

70179198

DINÂMICA DE COMUNIDADES E POPULAÇÕES ARBÓREAS DE UM FRAGMENTO FLORESTAL NA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, SP

MARIA FERNANDA WADT

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Virgílio Maurício Viana



DEDALUS - Acervo - EESC



31100036631

São Carlos

1998

Class. IESF/EESC
Cutt. 6295
Tombo T0179/98

31100036631

st 0980668

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

W125d Wadt, Maria Fernanda
Dinâmica de comunidades e populações arbóreas
de um fragmento florestal na Bacia do Rio
Corumbataí, SP / Maria Fernanda Wadt. -- São
Carlos, 1998.

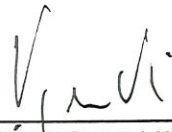
Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Virgílio Maurício Viana.

1. Dinâmica florestal. 2. Efeito de borda.
3. Fragmentação. 4. Biodiversidade. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Licenciada **MARIA FERNANDA WADT**

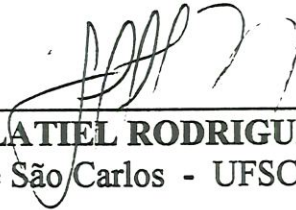
Dissertação defendida e aprovada em 23-04-1998
pela Comissão Julgadora:



Prof. Doutor **VIRGÍLIO MAURICIO VIANA (Orientador)**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo)



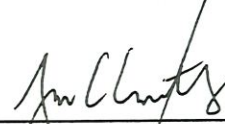
Prof. Doutor **JOÃO LUIS FERREIRA BATISTA**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutor **JOSÉ SALATIEL RODRIGUES PIRES**
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar).



Prof. Doutora **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Aos meus pais,
Fernando e Sonia,
ao meu marido José Paulo
e à minha filha Bianca

"Não há nada mais bonito neste mundo do que ver seus olhos refletidos nos olhos de uma baleia".

Amry Klink

AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Silvicultura Tropical da ESALQ/USP pela oportunidade do trabalho, aos técnicos, estagiários e colegas que me auxiliaram de alguma forma na realização deste trabalho, principalmente ao João Carlos, Kaligula e Ruy, e a equipe que implantou os transectos em 1991, em especial o André Tabanez.

Aos donos da Fazenda São José família Paula Machado pela área cedida para o trabalho.

Ao Professor Virgílio M. Viana, pela orientação e amizade.

Aos Professores. José Salatiel, Marcelo e João Batista por participarem da banca de qualificação colaborando para o conteúdo final do trabalho.

À Secretaria do Meio Ambiente em especial ao DAIA - Departamento de Avaliação de Impacto Ambiental por me liberar para a realização do Trabalho.

À equipe DAUL, principalmente à Marta Emerich, pela força e colaboração nas horas necessárias.

E lógico, como a família tem que estar no meio, aos meus primos Lúcia e Paulo pela ajuda em todos os sentidos desde da hospedagem até as contribuições à tese. Ao Quinha por aquela força. Às minhas irmãs, em

especial a Valéria pelo uso e abuso do carro nos dias de trabalho de campo. As Sonias, Cláudia, Bina, Denise por ficarem com a Bianca quando necessário.

Mais uma vez agradeço ao Paulo por me ajudar nas análises de estatísticas e formulação da tese.

Para não esquecer de ninguém, agradeço a todos que colaboraram de alguma forma e não estão citados acima.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1. Introdução	1
2. Revisão de Literatura	5
2.2 - Fragmentação Florestal	9
2.3 - Estrutura e dinâmica	13
3. Material e Métodos	19
3.1. Local de estudo	19
3.2. Coleta de dados	27
3.3. Análise estatística dos dados	33
4. Resultados e Discussão	34
4.1 - Dinâmica da comunidade de populações das espécies arbóreas	34
4.2 - Face de exposição e Efeito de Borda	47
4.3 - Dinâmica e estrutura do fragmento em relação às ecounidades	54
5. Conclusões	58
5.1 Recomendações	60
6. Referências Bibliográficas	62

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1: Localização geográfica do fragmento em relação ao município, sem escala, SMA/DEPRN. _____ 21
- FIGURA 2: Localização da área de estudo, sem escala, CETRA, 1992. _____ 22
- FIGURA 4: Foto da borda norte do fragmento, observamos em primeiro plano a ocorrência de capim. _____ 24
- FIGURA 5: Foto da borda sul do fragmento, observamos o efeito de borda, com a presença de campinhal. _____ 24
- FIGURA 6: Detalhe do aceiro existente entre a borda do fragmento e a plantação de cana-de-açúcar. _____ 25
- FIGURA 7a) Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp*, *C. canjerana* e *C. speciosa*). _____ 41
- FIGURA 7b) Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp*, *C. canjerana* e *C. speciosa*). _____ 42
- FIGURA 7c): Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp*, *C. canjerana* e *C. speciosa*). _____ 43
- FIGURA 8: Número de indivíduos presentes nos diferentes transectos em relação às classes de distância da borda (Parcelas de 500m²). _____ 50
- FIGURA 9: Taxa de mortalidade e taxa de recrutamento, em relação às distâncias da borda para o interior do fragmento. _____ 51
- FIGURA 10: Variação da área basal no sentido borda interior. DABtotal: diferença entre área basal total; DABvivo: diferença entre área basal de vivos; DABsobr: diferença entre área basal de sobreviventes. _____ 52
- FIGURA 11: Dendrograma da distância euclidiana entre espécies e diferentes ecounidades, bambuzal (BB), Capoeira Baixa (CB) e Capoeira Alta (CA) para as variáveis diferença da área basal de vivos (DABvivos), diferença da área basal de sobreviventes (DABsobrev), diferenças de área basal total (DABtotal), mortos, recrutados e sobreviventes. Os transectos 1, 2, 3 e 4 referem-se aos transectos Cedro, Luz, Seringa e Colônia, respectivamente. _____ 57

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Número de indivíduos levantados em 1991 e em 1997, classificação sucessional e porcentagem da diferença no número de indivíduos de 1991 para 1997 (Δ). Fonte:; (CS)TABANEZ, 1995. _____	35
TABELA 2: Grupo de estrutura de populações relacionados com as classes de dinâmica e grupos ecológicos _____	45
TABELA 3: Número total de espécies e índice de diversidade de Shannon & Weiner (ID) de matas mesófilas do interior de São Paulo _____	46
TABELA 4: Porcentagem de mortalidade e recrutamento e área basal por transecto e faces norte e sul do fragmento. _____	48
TABELA 5: Número de indivíduos levantados em 1991 e 1997, para as espécies de maior densidade, em relação aos transectos das bordas Norte e Sul. E as diferenças Δ no número de indivíduos de 1991 para 1997. _____	49
TABELA 6: Número de espécies, indivíduos/ha e área total das ecounidades bambu (BB), capoeira baixa (CB) e capoeira alta (CA) _____	54
TABELA 7: Análise de variância para efeito das ecounidades sobre as porcentagens de mortalidade, de recrutamento, de sobrevivência, DAP médio, área basal total de 1997 e índice de diversidade (ID). _____	55
ANEXO 1: Nome científico e número de indivíduos por espécie inventariada (N°), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade absoluta (DeA), densidade relativa (DeR), índice de valor de importância (IVI), índice de valor de cobertura (IVC) e categoria sucessional (CS) _____	71

RESUMO

não 2 página

WADT, M.F. *Dinâmica de comunidades e populações arbóreas de um fragmento florestal na Bacia do Rio Corumbataí, Rio Claro-SP*. São Carlos, 1998. 84p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O estudo foi realizado em um fragmento florestal de 230,00 ha pertencente à Fazenda São José, localizada entre os municípios de Rio Claro e Araras, Bacia do Rio Corumbataí, estado de São Paulo. O objetivo foi avaliar o estado de conservação do fragmento por meio de estudos da estrutura e dinâmica das espécies no período de 1991 a 1997. Foram inventariados quatro transectos de 10 m de largura por 300 m de comprimento cada, sendo identificadas, mapeadas e medido o DAP de todas árvores com DAP > 5cm. Ao todo, foram encontradas 115 espécies e o índice de diversidade de Shannon - Weiner foi de 3,88. A porcentagem de mortalidade foi maior do que a porcentagem de recrutamento em dois transectos. Os resultados indicaram que o fragmento está em um estágio sucessional intermediário e que não há efeito de borda significativo. Observou-se uma grande quantidade de cipós cobrindo a maioria das

*VIRE a
PAGINA
depois reduzi*

*60
16
1160
60*

espécies arbóreas, além de muitas clareiras grandes. Houve predominância das ecounidades capoeira baixa e alta. Foram recomendadas algumas intervenções como o corte seletivo de cipós, com o objetivo de facilitar a sucessão.

Palavras-chave: Dinâmica florestal; Efeito de borda; Fragmentação,

Biodiversidade.

ABSTRACT

WADT, M.E. *Tree community and population dynamics of a forest fragment in the Corumbataí river basin, Rio Claro-SP*. São Carlos, 1998. 84p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

This study evaluated a 230 ha forest fragment located at the São Jose farm, in the Corumbataí river basin, near Rio Claro, State of São Paulo, Brazil. The goal was to identify the conservation status of the fragment, based on the structure and dynamics of three species over a 6 years period. Trees with diameter larger than 5 cm were identified mapped and, were measured; in 300 m X 10 m transects. 115 species were identified and the Shannon-Weiner index was 3.88. Tree mortality was higher than recruitment in two transects. Results indicated the forest being in an intermediate successional stage, with edge effects only in the first 50 m. Most trees were covered by vines and large openings were found throughout the fragment low diversity. Eco-units called "capoeira baixa" and "capoeira alta" prevailed. Some interventions to improve the successional process were recommended, such as the selective thinning of vines.

Keywords: Forest dynamic; Edge effect; Fragment, Biodiversity.

1. Introdução

A destruição dos grandes maciços florestais está ocorrendo em ritmo acelerado. Estima-se, somente no Estado de São Paulo, uma redução de 90% da cobertura vegetal nos últimos 50 anos, sendo que destes 10,8% ocorreu nos últimos 15 anos, levando a perda de 284.654 ha de floresta (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 1993). Os maciços florestais foram devastados pela atividade antrópica, sendo substituídos por áreas urbanas, pastagens e terras agrícolas, restando hoje apenas pequenas porções remanescentes conhecidas como “fragmentos florestais”. Este processo de fragmentação é contínuo e, atualmente, ocorre em várias regiões tropicais de forma acelerada, principalmente em razão do desmatamento (WHITMORE, 1997).

