</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	1,29	0,00	0,00
<i>Neomitranthes glomerata</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	1,26	0,00	0,00
<i>Ocotea teleiandra</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00
<i>Ossaea</i> cf. <i>confertiflora</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	1,32	0,00	0,00
<i>Pleurostachys urvillei</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	4,01
<i>Posoqueria acutifolia</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	1,79	0,00	0,00
<i>Pouteria psammophila</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00	4,49

ANEXO D – Parâmetros fitossociológicos obtidos para as espécies de recrutadas nos três ambientes considerados (bambuzal, clareiras e sub-bosque). Dados correspondentes ao intervalo de observação de um ano e organizados na tabela em ordem decrescente de densidade geral. 1= Bambuzal; 2= Clareiras; e 3= Sub-bosque

(conclusão)

Espécie	N	Densidade Relativa			Frequência Absoluta			Dominância Relativa			Valor de Importância		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Pradosia cf. lactescens</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	1,26	0,00	0,00
<i>Renealmia petasites</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	2,87	0,00
<i>Rollinia sericea</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	1,15	0,00	0,00
<i>Rudgea jasminoides</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,29	0,00	0,00	2,41	0,00
<i>Schizolobium parahyba</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	1,36	0,00	0,00
<i>Sorocea bonplandii</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	1,37	0,00	0,00	5,25
<i>Tabernaemontana laeta</i>	1	0,00	0,93	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	2,51	0,00
<i>Tibouchina pulchra</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00
<i>Virola bicuhyba</i>	1	0,00	0,00	1,89	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,75	0,00	0,00	4,64
<i>Zollernia ilicifolia</i>	1	0,36	0,00	0,00	7,69	0,00	0,00	1,22	0,00	0,00	2,24	0,00	0,00

ANEXO E – Incremento anual relativo  $[\ln(x_1) - \ln(x_0)]$  em área basal, altura total e área de copa das espécies de dicotiledôneas (mais *Euterpe edulis*) com abundância maior ou igual a três indivíduos no levantamento realizado em um parcela permanente do Parque Estadual ‘Carlos Botelho’, Sete Barras, SP. Para *Euterpe edulis* não foi considerado incremento em área de copa

(continua)