A fragmentação dos maciços florestais resulta num processo de deteriorização da biodiversidade. A principal causa desta deteriorização é a perda da variabilidade genética, principalmente devido à eliminação de indivíduos ou mesmo populações inteiras de determinadas espécies, além do

impedimento de fluxo gênico entre populações (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 1992).

Espécies típicas de floresta contínua têm desaparecido de pequenos fragmentos, onde não há condições ecológicas para a regeneração. Além disso, existe um aumento de endogamia resultante do isolamento dos fragmentos, um dos problemas para a sustentabilidade de populações arbóreas é o pequeno tamanho das populações (VIANA, 1996). A formação de corredores naturais entre os fragmentos florestais apresenta-se como uma alternativa para a reversão deste processo de endogamia.

De uma maneira geral, os fragmentos florestais apresentam problemas de auto-sustentabilidade, embora sejam áreas importantes para a conservação da biodiversidade (VIANA et al., 1997). No entanto, a determinação do tamanho de reservas para conservação depende de vários fatores genéticos e ecológicos das espécies ainda não conhecidos, que possibilitem a conservação do geoplasma, necessário para a restauração da floresta. (VIANA & TABANEZ, 1997). Além disso, não se tem conhecimento suficiente dos processos relacionados à degradação e à sustentabilidade destes fragmentos, o que é indispensável para tomadas de medidas de conservação (VIANA, 1990; ENGEL, 1993).

Alguns fragmentos florestais com grandes áreas, na Mata Atlântica são conservados por meio de legislação específica, constituindo-se nas diversas reservas e parques florestais. Por outro lado, fragmentos florestais

de menor extensão, importantes como depósitos da biodiversidade, carecem de estudos que determinem seu estado atual de conservação, grau de diversidade, e práticas conservacionistas adequadas para o manejo (VIANA et al., 1992). Atualmente, a conservação da biodiversidade florestal no interior do estado de São Paulo, principalmente relacionada as florestas mesófilas semi-decíduas, é altamente dependente da conservação de pequenos fragmentos florestais de alta dispersão geográfica (TABANEZ et al., 1995).

Uma possibilidade para a compreensão em curto espaço de tempo da dinâmica destes pequenos fragmentos florestais está na avaliação ecológica rápida, a qual se baseia em indicadores das características da estrutura vegetal e da luminosidade, que permite um rápido diagnóstico do *status* atual destes fragmentos (ABATE, 1992; KOOP et al., 1994).

Este trabalho foi desenvolvido com o propósito de avaliar o efeito da fragmentação em um remanescente de floresta semi-decídua localizado na Bacia do Rio Corumbataí, município de Rio Claro. Neste sentido os problemas de pesquisa são os seguintes:

- (i) o fragmento encontra-se em processo de degradação ?
- (ii) o efeito de borda influencia a dinâmica das populações do fragmento?
- (iii) a dinâmica florestal varia entre diferentes ecounidades ?

As hipóteses de trabalho foram:

(i) o fragmento encontra-se em degradação;

(ii) a dinâmica do fragmento é diferenciada em relação às diferentes distâncias da borda; e

(iii) a estrutura e a dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) das espécies arbóreas variam entre as diferentes ecounidades.

Em decorrência destas hipóteses, foram estabelecidas *a priori* as seguintes predições:

(i) a taxa de mortalidade das espécies arbóreas será maior do que a taxa de recrutamento;

(ii) haverá menor diversidade, maior taxa de mortalidade e menor taxa de recrutamento nas áreas mais próximas da borda;

iii) haverá menor taxa de crescimento (aferida pela variação da área basal), menor taxa de sobrevivência e de recrutamento e maior taxa de mortalidade na ecounidade bambu, seguida pela ecounidade capoeira baixa e finalmente, pela capoeira alta.

Portanto, para testar as hipóteses e as predições acima, foram analisados a área basal, os índices índice de valor de importância (IVI) e índice de valor de cobertura (IVC), as taxas de mortalidade, recrutamento e sobrevivência em função das diferentes classes de distância da borda e para as várias ecounidades.

2. Revisão de Literatura

2.1 - A Floresta Atlântica

Originalmente a Floresta Atlântica abrangia as regiões litorâneas do nordeste, sudeste e sul do Brasil avançando para o interior do continente em extensões variadas. A Floresta Atlântica engloba um diversificado mosaico de ecossistemas florestais com estruturas e composições florísticas bastante diferenciadas, decorrentes da diversidade de solos, relevo e características climáticas, podendo ser dividida em dois ambientes distintos: o litoral e a serra do mar, sujeitos a ventos úmidos que sopram do oceano; e o reverso das escarpas com suas porções voltadas para o interior, caracterizado como mata de planalto devido ao clima úmido contendo estacionalidade bem marcada. Assim, este complexo pode ser subdividido em vários ecossistemas florestais (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 1992; IBGE, 1992), conforme descrito abaixo.

(i) Floresta umbrófila densa: caracteriza-se por uma fisionomia alta e densa, cuja vegetação inferior habita um ambiente úmido e de baixa luminosidade com ocorrência de grande número de lianas, epífitas e palmeiras. Ocorre desde do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul.

(ii) Floresta subcaducifólia subtropical com araucária: caracteriza-se pela predominância de araucária e pinheiros no estrato superior, o qual atinge, em média, 30 m de altura. Apresenta grande número de musgos, à semelhança da floresta umbrófila densa. Na região do sul de São Paulo, Paraná e Santa Catarina essa floresta ocorre em altitudes inferiores a 600 m, enquanto que no estado de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, ocorrem em altitudes acima de 400 m. Em Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo podem ser encontradas em manchas localizadas nas cristas e chapadas da Serra da Mantiqueira, em altitudes superiores a 1100 m.

(iii) Floresta estacional semidecidual: caracteriza-se pela ocorrência de estrato arbóreo e arbustivo de espécies semi-decíduas na estação seca. Sua área de ocorrência são os planaltos e serras interiores dos estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo. No nordeste subdivide-se em Agreste Sublitorâneo e Agreste de Altitude, constituindo-se numa transição entre matas de brejos úmidos e vegetação de caatinga.

(iv) Campo de altitude: surge a partir de 1400 m de altitude, e em geral ocupam pequenas extensões; são campos limpos e de vegetação rala caracterizada por gramíneas mesófilas altas, em certos lugares com caráter xerófilo e em linhas de cumeadas localizadas. Ocorrem nos estados de Minas Gerais, Bahia e Goiás e geralmente apresentam endemismos.

(v) Brejo de altitude: caracteriza-se por ser uma floresta umbrófila densa, com ocorrência de dois estratos, um arbóreo e um arbustivo, sua distribuição geográfica restringe-se à porção superior das encostas orientais do nordeste.

(vi) Formações Florísticas associadas:

Restinga: formação vegetal típica de terrenos arenosos, composta por campos ralos de gramíneas, matas fechadas de até 12 m de altura ou brejos com densa vegetação aquática.

Mangue: localizado ao longo dos estuários, caracteriza-se por apresentar comunidades vegetais adaptadas às condicionantes climáticas típicas das zonas costeiras. Os solos são lodosos e estão sujeitos a influência de águas salobras.

Jundu: é a vegetação que ocorre junto às praias, com gramíneas. São moitas intercaladas de arbustos retorcidos podendo chegar a 3m de altura. A fauna dessa floresta é extremamente rica possuindo, até o momento, diversas espécies desconhecidas, algumas das quais estão provavelmente sujeitas ao processo de extinção (RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA, 1992).

Por suas características e posição geográfica, a floresta estudada pode ser considerada como Floresta Latifoliada Semi-caducifólia (LEITÃO FILHO, 1982) ou Mesófila Semi-decídua (RIZZINI, 1976), ou Floresta Subtropical do leste ao sul do Brasil (HUECK, 1972), ou ainda Floresta

Estacional Semidecidual Submontanha (IBGE, 1991). Utilizou-se neste estudo o termo Floresta Mesófila Semi-decídua, por ser atualmente o termo mais usado para este tipo de fisionomia.

No interior do estado de São Paulo, a situação das florestas mesófilas semi-decíduas é de extrema gravidade, onde os remanescentes florestais apresentam alto nível de fragmentação, predominando fragmentos pequenos e isolados (VIANA & TABANEZ, 1996). As unidades de conservação são também fragmentos e estão em sua maioria representados por fragmentos de 100 a 500 ha (VIANA et al., 1997). Dessa maneira abrigam de forma precária o que restou da sua biodiversidade. Estima-se que a Floresta Atlântica ocupava originalmente 81,8% da superfície do Estado e que, em 1990, esta proporção reduziu para apenas 7,16% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 1993). Este processo de fragmentação tornou a Mata Atlântica um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (VIANA et al., 1997).

As florestas mesófilas semi-decíduas, ocupavam cerca de 160.000 km² da área do estado de São Paulo (HUECK, 1972) e, por estarem situadas sobre solos férteis, foram as primeiras a serem substituídas pela agricultura. Pelo fato de estarem localizadas próximas a regiões densamente povoadas, atualmente restringem-se a pequenos fragmentos isolados que correm risco de desaparecer em curto espaço de tempo (PAGANO, 1989).

Na região da bacia do Rio Piracicaba, por exemplo, a industrialização e o intenso cultivo agrícola resultam em vastas áreas desmatadas, o que contribuiu e vem contribuindo para a perda de qualidade da água e diminuição da biodiversidade, além de conduzir ao empobrecimento e degradação do solo, associado ao processo de erosão (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 1994). Neste contexto, torna-se prioritário o desenvolvimento de estratégias para a conservação dos fragmentos florestais, visando inclusive, propor alternativas ecológicas e econômicas que possibilitem sua sustentabilidade ao longo do tempo (VIANA et al., 1992). Nesta região, os fragmentos são de tamanho reduzido e forma irregular, estando espalhados pela paisagem. Estudos recentes demonstram que a porcentagem da floresta original remanescente na região de Piracicaba é de apenas 2,13% (PINHEIRO & VIANA, 1995).

2.2 - Fragmentação Florestal

Define-se fragmento florestal como qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas e/ou naturais, que sejam capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes (VIANA, 1990).

Espécies com distribuição populacional esparsa, habitat sedentário, necessidades alimentares específicas ou aquelas endêmicas são as mais vulneráveis ao processo de fragmentação (ANDREWS, 1990). Estas

espécies estão sujeitas a perturbações e mudanças em sua comunidade, as quais podem romper importantes relações inter-específicas, como predador-presa, planta-polinizador, parasita-hospedeiro (WILCOVE et al., 1986).

No processo de fragmentação florestal, as perturbações antrópicas conduzem à formação de pequenas áreas de floresta remanescente que, de maneira geral, apresentam indícios de não-sustentabilidade (VIANA et al., 1992). A estrutura e dinâmica desses fragmentos podem ser afetados por diversas características, como por exemplo: (i) o tipo e a intensidade das perturbações antrópicas; (ii) forma e o tamanho do fragmento, que está relacionado ao efeito de borda; e (iii) tipo de vizinhança, o que afeta o tamanho efetivo das populações e o fluxo gênico (VIANA, 1990).

De maneira geral, a fragmentação pode levar à extinção de algumas espécies, o processo de extinção pode ser acelerado em áreas de menores dimensões, naquelas de menor heterogeneidade ambiental, naquelas sujeitas à interferências dos habitats ao redor do fragmento ou pelo efeito de borda (WILCOVE et al., 1986).

O efeito de borda constitui na exposição da superfície externa do fragmento a condições ambientais distintas daquelas predominantes no interior, tais como maior intensidade luminosa e maior exposição ao vento. Nas bordas, o fragmento pode apresentar variações no microclima, na densidade de espécies pioneiras e na taxa de mortalidade das árvores (KAPOS, 1989). Pode haver, ainda, a possibilidade de invasão de espécies

animais e vegetais com hábitos generalistas, que não são típicas de áreas florestadas (MARTUSCHELLI, 1996). O efeito de borda é um dos fatores que necessita ser compreendido no planejamento do manejo de fragmentos florestais (WILCOVE *et al.*, 1986; PALIK & MURPHY, 1990).

O efeito de borda, diminui o tamanho efetivo do fragmento (KAPOS, 1989; LAURANCE, 1991; BIERREGARD *et al.*, 1992) e sua variabilidade genética (LAURANCE, 1996), aumentando a vulnerabilidade quanto à diminuição da biodiversidade. A intensidade do efeito de borda varia em função do tempo decorrido desde fragmentação e de sua orientação em relação à incidência da luz solar (KAPOS, 1989; PALIK & MURPHY, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1990; YOUNG & MITCHELLE, 1994), não sendo somente uma função de distância da borda para o interior (LAURANCE, 1997).

Em diversos aspectos, o ambiente nas bordas assemelha-se às clareiras no interior das florestas. As áreas de borda apresentam temperaturas mais altas, maiores intensidades de luz e maior velocidade do vento (KAPOS, 1989), além de serem mais frequentes os distúrbios antropogênicos (extração, caça, fluxo de pesticidas, incêndio, entre outros) (TABANEZ, 1994). O efeito de borda pode ser compreendido como um fenômeno de superfície, de forma que fragmentos com formatos alargados ou alongados exibem uma maior “superfície de contato” que aqueles de

formatos arredondados (VIANA & TABANEZ, 1992), tornando-se mais susceptíveis a sofrerem alterações na estrutura e na fisionomia.

Dentre as principais alterações na estrutura de florestas neotropicais em decorrência do efeito de borda destacam-se o aumento na intensidade de espécies heliófilas ou pioneiras, tais como cipós e trepadeiras; a menor densidade de espécies de pássaros e borboletas; e a maior taxa de mortalidade das árvores (VIANA et al., 1992; BIERREGARD et al., 1992; PALIK & MURPHY, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1990; LAURANCE et al., 1997). Esses efeitos serão proporcionalmente maiores quanto menor for o tamanho do fragmento e variáveis para diferentes habitats para um mesmo distúrbio (LAURANCE & YENSEN, 1991).

As mudanças de microclima observadas nas bordas produzem alterações marcantes em fragmentos florestais. Em áreas de 100 ha de raio, a diferença de temperatura entre a borda e o centro do fragmento pode chegar a 4,5°C (KAPOS, 1989). Fragmentos de 1 ha sofrem totalmente o impacto do efeito de borda, enquanto que os de 10 ha são atingidos em 90% de sua área, os de 100 ha em 35% e os de 1000 ha em até 10% (SCHIERHOLZ, 1991).

Em florestas naturais, áreas de ecótono entre ecossistemas são os locais de maior biodiversidade. Por outro lado, o processo de fragmentação aumenta as áreas de borda que, tipicamente, possuem estrutura de comunidade e composição de espécies diferentes de áreas interiores

(FAVER, 1994), e ainda menor diversidade (SCHIERHOLZ, 1991). Estas diferenças, entre áreas de borda e de interior, é que definem o “efeito de borda” (FAVER, 1994).

Estudos sobre variações na estrutura da vegetação e composição florística da borda de uma floresta em relação a práticas de manejo de terras adjacentes (WILLIAMS-LINERA, 1993), demonstraram que o efeito de borda é melhor refletido pela vegetação jovem (< 5cm de DAP) do que quando se avalia vegetação com DAP maior que 5 cm, e que dependeu da localização geográfica do transecto analisado, ou seja, leste, norte ou sul.

2.3 - Estrutura e dinâmica

As florestas podem ser consideradas como um aglomerado de comunidades em diferentes estágios de sucessão. Esse mosaico é formado pelo processo de perturbação e regeneração da floresta, que ocorre através da formação de clareiras e subsequente revegetação (TABANEZ, 1995).

Estudos sobre a estrutura e dinâmica de florestas têm sido realizados em situações o mais próximo possível da floresta primária. A idéia desses estudos foi de uma floresta estável e climática (ELTON, 1927). Porém esta teoria foi substituída pela teoria do não equilíbrio (ROBERTS & GILLIAM, 1995) onde a composição florística e a abundância das espécies são determinadas em parte por fatores aleatórios e também tem sido contestada por alguns autores (GANDOLFI, 1991; LEITÃO FILHO et al.,

1993), onde a fitocenose é representada por um conjunto formado por um mosaico de espécies em diferentes estádios sucessionais.

O conceito de ecounidade (OLDEMAN, 1983; TABANEZ, 1995; VIANA & TABANEZ, 1996) faz alusão a uma unidade espacial da vegetação, que inicia seu crescimento em um momento específico e sobre uma superfície definida. O uso deste conceito possibilita uma descrição rápida e de alta repetibilidade da história de perturbações (CLARK et al., 1993) e do estado de conservação de fragmentos florestais (VIANA et al., 1992; ENGEL, 1993; VIANA et al., 1997).

A proporção da área de cada uma das ecounidades, no fragmento florestal, informa em curto espaço de tempo, o seu grau de conservação (TABANEZ, 1995), sem a necessidade de inventários detalhados.

Dessa forma, a floresta pode ser considerada um mosaico de ecounidades de diferentes tamanhos e em diferentes estágios da sucessão. O tamanho da ecounidade é influenciado pela natureza do distúrbio, e quanto maior a área atingida, maior será sua extensão (OLDEMAN, 1983). Ecounidades grandes, passam por um processo completo de sucessão secundária (TORQUEBIAU, 1986), enquanto que ecounidades pequenas podem ter início em um estágio mais avançado da sucessão.

Perturbações grandes e frequentes podem conduzir a floresta a um processo de regressão, aumentando o número e tamanho das ecounidades em início de sucessão (OLDEMAN, 1987a), e diminuindo o número de

ecounidades maduras, o que pode levar ao empobrecimento da biodiversidade, inclusive à extinção local de espécies primárias (OLDEMAN, 1987a; GOMEZ POMPA *et al.*; 1972). No entanto, não se pode esquecer que a dinâmica de clareiras, permite a constante regeneração da floresta (TABANEZ, 1995).

Sob esta perspectiva, a sucessão das espécies florestais consiste em uma seqüência de ecounidades, onde as maduras vão sendo substituídas pelas mais jovens, e não somente como uma seqüência de espécies dentro de uma grande ecounidade em uma dimensão temporal.

A análise arquitetural desse mosaico, permite verificar a relação entre o número de ecounidades, que estão evoluindo no processo sucessional e o número de ecounidades em degradação, ou seja, funciona como um indicador de estado geral do fragmento. O aumento na área de ecounidades em estágio inicial pode indicar um estado de regressão do ecossistema. Neste caso, práticas de manejo podem ser recomendadas, tais como: manejo de cipós, condução da regeneração, enriquecimento de espécies e plantio de faixas de bordadura com espécies arbóreas de rápido crescimento (ENGEL, 1993).

Perturbações muito intensas podem dificultar a regeneração natural, conforme observado em áreas de pastagem abandonadas na Amazônia paraense onde vários fatores foram identificados como repressores da regeneração natural (ULH *et al.*; 1990; NESPSTAD & ULH, 1991).

O processo de sucessão secundária, após perturbações antrópicas e a dinâmica de regeneração de clareiras naturais em florestas maduras estão intimamente ligados, uma vez que estes processos dependem de vários fatores comuns que determinam quais as espécies que colonizarão a área com sucesso. Dentre estes fatores, podem-se destacar tamanho de clareira; natureza do componente florístico remanescente, como sementes, plântulas, jovens, e tecidos vegetativos capazes de rebrotar; proximidade a fontes de sementes e seus mecanismos de dispersão; período de formação de clareira em relação à frutificação e dispersão de diferentes espécies; características de latência, longevidade e germinação de sementes; condições de nutrientes e umidade do solo e; predação de sementes e plântulas (BAZZA & PICKETT, 1980; UHL, 1982; PICKETT, 1983; VÁSQUEZ-YANES & OROZCO-SEGOVIA, 1987; UHL et al., 1988; WHITMORE, 1989, CASTELLANI & STUBBLEBINE, 1993):

O crescimento de árvores de espécies características do início da sucessão em florestas tropicais pode ser extremamente rápido. Taxas de crescimento em altura de até 5 metros por ano são comuns, ao passo que espécies dos estágios mais tardios da sucessão crescem mais lentamente. As espécies de plantas tropicais têm sido classificadas de diversas maneiras, quanto ao seu comportamento na dinâmica da sucessão WHITMORE (1989) e VIANA (1989) reconhecem quatro grupos de espécies com relação à demanda por clareiras: (i) espécies que se estabelecem e crescem sob dossel fechado; (ii) espécies que se estabelecem e crescem sob dossel

fechado, mas que se beneficiam das clareiras; (iii) espécies que se estabelecem sob dossel fechado, mas que requerem clareiras para amadurecer e se reproduzir; e (iv) espécies que se estabelecem, crescem e se reproduzem apenas em clareiras.

As espécies pioneiras alteram o ambiente, basicamente, de 3 diferentes formas: pela transferência de grande parte dos nutrientes disponíveis no solo para a biomassa, (um dos mecanismos básicos do ecossistema para a conservação do seu estoque de nutrientes); pela melhoria da estrutura do solo e disponibilidade de nutrientes em função do grande incremento de matéria orgânica, (as espécies características das fases sucessionais iniciais tendem a apresentar conteúdos mais elevados de nitrogênio, e mais baixos de lignina, do que as de estágios mais avançados, facilitando a sua decomposição); e pela modificação microclimática, que reduz as flutuações térmicas e aumenta a umidade relativa do ar (GONÇALVES, 1992a). Estas modificações no ambiente, permitem o estabelecimento de espécies características dos próximos estágios da sucessão. Nas florestas tropicais, o aumento na quantidade de luz associado à queda das árvores e conseqüente formação de clareiras é importante para a sobrevivência e crescimento de plantas especialmente no sub-bosque com pouca incidência de luz (DENSLOW et al., 1990).