Espécie	N	Área Basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Área de Copa (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	
		Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo
<i>Alchornea glandulosa</i>	13	0,49 ± 0,39	1,31	0,19 ± 0,22	0,62	0,34 ± 0,91	2,08
<i>Alibertia myrcifolia</i>	4	0,06 ± 0,13	0,26	0,03 ± 0,04	0,07	-0,17 ± 0,39	0,30
<i>Ardisia guianensis</i>	10	0,05 ± 0,16	0,26	0,07 ± 0,11	0,35	0,24 ± 0,34	0,65
<i>Bathysa australis</i>	20	0,31 ± 0,29	1,00	0,19 ± 0,15	0,52	0,65 ± 0,83	3,58
<i>Brosimum lactescens</i>	5	0,09 ± 0,09	0,22	0,09 ± 0,06	0,18	0,49 ± 0,84	1,38
<i>Bunchosia fluminensis</i>	3	0,29 ± 0,29	0,62	0,17 ± 0,21	0,41	0,66 ± 0,12	0,78
<i>Brunfelsia pauciflora</i>	3	0,11 ± 0,09	0,21	0,07 ± 0,07	0,14	-0,03 ± 0,35	0,37
<i>Cabralea canjerana</i>	10	0,46 ± 0,25	0,83	0,29 ± 0,24	0,65	0,42 ± 0,32	0,80
<i>Calycorectes australis</i>	8	0,08 ± 0,09	0,21	0,10 ± 0,08	0,20	0,16 ± 0,30	0,57
<i>Calyptanthes lanceolata</i>	60	0,08 ± 0,08	0,29	0,05 ± 0,08	0,30	0,05 ± 0,57	1,85
<i>Capsicum recurvatum</i>	8	0,87 ± 0,61	2,20	0,24 ± 0,21	0,56	0,65 ± 1,23	2,03
<i>Cariniana estrellensis</i>	5	0,07 ± 0,08	0,16	0,12 ± 0,13	0,31	0,31 ± 0,47	0,92
<i>Casearia decandra</i>	6	0,43 ± 0,36	1,02	0,15 ± 0,17	0,49	0,53 ± 0,95	1,45
<i>Cecropia glaziovii</i>	33	0,83 ± 0,71	2,93	0,43 ± 0,27	0,97	0,76 ± 1,36	6,78
<i>Chomelia catharinae</i>	5	0,25 ± 0,13	0,36	0,04 ± 0,05	0,11	0,09 ± 0,34	0,51
<i>Chrysophyllum viride</i>	9	0,16 ± 0,20	0,64	0,08 ± 0,11	0,35	0,28 ± 0,35	0,92
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	11	0,12 ± 0,09	0,35	0,06 ± 0,06	0,19	0,15 ± 0,54	1,54
<i>Cordia sellowiana</i>	4	0,86 ± 0,74	1,67	0,45 ± 0,34	0,79	0,34 ± 0,69	1,34
<i>Croton macrobothrys</i>	4	0,91 ± 0,67	1,78	0,52 ± 0,09	0,61	1,16 ± 0,37	1,47
<i>Cryptocarya moschata</i>	21	0,15 ± 0,23	0,90	0,07 ± 0,13	0,44	-0,03 ± 0,66	1,10
<i>Cupania oblongifolia</i>	3	0,35 ± 0,29	0,68	0,12 ± 0,07	0,16	0,50 ± 0,49	0,97
<i>Dahlstedtia pinnata</i>	5	-0,15 ± 0,47	0,09	0,10 ± 0,09	0,26	0,22 ± 0,19	0,35
<i>Dendropanax cuneatus</i>	5	0,21 ± 0,08	0,29	0,05 ± 0,02	0,08	-0,07 ± 0,35	0,51
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	5	-0,08 ± 0,18	0,11	0,04 ± 0,08	0,18	0,29 ± 0,49	1,12
<i>Endlicheria paniculata</i>	8	0,24 ± 0,13	0,40	0,17 ± 0,14	0,36	0,42 ± 0,52	1,37
<i>Eugenia bacopari</i>	5	0,05 ± 0,11	0,21	0,02 ± 0,07	0,11	0,02 ± 0,52	0,86
<i>Eugenia bocainensis</i>	48	0,36 ± 0,32	1,27	0,16 ± 0,15	0,55	0,49 ± 0,66	2,07
<i>Eugenia bunchosifolia</i>	4	0,12 ± 0,17	0,36	0,06 ± 0,08	0,17	0,50 ± 0,90	1,24

ANEXO E – Incremento anual relativo [ $\ln(x_1) - \ln(x_0)$ ] em área basal, altura total e área de copa das espécies de dicotiledôneas (mais *Euterpe edulis*) com abundância maior ou igual a três indivíduos no levantamento realizado em um parcela permanente do Parque Estadual ‘Carlos Botelho’, Sete Barras, SP. Para *Euterpe edulis* não foi considerado incremento em área de copa

(continuação)

Espécie	N	Área Basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Área de Copa (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	
		Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo
<i>Eugenia cambucarana</i>	6	0,31 ± 0,46	1,12	0,16 ± 0,16	0,36	0,29 ± 0,42	1,12
<i>Eugenia cerasiflora</i>	4	0,57 ± 0,40	1,12	0,29 ± 0,09	0,41	0,54 ± 0,51	1,22
<i>Eugenia cuprea</i>	24	0,19 ± 0,22	1,08	0,07 ± 0,08	0,37	0,10 ± 0,36	1,04
<i>Eugenia handroana</i>	3	0,15 ± 0,02	0,17	0,09 ± 0,05	0,15	-0,04 ± 0,37	0,26
<i>Eugenia melanogyna</i>	11	0,12 ± 0,07	0,25	0,08 ± 0,07	0,23	0,16 ± 0,31	0,61
<i>Eugenia mosenii</i>	9	0,09 ± 0,11	0,35	0,06 ± 0,06	0,16	0,32 ± 0,43	1,23
<i>Eugenia neoglomerata</i>	19	0,10 ± 0,12	0,45	0,07 ± 0,06	0,20	0,28 ± 0,41	1,41
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	5	0,22 ± 0,21	0,55	0,13 ± 0,04	0,17	0,50 ± 0,50	1,16
<i>Eugenia oblongata</i>	9	0,24 ± 0,18	0,58	0,10 ± 0,11	0,31	0,24 ± 0,47	1,06
<i>Eugenia platysema</i>	6	0,10 ± 0,09	0,26	0,08 ± 0,02	0,10	0,52 ± 0,60	1,59
<i>Eugenia pruinosa</i>	5	0,18 ± 0,15	0,42	0,01 ± 0,03	0,05	0,34 ± 0,89	1,93
<i>Eugenia riedeliana</i>	14	0,20 ± 0,19	0,70	0,14 ± 0,12	0,39	0,43 ± 0,44	1,20
<i>Eugenia stictosepala</i>	4	0,14 ± 0,08	0,21	0,09 ± 0,11	0,20	0,10 ± 0,12	0,19
<i>Eugenia subavenia</i>	22	0,08 ± 0,08	0,29	0,06 ± 0,06	0,22	-0,08 ± 0,24	0,36
<i>Eugenia xiriricana</i>	14	0,17 ± 0,18	0,73	0,14 ± 0,14	0,57	0,13 ± 0,59	1,09
<i>Euterpe edulis</i>	183	0,17 ± 0,17	0,73	0,12 ± 0,12	0,65	...	...
<i>Garcinia gardneriana</i>	46	0,14 ± 0,12	0,40	0,06 ± 0,06	0,22	0,20 ± 0,36	1,14
<i>Gomidesia anacardiaeifolia</i>	7	0,31 ± 0,30	0,85	0,17 ± 0,15	0,39	0,47 ± 0,33	0,91
<i>Gomidesia flagellaris</i>	17	0,16 ± 0,13	0,35	0,06 ± 0,07	0,21	0,16 ± 0,51	1,03
<i>Gomidesia spectabilis</i>	8	0,19 ± 0,21	0,64	0,05 ± 0,07	0,21	0,35 ± 0,52	1,02
<i>Guapira opposita</i>	73	0,11 ± 0,15	0,94	0,07 ± 0,09	0,55	0,17 ± 0,66	3,89
<i>Guarea macrophylla</i>	6	0,16 ± 0,16	0,39	0,10 ± 0,08	0,22	0,21 ± 0,54	1,23
<i>Guateria australis</i>	3	0,30 ± 0,28	0,62	0,22 ± 0,17	0,42	0,32 ± 0,16	0,47
<i>Heisteria silvianii</i>	3	0,02 ± 0,08	0,11	0,02 ± 0,02	0,04	0,33 ± 0,44	0,64
<i>Hirtella hebeclada</i>	7	0,05 ± 0,13	0,21	0,06 ± 0,11	0,31	0,19 ± 0,67	0,81
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	11	0,62 ± 0,46	1,67	0,28 ± 0,23	0,77	0,47 ± 1,10	1,70
<i>Inga lenticellata</i>	12	0,16 ± 0,17	0,59	0,04 ± 0,05	0,11	0,34 ± 0,73	1,81
<i>Inga marginata</i>	26	0,37 ± 0,44	1,64	0,15 ± 0,13	0,46	0,59 ± 0,59	2,09

ANEXO E – Incremento anual relativo [ $\ln(x_1) - \ln(x_0)$ ] em área basal, altura total e área de copa das espécies de dicotiledôneas (mais *Euterpe edulis*) com abundância maior ou igual a três indivíduos no levantamento realizado em um parcela permanente do Parque Estadual ‘Carlos Botelho’, Sete Barras, SP. Para *Euterpe edulis* não foi considerado incremento em área de copa

(continuação)