As florestas tropicais estão em constante processo de transformação, em função das perturbações que sofrem. Muitas vezes é possível recuperar

a cobertura florestal de áreas anteriormente degradadas através do uso de processos de regeneração natural, em que as espécies pioneiras desempenham um papel fundamental (VIANA, 1987).

3. Material e Métodos

3.1. Local de estudo

O local de estudo é um fragmento de floresta atlântica estacional semi-decídua, localizado entre os municípios de Rio Claro e Araras (FIGURA 1 e 2), cujas coordenadas aproximadas são 47°28' W Gr. e 22° 22' S, com altitude média de 630 m. O fragmento situa-se na Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí, é uma sub - bacia do Rio Piracicaba

O clima regional é do tipo "Cwa" (KOEPPEN, 1948). Do ponto de vista mesoclimático, apresenta aspectos de transição, com avanços e recuos contínuos de massa polares e tropicais, com período seco de abril a setembro, com precipitações de 180 - 200 mm; e período chuvoso de outubro a março, com precipitações ao redor de 1200 mm (TROPPEMAIR, 1978). As temperaturas médias anuais situam-se entre 18°C e 21°C.

A região de Rio Claro está situada na porção centro-oeste da depressão periférica paulista, portanto as suas características climáticas são

de área de transição entre as correntes de circulação regional, correntes de noroeste, ligadas a Massa Equatorial Continental e Tropical Continental, mais frequente no verão, respondendo pelo aumento e calor, da umidade e precipitações; correntes de leste ou de nordeste relacionadas à atuação da Tropical Atlântica com efeitos variados segundo época do ano, geralmente tempos chuvosos provocados pela instabilidade basal no verão e tempo seco no inverno e finalmente a corrente do sul geradoras das ondas de frio e mecanismos frontais nascidos dos choques das massas intertropicais e polares responsável pela maior partes das precipitações, especialmente nos invernos (CRUZ, 1995). As quais são responsáveis pelas queda das árvores na parte sul do fragmento.



Parque Estadual de Araras
 Parque Estadual de Araras
 Parque Estadual de Araras



INSTITUTO DE PESQUISA CIPRIANO
 INSTITUTO DE PESQUISA CIPRIANO

SF-23-T-A-R-3

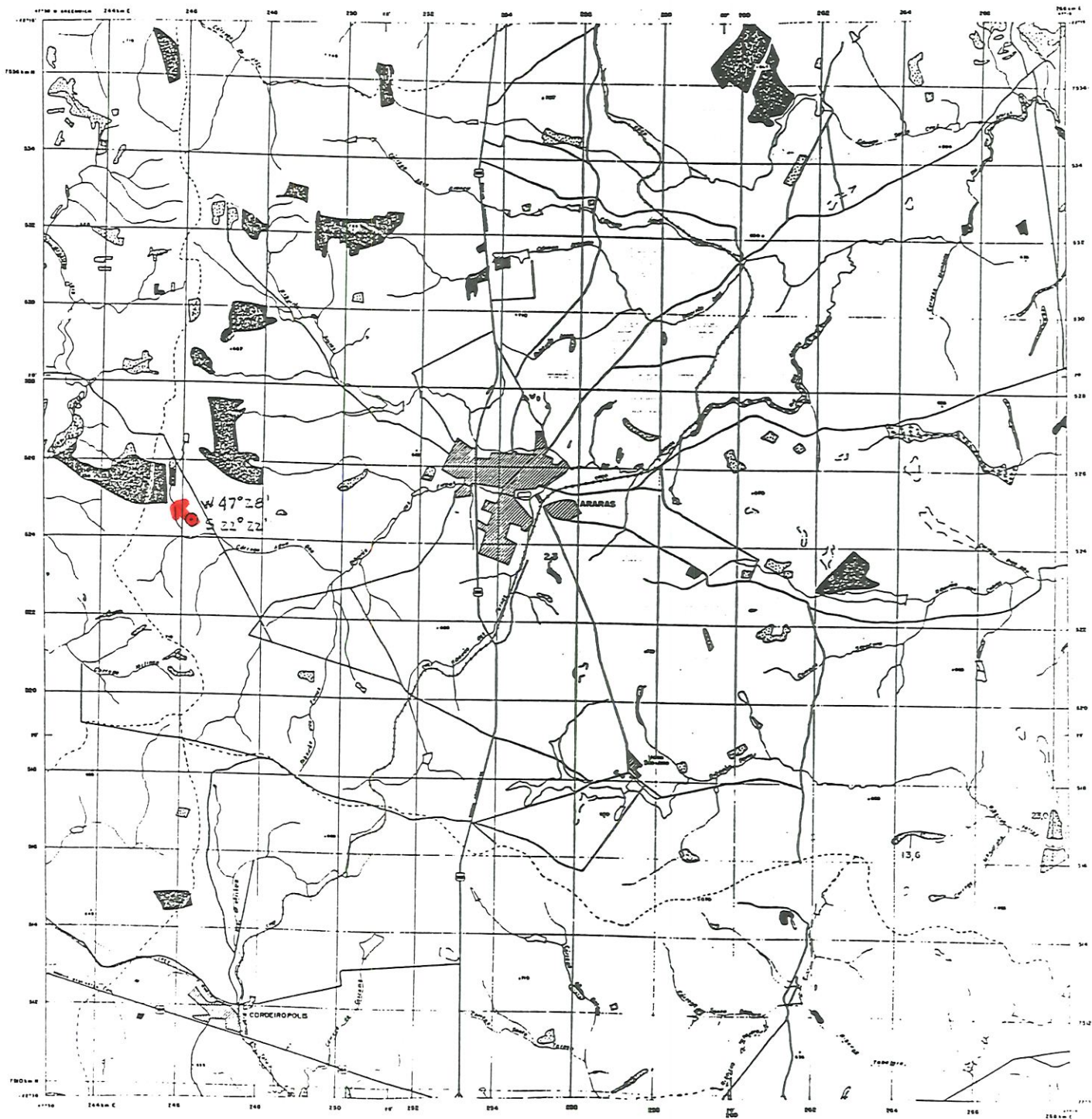
Departamento Estadual de Pesquisa
 de Recursos Naturais



Parque Estadual de Araras, Parque Estadual de Araras

MI 2707/3

ARARAS



LEGENDA TEMÁTICA

- | | | |
|----------|-----------------|------------------------|
| Mata | Cerradão | Veg. Natural de Verzea |
| Capoeira | Cerrado | Vegetação de Restinga |
| Campos | Campos Cerrados | Manque |

ALTERAÇÕES NA VEGETAÇÃO NATURAL
 DO ESTADO DE SÃO PAULO
 ENTRE 1988 E 1991

NOTA DE CRÉDITO

As informações apresentadas neste mapa foram extraídas de dados cartográficos em escala 1:50.000 elaborados pelo IBGE em 1988.

FIGURA 1: Localização geográfica do fragmento em relação ao município, sem escala, SMA/DEPRN.

PLANTA DE SITUAÇÃO

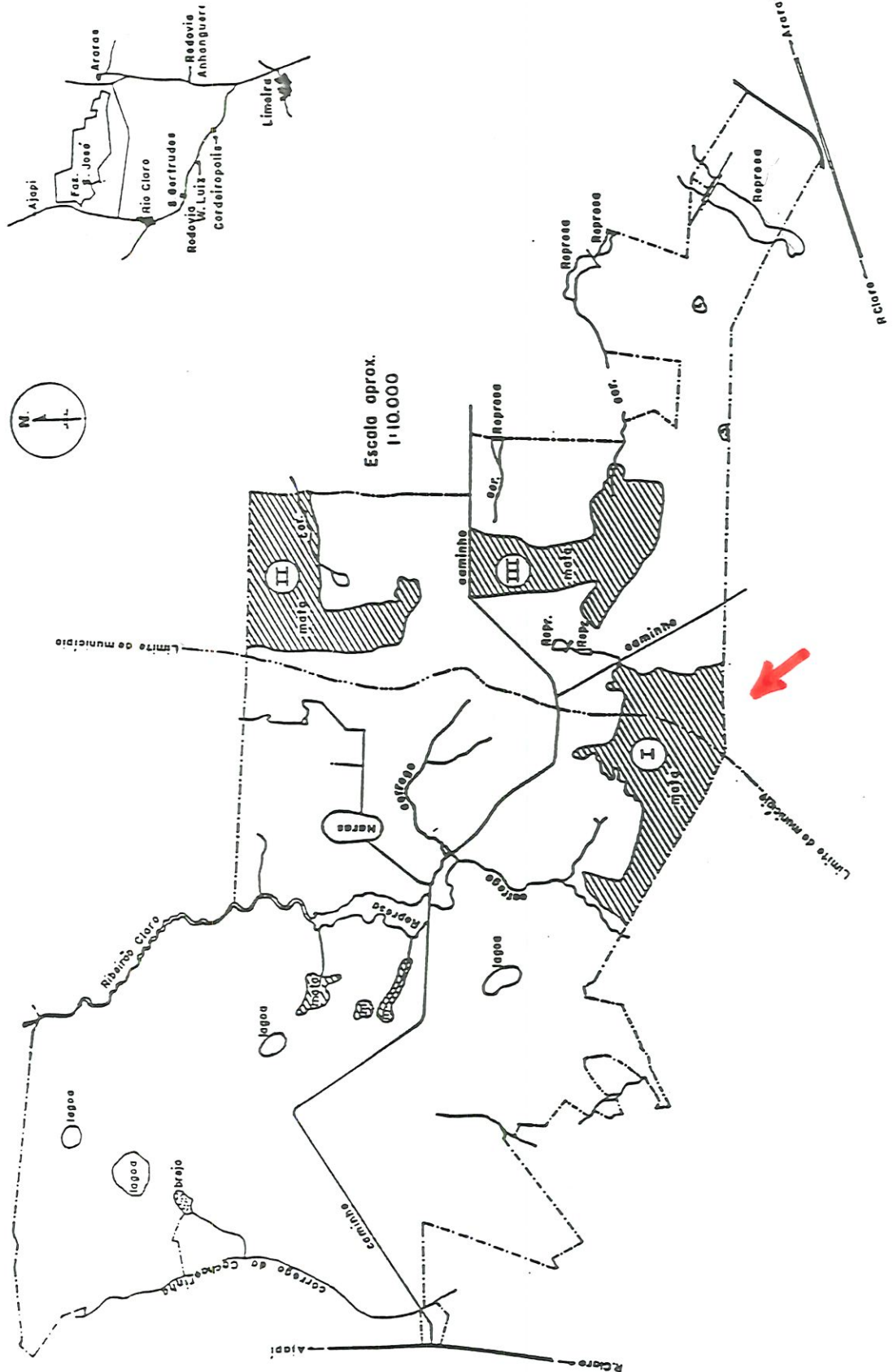


FIGURA 2: Localização da área de estudo, sem escala, CETRA, 1992.



FIGURA 3: Foto aérea do fragmento estudado, sem escala, jun/95.
Base S. A. 0-579, P.M. Rio Claro, USP-Rio Claro, com os transectos
inventariados.



FIGURA 4: Foto da borda norte do fragmento, observamos em primeiro plano a ocorrência de capim.



FIGURA 5:Foto da borda sul do fragmento, observamos o efeito de borda, com a presença de campinhal.



FIGURA 6: Detalhe do aceiro existente entre a borda do fragmento e a plantação de cana-de-açúcar.

O fragmento apresenta formato irregular, com maior dimensão no sentido sudeste-noroeste, e é cercado em aproximadamente 90% de seu perímetro por canaviais, havendo entre a extremidade do fragmento e a área agrícola uma estrada de terra batida, com cerca de 3 m de largura (FIGURAS 4, 5 e 6).

Em relação à umidade do solo, pode-se dividir o ambiente em duas partes: uma seca, localizada ao sul do fragmento e outra úmida, que corresponde à porção ao norte, onde o solo apresenta sinais de saturação hídrica e ficando alagado nos períodos mais chuvosos do ano. A serrapilheira na parte úmida do fragmento apresenta uma espessura média

de 10 a 15 cm. O solo é caracterizado como Latosolo Vermelho - Amarelo fase rasa e Latosolo Vermelho - Escuro Orto (PAGANO, 1985).

A área original era de aproximadamente 2.250 ha no início dos anos 1930 (PAGANO, 1985) a partir de 1939 começou a ser desmatada para o aproveitamento de madeira e agricultura, restando hoje 3 manchas de matas com 230 ha, 185 ha e 165 ha. Esse estudo foi realizado na área de 230 ha, que dista em seu ponto mais próximo 100 m do outro fragmento da fazenda, e possui como drenagem o ribeirão Claro (a noroeste) e pelo córrego Água Boa (a leste).

A vegetação do fragmento é do tipo floresta mesófila estacional semi-decídua, sendo dividida em duas zonas (PAGANO, 1987): (a) zona de árvores altas, com dossel chegando a 30 m e com indivíduos emergentes, representada pela parte mais larga do fragmento, (b) zona de árvores baixas, com dossel até 15 m, representada pela parte mais estreita do fragmento. Como espécies emergentes destacam-se as *Cariniana estrellensis* (jequitibá) e *Hymenaea courbaril* (jatobá), havendo, ainda, abundância de cipós, plantas trepadeiras e bambus.

3.2. Coleta de dados

As medidas de DAP foram realizadas em quatro transectos, de 10 m de largura e 300 m de comprimento, dispostos perpendicularmente à borda, na maior extensão do fragmento, correspondendo a uma área de 12.000 m² ou de 0,52% da área total do fragmento (FIGURA 3). Inventariou-se todos os indivíduos vivos com DAP \geq 5 cm, e para cada um destes mediu-se o DAP, sua distância da extremidade do fragmento. A identificação foi feita com base nas definições do herbário da ESALQ. Foram identificados os indivíduos mortos como indivíduos presentes no ano de 1991 e que não estavam presentes no ano de 1997. Para o caso de rebrota, entraram no levantamento apenas indivíduos de DAP \geq 5, e foram também anotados se os indivíduos mortos estavam em pé ou caídos. Foram feitos dois levantamentos um em set /91 e outro em out/97.

Determinou-se os parâmetros fitossociológicos *Índice de diversidade* (ID), *Índice do valor de importância* (IVI) e o *Índice de valor de cobertura* (IVC), com base nos dados da coleta de 1997.

O índice de diversidade de Shannon - Weiner foi calculado pela expressão: (BROWER & ZAR, 1984)

$$ID = \sum (x_i / x_t) * LN(x_i / x_t)$$

onde:

x_i = número de indivíduos da espécie "i";

x_t = número total de indivíduos;

LN = logarítmico de base neperiana.

- número de indivíduos de cada espécie e o número total de indivíduos foram determinados para o total dos quatro transectos.

Os índices IVC_L e IVI_L (CURTIS & MC INTOSH, 1950) foram determinados a partir dos parâmetros fitossociológicos *frequência relativa* (FR_i), *densidade relativa* (DeR_i) e *dominância relativa* (DoR_i).

A frequência relativa da espécie “i” foi obtida pela expressão:

$$FR = (P_i / p) / \sum_{i=1}^n (P_i / p)$$

onde,

P_i = número de parcelas em que a espécie “i” foi encontrada. Para este cálculo foram consideradas parcelas de 100 m² e de 500 m², equivalendo, cada qual, a classes de distância de 10 e 50 m da borda, respectivamente.

p = número total de parcelas do levantamento, que foram 30 para as parcelas de 100 m², e 6 para as parcelas de 500 m².

A densidade relativa da espécie “i” (DeR) foi calculada pela expressão:

$$DeR = (N_i) / \sum_{i=1}^n (N_i)$$

onde,

N_i = número de indivíduos da espécie “i” no levantamento.

Finalmente, a dominância relativa da espécie “i” (DoR) foi obtida pela expressão:

$$DoR = \frac{(AB_i)}{\sum_{i=1}^n (AB_i)}$$

onde,

AB= área basal da espécie “i”, em m².

Com base nos valores de DeR_i e DoR_i obteve-se o índice IVC da espécie “i”, que é independente do número de parcelas do inventário:

$$IVC_i = DeR_i + DoR_i$$

e o índice IVI da espécie “i”, que foi obtido separadamente para parcelas de 100m² e de 500m², respectivamente para as FR_i obtidas a partir de parcelas de 100m² e de 500m².

$$IVI_i = FR_i + IVC_i$$

As espécies inventariadas foram agrupadas em quatro categorias sucessionais (VIANA, 1989): pioneiras, oportunistas, tolerantes e reprodutoras a sombra. Foram consideradas espécies pioneiras aquelas cujas sementes exigem a formação de clareiras para a germinação. Oportunistas aquelas que, não requerem clareiras para germinar, e cujas plântulas sobrevivem à sombra; porém dependem das clareiras para atingir o estágio reprodutivo. E tolerantes aquelas que, não requerem clareiras para germinar, as plântulas podem crescer até o estágio juvenil sem a presença de clareiras, mas dependem destas para alcançar o estágio reprodutivo.

Como reprodutoras à sombra foram aquelas em que as sementes necessitam de clareiras para germinar, crescem até o estágio adulto sob sombra e se reproduzem sob esta mesma condição.

Neste trabalho as espécies foram classificadas em categorias sucessionais através dos dados de literatura, ou seja, de acordo com categorias sucessionais sugeridas por vários autores (CATHARINO, 1989; GANDOLFI, 1991; LORENZI, 1992; TABANEZ, 1995) e em observações das características estruturais da vegetação realizadas em campo.

Com os dados das coletas de 1991 e de 1997, determinou-se a *taxa de mortalidade* (TM) e *taxa de recrutamento* (TR), através dos procedimentos adotados por SWAINE & LIEBERMAN (1987), representadas pelas seguintes expressões:

Taxa de mortalidade:

$$TM = 100 \times LN[(sobrev + mortos)/sobrev]/T$$

$$\text{se } (Sobrev + mortos) > 0 \text{ e } mortos > 0,$$

Taxa de recrutamento:

$$TR = 100 \times LN[sobrev +recrutadas]/(sobrev)]/T$$

onde:

sobrev = número de indivíduos com DAP \geq 5 cm que permaneceram vivos entre os inventários de 1991 e de 1997;

mortos = número de indivíduos com DAP \geq 5 cm que morreram entre os inventários de 1991 e de 1997 e;

recrutas = número de indivíduos com $DAP \geq 5$ cm presentes no inventário de 1997 que não existiam no inventário de 1991 ou que possuíam $DAP < 5$ cm em 1991.

T = período de anos abrangido entre os inventários de 1991 e de 1997.
Em todos os cálculos, usou-se $T = 6$.

Foi também calculada a porcentagem de indivíduos mortos e recrutados, para os transectos Cedro, Luz, Seringa e Colônia, através do cálculo do número de mortos encontrado no transecto "i" pelo número total de indivíduos deste transecto, o mesmo foi calculado para o recrutamento, ou seja, número de recrutas encontrados no transecto "i" pelo número total de indivíduos deste transecto.

Foi realizado um levantamento expedido pela técnica da avaliação ecológica rápida (ABATE, 1992; KOOP et al., 1994). Por este levantamento, foram feitas caminhadas pelos transectos, identificando-se as características estruturais da vegetação e agrupando-as em ecounidades.

A capoeira baixa é uma ecounidade semelhante a clareiras naturais, sem ou com poucas árvores, mas geralmente coberta por cipós e arbustos escandecentes, possui a vegetação menos desenvolvida. Bambuzal é uma ecounidade caracterizada por domínio de espécies de bambu, com aproximadamente 5 cm de DAP e baixa densidade de espécies arbustivo - arbóreas. A capoeira alta é uma ecounidade com vegetação arbórea relativamente desenvolvida, em torno de 10 a 15 m de altura, não apresenta um dossel contínuo, possui em maioria das árvores uma grande quantidade

de cipós e o sub-bosque, também possui uma grande quantidade de cipós. A mata madura é caracterizada por uma vegetação mais desenvolvida, apresentando dossel contínuo a 20 - 25m de altura, ocorrem indivíduos arbóreos emergentes, baixa população de cipós e sub - bosque com grande número de arvoretas (VIANA & TABANEZ, 1996).

A área de cada ecounidade foi determinada pela largura do transecto, multiplicado pela distância entre a última árvore da ecounidade anterior (ou da borda do fragmento, no caso de ser a primeira ecounidade do transecto) e a distância da última árvore da respectiva ecounidade. A partir das áreas de cada ecounidade, obteve-se a somatória das áreas de cada uma das ecounidades.

Para cada ecounidade, determinou-se a área basal média (m^2 área basal/ha), a densidade média ($n.^{\circ}$ indivíduos/ha) a área basal média por indivíduo ($(m^2$ área basal/ha)/árvore) mortalidade, recrutamento.