Espécie	N	Área Basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Área de Copa (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	
		Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo
<i>Inga praegnans</i>	3	0,15 ± 0,05	0,19	0,08 ± 0,05	0,13	0,13 ± 0,31	0,40
<i>Inga sessilis</i>	17	0,69 ± 0,54	1,49	0,37 ± 0,27	1,00	1,09 ± 1,45	5,92
<i>Ixora heterodoxa</i>	7	0,02 ± 0,03	0,08	0,03 ± 0,02	0,05	0,22 ± 0,37	0,81
<i>Jacaranda puberula</i>	5	0,21 ± 0,22	0,58	0,07 ± 0,09	0,20	0,34 ± 0,50	1,21
<i>Justicia carnea</i>	6	0,06 ± 0,24	0,47	0,19 ± 0,17	0,41	-0,30 ± 0,30	0,00
<i>Leandra dasytricha</i>	32	0,68 ± 0,55	2,20	0,26 ± 0,16	0,69	0,71 ± 0,66	2,08
<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	5	0,20 ± 0,11	0,32	0,03 ± 0,05	0,12	0,21 ± 0,28	0,56
<i>Marlierea obscura</i>	5	0,08 ± 0,07	0,15	0,05 ± 0,07	0,14	0,10 ± 0,36	0,59
<i>Marlierea suaveolens</i>	12	0,17 ± 0,27	1,00	0,07 ± 0,08	0,24	-0,11 ± 0,32	0,28
<i>Marlierea tomentosa</i>	9	0,15 ± 0,20	0,66	0,14 ± 0,16	0,42	0,44 ± 0,55	1,46
<i>Matayba juglandifolia</i>	3	0,15 ± 0,13	0,29	0,05 ± 0,03	0,08	0,14 ± 0,14	0,28
<i>Maytenus schumanniana</i>	13	0,17 ± 0,16	0,50	0,07 ± 0,07	0,22	0,04 ± 0,25	0,42
<i>Miconia hymenonervia</i>	5	0,71 ± 0,29	1,02	0,31 ± 0,22	0,67	1,27 ± 0,77	2,47
<i>Mollinedia schottiana</i>	22	0,11 ± 0,13	0,50	0,06 ± 0,05	0,16	0,05 ± 0,29	0,69
<i>Mollinedia uleana</i>	3	0,15 ± 0,11	0,27	0,05 ± 0,05	0,11	0,47 ± 0,04	0,51
<i>Myrceugenia campestris</i>	6	0,35 ± 0,22	0,75	0,12 ± 0,18	0,41	0,57 ± 0,43	0,98
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	5	0,06 ± 0,04	0,10	0,02 ± 0,03	0,06	0,10 ± 0,46	0,57
<i>Myrcia pubipetala</i>	4	0,23 ± 0,30	0,65	0,18 ± 0,17	0,39	0,52 ± 1,05	1,33
<i>Myrocarpus frondosus</i>	5	0,32 ± 0,31	0,81	0,11 ± 0,15	0,37	0,92 ± 0,86	1,95
<i>Nectandra membranacea</i>	5	0,58 ± 0,37	1,02	0,24 ± 0,13	0,45	1,14 ± 0,22	1,43
<i>Neomitranthes glomerata</i>	5	0,05 ± 0,03	0,09	0,12 ± 0,04	0,17	0,34 ± 0,46	1,01
<i>Ocotea catharinensis</i>	8	0,12 ± 0,15	0,45	0,07 ± 0,10	0,26	0,14 ± 0,24	0,52
<i>Ocotea dispersa</i>	4	0,28 ± 0,17	0,45	0,02 ± 0,02	0,04	0,31 ± 0,40	0,91
<i>Ocotea teleiandra</i>	22	0,15 ± 0,12	0,44	0,06 ± 0,07	0,25	0,20 ± 0,35	1,05
<i>Ossaea sanguinea</i>	5	0,48 ± 0,53	1,39	0,22 ± 0,26	0,49	0,52 ± 0,83	1,44
<i>Parinari brasiliensis</i>	5	0,13 ± 0,11	0,26	0,06 ± 0,05	0,14	0,23 ± 0,37	0,59
<i>Picramnia gardneri</i>	10	0,14 ± 0,21	0,61	0,08 ± 0,10	0,27	0,28 ± 0,84	1,39
<i>Picramnia ramiflora</i>	6	0,04 ± 0,08	0,15	0,06 ± 0,07	0,16	0,14 ± 0,30	0,61



ANEXO E – Incremento anual relativo [ $\ln(x_1) - \ln(x_0)$ ] em área basal, altura total e área de copa das espécies de dicotiledôneas (mais *Euterpe edulis*) com abundância maior ou igual a três indivíduos no levantamento realizado em um parcela permanente do Parque Estadual ‘Carlos Botelho’, Sete Barras, SP. Para *Euterpe edulis* não foi considerado incremento em área de copa