Foi calculado também a porcentagem do número de mortos e recrutas, usando o mesmo cálculo dos transectos para as ecounidades Capoeira Alta, Capoeira Baixa e Bambu e o DAP médio, área basal média e índice de diversidade (ID).

Foram também realizadas 10 entrevistas com moradores do local, realizadas a partir de um questionário pré-estabelecido, especialmente com aqueles que trabalham há mais de 20 anos na fazenda. O roteiro da entrevista baseou-se em perguntas sobre as áreas florestais pertencentes a

fazenda com ênfase no fragmento de estudo, fauna e flora pertencentes ao fragmento, e distúrbios que já sofreu, como a ocorrência de queimadas, extração de madeiras, e a caça.

3.3. Análise estatística dos dados

As análises estatísticas foram feitas utilizando-se o programa computacional SPSS 6.0 (pacote de análise estatísticas integrado, desenvolvido por SPSS Inc., 444 N. Michigan Avenue, Chicago, Illinois 60611, U.S.A.).

Foram feitas análises de variância, para os efeitos das classes de distância da borda e das ecounidades, sobre as variáveis taxas de mortalidade, taxa de recrutamento, taxa de sobreviventes e diferenças na área basal entre grupos de árvores (mortas, vivas e total de árvores).

A análise de agrupamento foi usada em relação à ecounidade e ao transecto, sendo que, o cálculo das distâncias foi feito pela distância euclidiana, usando-se o método do vizinho mais próximo para o agrupamento.

Resultados e Discussão

4.1 - Dinâmica da comunidade de populações das espécies arbóreas

A observação de campo indicou um número relativamente elevado de clareiras grandes, principalmente pela queda de árvores emergentes derrubando outras árvores, devido ao entrelaçamento de cipós. A região é relativamente plana, e as árvores da floresta não oferecem resistência aos ventos fortes que atingem, com preferência a face sul do fragmento (PAOLI, 1981), tendo como consequência a queda de árvores, principalmente na estação chuvosa (outubro-março) quando os ventos são mais intensos.

Considerando-se todos os transectos, contabilizou-se um total de 115 espécies de árvores com DAP \geq que 5 cm (Anexo 1), esse número foi ligeiramente inferior ao levantado em 1991 (119). O número de indivíduos por espécie variou de 90, como para a espécie *Metrodorea nigra*, a até um único indivíduo, como para as espécies *Sloanea monosperma* e *Zanthoxylum hiemale*, entre outras (TABELA 1).

TABELA 1: Número de indivíduos levantados em 1991 e em 1997, classificação sucessional e porcentagem da diferença no número de indivíduos de 1991 para 1997 (Δ). Fonte:; (CS)TABANEZ, 1995.

ESPÉCIE		Família	Nome vulgar	N ind/sp -91	N ind/sp -97	CS	Δ %
<i>Eugenia florida</i>	DC.	myrtaceae	cerejeira	2	5	RS	150
<i>Chorisia speciosa</i>	St. Hil.	bombacaceae	paineira	4	10	OP	150
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.)Macbr.	leguminosae	pau-jacaré	17	40	OP	135
<i>Jacaranda micrantha</i>	Cahm.	bignoniaceae	caroba	1	2	OP	100
<i>Aloysia virgata</i>	(R. & P.)Juss.	verbenaceae	lixa	1	2	PI	100
<i>Actinostemum communis</i>	(Muell. Arg.)Pax	euphorbiaceae	comunis	2	4	RS	100
<i>Machaerium nyctitans</i>	(Vell.)Benth	fabaceae	jacarandá ferro	11	21	PI	90
<i>Galipea multiflora</i>		rutaceae	mamoinha	17	32	RS	88
<i>Allophylus edulis</i>	(St. Hil.)Radlk.	sapindaceae	fruta de pombo	4	7	RS	75
<i>Marlieria spp</i>		myrtaceae	cambucá	2	3	NC	50
<i>Holocalyx balansae</i>	Mich.	leguminosae	alecrim	4	6	TO	50
<i>Trichilia catigua</i>	A. Juss.	meliaceae	catigua	6	8	RS	33
<i>Rollinia sylvatica</i>	(St. Hil.)Mart.	annonaceae	cortiça	3	4	TO	33
<i>Ingá spp</i>		leguminosae	ingá	12	16	OP	33
<i>Metrodora nigra</i>	St. Hill.	rutaceae	carrapateira	71	90	RS	26
<i>Zeyhera tuberculosa</i>	(Vell.)Bur	bignoniaceae	ipê preto	4	5	TO	25
<i>Croton salutaris</i>	Casar	euphorbiaceae	cotron	8	10	OP	25
<i>Ficus sp</i>		moraceae	figueira	5	6	TO	20
<i>Bauhinia forficata</i>	Link.	leguminosae	pata de vaca	7	8	PI	14
<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	euphorbiaceae	capixingui	70	78	OP	11
<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi)O.Kuntze	lecythidaceae	jequitibá	9	10	RS	11
<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	flacourtiaceae	afezeira do mato	16	17	PI	6
<i>Zollernia illicifolia</i>	Vog.	leguminosae	tipuana	1	1	NC	0
<i>Zanthoxylum sp</i>		rutaceae		1	1	NC	0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.	rutaceae	guarit	4	4	PI	0
<i>Urera baccifera</i>	Gaudich	urticaceae	urtiga	6	6	PI	0
<i>Terminalia brasiliensis</i>	Eichl.	combretaceae	amendoa brava	3	3	NC	0
<i>Sloanea monosperma</i>	Vell.	elaecarpaceae	carrapicheiro	1	1	NC	0
<i>Securinea guaraiuva</i>	Kuhlman.	euphorbiaceae	guaraiuva	4	4	TO	0
<i>Sebastiania serrata</i>	Muell. Arg.	euphorbiaceae	sebastiania	6	6	RS	0
<i>Rapanea umbellata</i>	(Mart.exDC.)Mez	myrsinaceae	capororoca	2	2	OP	0
<i>Ocotea corymbosa</i>	(Meiss.)Mez	lauraceae	canela preta	3	3	TO	0
<i>Maytenus robusta</i>	Reiss.	celastraceae	robusta	2	2	RS	0
<i>Lonchocarpus guilleminionus</i>	(Tul.)Malme	fabaceae	ingá bravo	2	2	OP	0
<i>Guarea macrophylla</i>	(Vel.)Pennington	meliaceae	pau bala	8	8	RS	0
<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	Radlk.	sapindaceae	maria preta	1	1	OP	0
<i>Eugenia aff blastantha</i>	Berg.	myrtaceae	guamirim	1	1	NC	0

ESPÉCIE		Família	Nome vulgar	N ind/sp. -91	N ind/sp. -97	CS	Δ%
<i>Cupania vernalis</i>	Camb.	sapindaceae	camboatá	10	10	OP	0
<i>Cordia trichotoma</i>	(Vell.)Arrab.	boraginaceae	louro da serra	3	3	OP	0
<i>Copaifera langsdorffii</i>	Desf.	leguminosae	copaia	4	4	TO	0
<i>Colubrina glandulosa</i>	Perk.	rhamnaceae	caçoca	1	1	NC	0
<i>Citronella megaphylla</i>	(Miers)Howard	icacinaceae	citronela	1	1	NC	0
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Guill.	leguminosae	aribá.	6	6	OP	0
<i>Cariniana legalis</i>	(Mart.)O. Kuntze	lecythidaceae	jequitibá rosa	1	1	RS	0
<i>Astronium graveolens</i>	Jacq.	anacardiaceae	guaritá	67	62	OP	-7
<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.)Mez	lauraceae	canelinha	7	6	OP	-14
<i>Machaerium stipitatum</i>	Vog.	fabaceae	jacarandá roxo	7	6	OP	-14
<i>Zanthoxylum chiloperone</i>	Mart ex Engl.	rutaceae	mamiqueira	10	8	PI	-20
<i>Vernonia difusa</i>	Less.	compositae	vassourão	4	3	PI	-25
<i>Citronella spp</i>		icacinaceae	citronela	4	3	NC	-25
<i>Guarea sp</i>		meliaceae	canjerana brejo	7	5	RS	-28
<i>Sloanea sp</i>		elaecocarpaceae	carrapicho	6	4	NC	-33
<i>Qualea sp</i>		vochysiaceae	qualea	3	2	NC	-33
<i>Eriotheca candolleana</i>	(K.Schum)A.Rob	bombacaceae	catuaba	3	2	TO	-33
<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	meliaceae	cedro	3	2	RS	-33
<i>Trichilia pallida</i>	Swartz	meliaceae	catigua	22	14	RS	-36
<i>Celtis glydicarpa</i>	Mart.	ulmaceae	pau pólvora	5	3	NC	-40
<i>Endlicheria paniculata</i>	(Spreng.)Macbr.	lauraceae	canela	7	4	TO	-43
<i>Roupala brasiliensis</i>	Klotzsch.	magnoliaceae	carvalho	4	2	RS	-50
<i>Cryosophyllum gonocarpum</i>	(Mart.&Eichl)Engl	sapotaceae	peroba branca	2	1	RS	-50
<i>Cryptocaria moschata</i>	Ness&Mart.	lauraceae	mochata	2	1	NC	-50
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Engl.	rutaceae	pau marfim	2	1	OP	-50
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	A. Juss.	rutaceae	limãozinho	57	24	RS	-57
<i>Amaioua guianensis</i>	Aubl.	rubiceae	carvoeiro	5	2	OP	-60
<i>Casearia obliqua</i>	Spr.	flacourtiaceae	café do diabo.	17	6	RS	-64
<i>Siparuna guianensis</i>	Aubl.	monimiaceae	amescla cheiro	6	2	NC	-66
<i>Psycotria sessilis</i>	Vell.	rubiceae	orelha de gato	3	1	RS	-66
<i>Hymenaea courbaril</i>	L.	leguminosae	jatobá	12	4	RS	-66
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Briquet	flacourtiaceae	espeiteiro	3	1	PI	-66
<i>Acacia polyphylla</i>	DC.	mimosaceae	monjoeiro	13	4	OP	-69
<i>Pera obovata</i>	Baill.	euphorbiaceae	pimenteira	7	2	RS	-71
<i>Platypodium elegans</i>	Vog.	leguminosae	amendoim bravo	19	5	NC	-73
<i>Protium heptaphyllum</i>	March.	burseraceae	almecegueira	4	1	NC	-75
<i>Aegiphylia sellowiana</i>	Cham.	verbenaceae	tamanqueiro	5	1	OP	-80
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Muell. Arg.	apocynaceae	peroba amarela	6	1	RS	-83

NC= não classificadas

PI= pioneiras

TO= tolerantes

OP= oportunistas

RS=reprodutoras à sombra

As espécies *M. nigra*, *A. graveolens* e *C. floribundus* foram as mais abundantes, tanto no levantamento de 1991 quanto no de 1997, sendo observado um aumento no número de indivíduos de 1991 para 1997, com exceção da *A. graveolens* que teve um pequeno declínio. Houve um decréscimo no número de indivíduos para as espécies *E. febrifuga*, *C. obliqua*, *P. elegans*, *A. polyphia*, *H. courbari*, enquanto que *P. gonoacantha* e *G. multiflora* também aumentaram o número de indivíduos e as demais espécies não tiveram variação significativa (TABELA 1).

De acordo com a frequência de ocorrência, dentre as três espécies mais abundantes, duas foram não-pioneiras, sendo uma reprodutora à sombra (*Metrodora nigra*) e outra oportunista (*Astronium graveolens*); e uma foi pioneira (*Croton floribundus*) (TABELA 1).

De acordo com a classificação da categoria sucessional, pôde-se verificar que o aumento no número de indivíduos foi maior para espécies não pioneiras do que pioneiras. considerando-se as espécies com mais de 10 indivíduos 57% tiveram um aumento no número de indivíduos. Analisando-se a porcentagem da diferença de indivíduos entre os anos de 1991 e 1997, pode-se observar que, as espécies que apresentaram maior delta positivo foram espécies oportunistas (150% e 135%) seguido das reprodutoras à sombra (88%), indicando um avanço no processo sucessional. Porém, as espécies que apresentaram maiores valores de delta negativo também foram não pioneiras, mas de um modo geral houve aumento no número de

indivíduos de 1991 para 1997; pois apenas 37,5% das espécies mais abundantes (maior que 5 indivíduos) apresentaram delta negativo, ou seja, a mortalidade foi maior do que o recrutamento. Além das espécies apresentadas na Tabela 1, houve o desaparecimento de 35 espécies neste período de 1991 para 1997, enquanto que 29 espécies novas surgiram neste mesmo período. Pode-se concluir que a estrutura da floresta, aparentemente, está em processo de mudanças.

Os resultados indicam que as comunidades das espécies arbóreas encontram-se em processo de mudança, pois 26,4% das espécies analisadas (TABELA 1) tiveram um aumento do número de indivíduos, 43,4% das espécies diminuíram e 30,2% permaneceram constantes. As espécies *A. ramiflorum*, *A. sellowiana*, *P. heptaphyllum*, *C. gossypiosperma*, *P. sessilis*, *B. riedelianum*, *C. gonocarpum* e *C. moschata* apresentaram de -50% à -83% na variação do número de indivíduos de 1991 à 1997, estando em 1997 com apenas um indivíduo; portanto as populações destas espécies podem estar em perigo de extinção local (TABELA 1). Evidenciando, assim um possível processo de empobrecimento da comunidade, portanto perda da diversidade biológica.

Em estudos realizados em outros fragmentos de Piracicaba (Capuava-86 ha e Mata Pomar-9,5 ha) verifica-se o processo de degradação pelo qual a estrutura das florestas vem sofrendo a partir de perturbação antrópicas (TABANEZ, 1995; ¹NASCIMENTO, em prelo). Estes fragmentos apresentam tamanhos inferiores ao fragmento em estudo e já tiveram um histórico de perturbações significativo, sendo que a Mata Pomar apresentou nas três últimas décadas, dois grandes incêndios, e extração de madeira em passado relativamente recente (TABANEZ, 1997), encontrando-se em um nível mais elevado de degradação.

Dividindo-se as espécies em relação à distribuição diamétrica, obteve-se três grupos: grupo I, II e III. O grupo I foi formado por aquelas que apresentaram uma distribuição diamétrica na forma de J invertido ou seja, relação entre os grupos de espécies mostrando uma estrutura favorável à sua auto-sustentabilidade. As espécies classificadas neste grupo apresentaram mais de 17 indivíduos (*M. nigra*, *G. multiflora* e *E. febrifuga*) e foram as que apresentaram crescimento positivo (TABELA 1). Apenas *E. febrifuga* apresentou variação na curva, porém apesar do pequeno número de arvores (DAP entre 13 e 25 cm), houve boa regeneração (FIGURA 7a).

¹ *Nascimento, 1998. Dissertação de Mestrado.

O grupo II compreendeu as espécies que apresentaram um J “próximo do invertido”, ou seja, poucos indivíduos adultos e uma quantidade razoável de jovens, mas com um decréscimo de arvoretas. As espécies deste grupo foram: *C. floribundus*, *P. gonoacantha*, *A. graveolens*, *M. nyctitans* e *C. canjerana*. A espécie *A. graveolens* apresentou poucos indivíduos na menor classe de DAP e o número total de indivíduos diminuiu de 1991 para 1997, indicando um provável distúrbio ambiental afetando sua regeneração.

GRUPO I

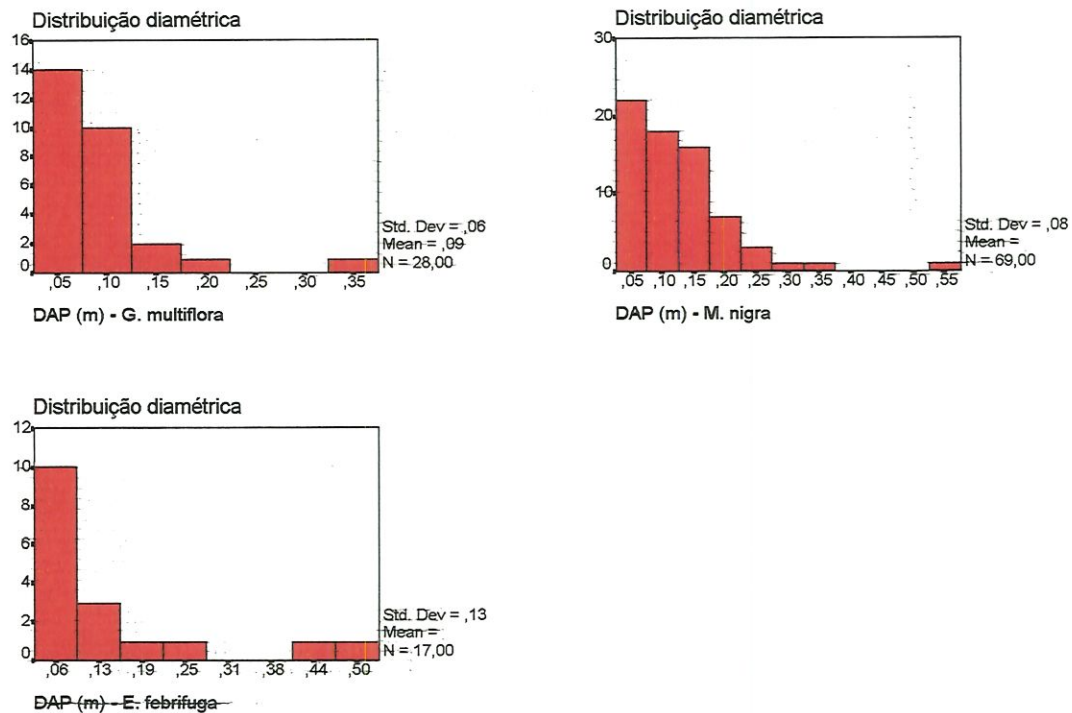


FIGURA 7a) Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp.*, *C. canjerana* e *C. speciosa*) do Grupo I.

GRUPO II

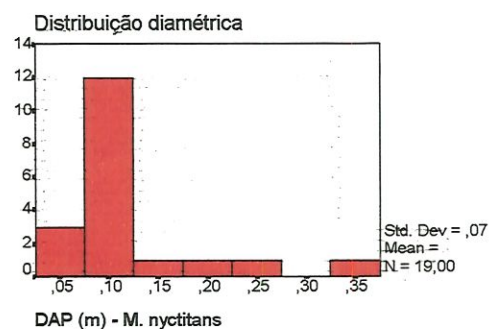
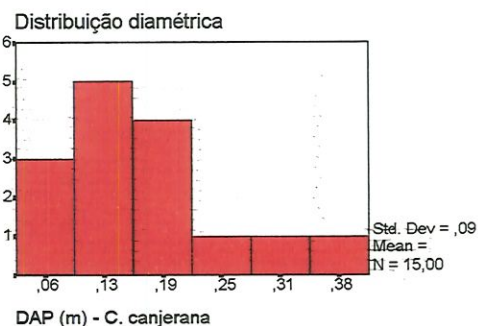
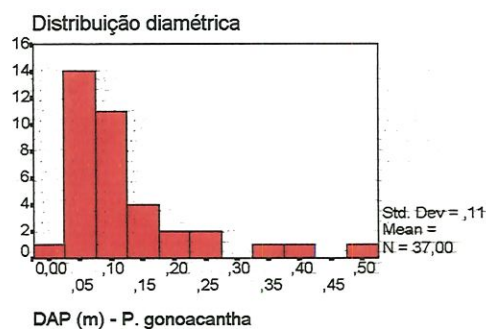
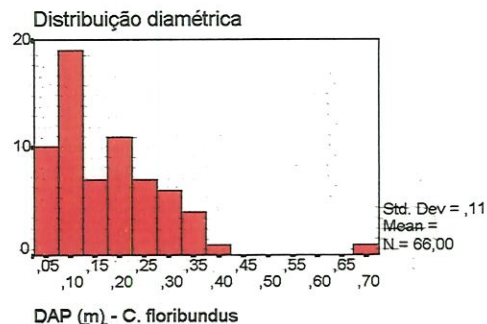
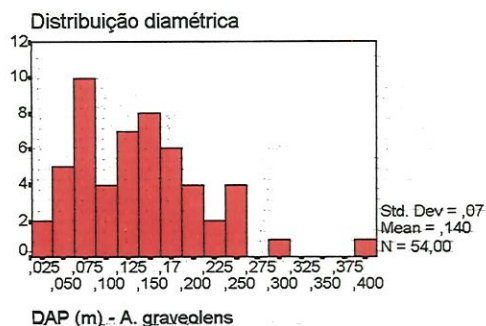


FIGURA 7b) Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp.*, *C. canjerana* e *C. speciosa*) do Grupo II.