Espécie	N	Área Basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Área de Copa (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	
		Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo
<i>Piper caldense</i>	34	0,32 ± 0,44	1,64	0,23 ± 0,18	0,66	0,49 ± 0,85	3,00
<i>Piper cernuum</i>	3	0,21 ± 0,17	0,40	0,07 ± 0,04	0,11	1,35 ± 0,23	1,50
<i>Piper cf. bowiei</i>	4	0,06 ± 0,08	0,16	0,00 ± 0,07	0,10	-0,32 ± 0,70	0,44
<i>Piper cf. mollicomum</i>	3	0,35 ± 0,21	0,58	0,25 ± 0,08	0,32	0,44 ± 0,48	0,81
<i>Piper gaudichaudianum</i>	83	0,67 ± 0,53	2,29	0,23 ± 0,16	0,72	0,79 ± 0,71	2,56
<i>Piper pseudopothifolium</i>	3	0,84 ± 0,44	1,20	0,28 ± 0,19	0,50	0,28 ± 0,07	0,35
<i>Piper solmsianum</i>	38	0,44 ± 0,44	1,66	0,15 ± 0,16	0,57	0,46 ± 0,49	1,73
<i>Posoqueria acutifolia</i>	3	0,07 ± 0,02	0,08	0,04 ± 0,04	0,07	0,49 ± 0,49	1,05
<i>Pouteria caimito</i>	7	0,08 ± 0,11	0,28	0,05 ± 0,08	0,20	-0,52 ± 1,83	0,84
<i>Protium widgrenii</i>	3	0,18 ± 0,13	0,32	0,07 ± 0,06	0,12	0,20 ± 0,41	0,63
<i>Psychotria astrellantha</i>	19	0,06 ± 0,13	0,25	0,06 ± 0,06	0,18	0,15 ± 0,48	0,89
<i>Psychotria leiocarpa</i>	6	0,08 ± 0,13	0,34	0,09 ± 0,08	0,21	0,02 ± 0,26	0,55
<i>Psychotria mapoureoides</i>	3	0,40 ± 0,25	0,69	0,24 ± 0,14	0,41	0,55 ± 0,70	1,01
<i>Psychotria pubigera</i>	9	0,48 ± 0,30	0,90	0,20 ± 0,26	0,74	1,07 ± 0,59	1,79
<i>Psychotria suterella</i>	15	0,27 ± 0,19	0,58	0,12 ± 0,08	0,25	0,31 ± 0,38	1,07
<i>Psychotria brachypoda</i>	15	0,18 ± 0,24	0,84	0,06 ± 0,04	0,13	0,21 ± 0,47	1,52
<i>Quiina glazovii</i>	17	0,14 ± 0,13	0,58	0,05 ± 0,07	0,18	0,15 ± 0,65	0,85
<i>Rapanea ferruginea</i>	3	0,60 ± 0,18	0,77	0,29 ± 0,06	0,35	0,57 ± 0,80	1,36
<i>Rapanea hermogenesii</i>	8	0,11 ± 0,09	0,30	0,06 ± 0,10	0,27	0,40 ± 0,65	1,49
<i>Rollinia sericea</i>	3	0,34 ± 0,43	0,84	0,17 ± 0,14	0,29	-0,12 ± 0,06	-0,06
<i>Rudgea jasminoides</i>	4	0,12 ± 0,09	0,21	0,10 ± 0,06	0,17	0,06 ± 0,23	0,28
<i>Rudgea recurva</i>	8	0,25 ± 0,14	0,43	0,04 ± 0,04	0,09	0,03 ± 0,30	0,41
<i>Sloanea guianensis</i>	11	0,12 ± 0,16	0,54	0,04 ± 0,07	0,15	-0,04 ± 0,34	0,55
<i>Solanum swartzianum</i>	4	1,20 ± 0,74	2,20	0,46 ± 0,31	0,80	1,03 ± 1,65	2,77
<i>Sorocea bonplandii</i>	10	0,09 ± 0,07	0,20	0,06 ± 0,06	0,16	0,17 ± 0,47	0,74
<i>Strychnos brasiliensis</i>	6	0,15 ± 0,15	0,36	0,11 ± 0,10	0,29	0,09 ± 0,39	0,86
<i>Tabebuia serratifolia</i>	3	0,26 ± 0,11	0,36	0,20 ± 0,33	0,58	-0,25 ± 1,57	0,74
<i>Tetrastylidium grandifolium</i>	16	0,14 ± 0,12	0,40	0,09 ± 0,09	0,31	0,27 ± 0,37	0,99

ANEXO E – Incremento anual relativo [ $\ln(x_1) - \ln(x_0)$ ] em área basal, altura total e área de copa das espécies de dicotiledôneas (mais *Euterpe edulis*) com abundância maior ou igual a três indivíduos no levantamento realizado em um parcela permanente do Parque Estadual ‘Carlos Botelho’, Sete Barras, SP. Para *Euterpe edulis* não foi considerado incremento em área de copa

Espécie	N	Área Basal (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Altura Total (cm.cm <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		Área de Copa (cm <sup>2</sup> .cm <sup>-2</sup> .ano <sup>-1</sup> )	
		Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo	Média ± DP	Máximo
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	8	0,65 ± 0,42	1,13	0,29 ± 0,19	0,62	0,68 ± 0,66	1,46
<i>Tibouchina pulchra</i>	4	0,87 ± 0,58	1,48	0,30 ± 0,12	0,47	0,96 ± 0,87	2,16
<i>Urera nitida</i>	9	0,41 ± 0,42	1,20	0,15 ± 0,15	0,51	0,93 ± 1,06	3,41
<i>Virola bicuhyba</i>	7	0,70 ± 0,33	1,06	0,26 ± 0,20	0,58	0,91 ± 0,44	1,33
<i>Zollernia ilicifolia</i>	8	0,13 ± 0,11	0,31	0,12 ± 0,12	0,27	-0,09 ± 0,63	0,51
<b>Total/Média Geral</b>	<b>1469</b>	<b>0,26 ± 0,23</b>	<b>0,68</b>	<b>0,13 ± 0,11</b>	<b>0,33</b>	<b>0,34 ± 0,54</b>	<b>1,23</b>