GRUPO III

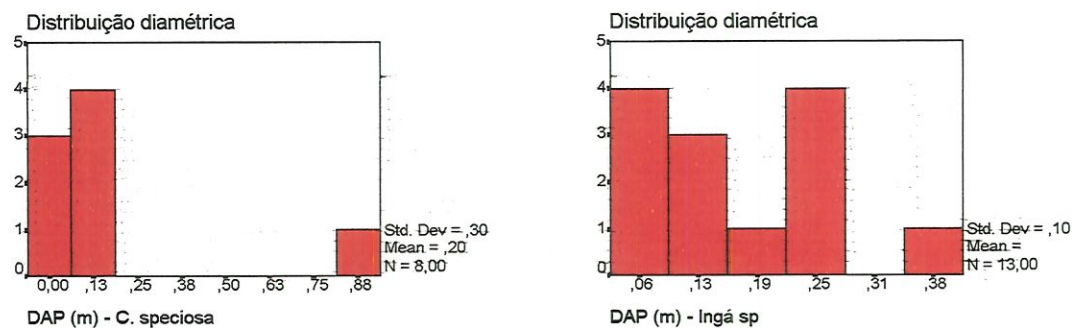


FIGURA 7c): Distribuição diamétrica das principais espécies com relação ao número de indivíduos. (*C. floribundus*, *M. nigra*, *A. graveolens*, *P. gonoacantha*, *E. febrifuga* e *G. multiflora*, *M. nyctitans*, *Ingá sp*, *C. canjerana* e *C. speciosa*) do Grupo III.

Esta espécie é abundante na floresta sendo normal um grande número de indivíduos em uma ampla faixa de classes de diâmetro. As demais espécies apresentaram poucos indivíduos na menor classe de DAP, porém não houve um decréscimo no número total de indivíduos de 1991 para 1997. As espécies *C. canjerana* e *M. nyctitans* são pouco comuns e, provavelmente, o comportamento observado (FIGURA 7b) foi devido a ocorrência de condições ambientais que favoreceram o crescimento e desenvolvimento de arvoretas.

O grupo III foi formado pelas espécies que tiveram uma distribuição diamétrica diferente do padrão anteriormente observado; *Ingá sp* apresentou poucos indivíduos na classe de 19 cm de DAP (FIGURA 7c), mas um aumento no número total de indivíduos de 1991 para 1997, sendo, possivelmente, um problema de amostragem. *C. speciosa* apresentou um elevado número de jovens (FIGURA 7c), o que deve ter sido devido a ocorrência de condições ambientais favoráveis à regeneração desta espécie, pois esta é uma espécie rara tendo sido encontrado apenas um indivíduo adulto. Esta situação de favorecimento da regeneração foi responsável pela triplicação do número de indivíduos de 1991 a 1997 (TABELA 1).

TABELA 2: Grupo de estrutura de populações relacionados com as classes de dinâmica e grupos ecológicos, pioneiras (PI), oportunistas (OP), tolerantes (TO), reprodutoras à sombra (RS) das espécies mais abundantes

Grupo de populações	Grupo ecológico				Classes de dinâmica		
	(%)				(%)		
	PI	OP	TO	RS	Cresceu	Estável	Diminuiu
Grupo I (3 espécies)				100	67		33
Grupo II (5 espécies)	20	80			60	20	20
Grupo III (2 espécies)		100			100		

As espécies que agruparam-se no primeiro grupo de distribuição diamétrica obtiveram um crescimento líquido positivo (100%) (TABELA 1) e foram classificadas como reprodutoras à sombra em sua totalidade (TABELA 2). Evidenciando assim que esta classificação foi favorável à sustentabilidade destas espécies.

Aquelas que enquadraram-se no grupo II foram em sua maior parte (80%) classificadas como oportunistas e 20% como pioneiras (TABELA 1) e 60% obtiveram um crescimento neste intervalo de tempo (TABELA 2).

No grupo III, 100% das espécies foram classificadas como oportunistas (TABELA 1) e tiveram um crescimento positivo, porém esta situação ocorreu fora do padrão, comprovando novamente as divergências ocorridas neste grupo, seja por erro de amostragem ou por algum distúrbio ambiental.

Comparando-se o índice de diversidade de Shannon & Weiner (ID) obtido neste estudo com os obtidos por outros autores, em área de florestas mesófilas estacional semi-decídua, constata-se a elevada diversidade do fragmento objeto deste estudo (TABELA 3). O elevado valor para o índice de diversidade sugere que, o fragmento encontra-se bem conservado, sendo comum elevados valores para este índice em situações de estágios finais de sucessão (CONNEL, 1978).

TABELA 3: Número total de espécies e índice de diversidade de Shannon & Weiner (ID) de matas mesófilas do interior de São Paulo

Local	total de espécies	área(ha)	ID
Rio Claro ⁽⁵⁾	115	230	3,88
Piracicaba ⁽⁴⁾	101	9,5	3,84
Vaçununga ⁽¹⁾	92	750	3,63
Bauru ⁽³⁾	60	290	3,50
Mogi-guaçu ⁽²⁾	59	3	3,16

¹Martins, 1991; ²Gibbs & Leitão Filho, 1978; ³Cavassan et al., 1984;

⁴Viana, 1992; ⁵ Fragmento em estudo.

Aparentemente, o fragmento apresenta uma intensa dinâmica de clareiras, o que faz com que a floresta se apresente como um mosaico de ecounidades em diferentes estágios sucessionais. A estrutura fisionômica do fragmento assemelha-se muito com outras florestas mesófilas semi-decíduas (PAGANO & LEITÃO FILHO, 1987).

No levantamento realizado com funcionários da fazenda, não houve nenhum relato de extração de madeira e queimadas. Neste levantamento foram citadas várias espécies de aves e de mamíferos, como gambá (*Didelphis sp.*), furão (*Galictis cuja*), coati (*Nasua nasua*), macaco prego

(*Cebus apella*), irara (*Eira barbara*), e veado (*Mazama gouazoubira*), e réptil como o teiú (*Tupinambis teguixim*) dos quais o veado e o macaco prego puderam ser observados durante os trabalhos de campo.

4.2 - Face de exposição e Efeito de Borda

Comparando-se os dados de mortalidade e recrutamento em relação às faces de exposição sul e norte, observa-se que a mortalidade foi maior do que o recrutamento nos transectos da face norte (Luz e Seringa), podendo indicar maior degradação nesta face. As diferenças observadas entre as faces foram estatisticamente significativas, tanto para mortalidade ($p < 0,001$) como para recrutamento ($p = 0,001$). Porém, ao analisar separadamente o transecto Colônia esta diferença não foi significativa ($p = 0,78$) para mortalidade e ($p = 0,74$) para recrutamento, evidenciando as diferenças encontradas neste transecto quando comparado aos demais.

No transecto Colônia (face sul) observou-se um número elevado de recrutamento (TABELA 4). A observação visual deste transecto mostrou estar em estágio inicial de sucessão devido a distúrbios recentes, o que provocou um aumento no número de indivíduos com DAP menores, devido a dinâmica de recuperação. Para os demais transectos observou-se um estágio mais avançado da sucessão. Desta maneira, a face sul apresenta-se mais degradada que a face norte, devido a maior intensidade de indivíduos arbóreos cobertos de cipós e maior frequência de clareiras, apesar das

diferenças (Δ) entre o recrutamento e a mortalidade serem positivas (TABELA 4). Este resultado contraria o padrão encontrado em outros fragmentos onde a maior degradação ocorre na face norte; isto pode ser explicado pela intensa ocorrência de ventos fortes na face sul do fragmento.

Analisando-se todos os transectos em conjunto, observa-se que 62,5% das espécies mais abundantes (maior que cinco indivíduos) tiveram maior número de indivíduos em 1997 do que em 1991 (TABELA 1). Para classes de distância da borda, na maioria dos casos o recrutamento foi maior do que a mortalidade (FIGURA 8), indicando um aumento na comunidade arbórea.

TABELA 4: Porcentagem de mortalidade e recrutamento e área basal por transecto e faces norte e sul do fragmento.

Transecto	FACE	Mortalidade	Recrutamento	Δ (R-M)	Área basal 97 m ² /ha
		(M) %	(R) %		
Luz	Norte	24,2	21,8	-2,4	10,758
Seringa	Norte	24,9	23,0	-1,9	10,659
Cedro	Sul	17,9	18,4	0,5	10,824
Colônia	Sul	16,7	31,9	15,2	13,260
média total		21,6	23,1	20,0	11,37
p		<0,001	0,001		

A análise da Tabela 5 evidencia que quase a metade (45,45%) das espécies mais abundantes apresentaram um aumento no número de indivíduos de 1991 para 1997 na face norte e eventual decréscimo na face sul, enquanto que para as demais espécies a posição em relação à luz solar não afetou a variação no número de indivíduos, com exceção de *Metrodora*

nigra que aumentou o número de indivíduos somente nos transectos da face sul e *Esenbeckia febrifuga* que apresentou um decréscimo acentuado no transecto Colônia.

Estas duas últimas espécies são classificadas como reprodutoras à sombra e portanto o maior número de indivíduos e o aumento deste nos transectos da face Sul podem ser devidos à condição ambiental menos favorecida pela luz. O decréscimo no número de indivíduos de *E. febrifuga* observado no transecto colônia pode ser explicado pelo distúrbio ocorrido, pois como esta é uma espécie reprodutora à sombra, sua regeneração deve ocorrer em estágio sucessional mais avançado.

TABELA 5: Número de indivíduos levantados em 1991 e 1997, para as espécies de maior densidade, em relação aos transectos das bordas Norte e Sul. E as diferenças Δ no número de indivíduos de 1991 para 1997.

Espécies	Face Norte				Face Sul				Δ %
	Luz		Seringa		Cedro		Colônia		
	91	97	91	97	91	97	91	97	
<i>Chorisia speciosa</i>	-	4	-	-	2	2	-	4	150
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	2	10	21	5	17	1	0	135
<i>Machaerium nyctitans</i>	-	2	3	17	1	1	7	1	90
<i>Galipea multiflora</i>	13	19	-	5	1	3	3	5	88
<i>Ingá spp</i>	3	5	3	3	4	5	2	2	33
<i>Metrodora nigra</i>	56	53	3	3	12	20	-	14	26
<i>Croton floribundus</i>	6	12	15	20	23	26	27	20	11
<i>Cabralea canjerana</i>	4	8	4	5	2	2	6	2	0
<i>Casearia sylvestris</i>	-	-	13	17	-	-	4	-	-6
<i>Astronium graveolens</i>	13	17	19	23	10	11	25	11	-7
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	3	3	6	5	11	11	37	5	-57
TOTAL	16	20	63	119	21	22	99	16	

Analisando-se o número de indivíduos levantados em diferentes classes de distâncias da borda, para os diferentes transectos (FIGURA 8), observa-se que até 50 m da borda para o interior (classe 1), todos os transectos apresentaram alta densidade de indivíduos mostrando algum efeito de borda, em relação à densidade, onde se evidencia uma queda do número de indivíduos da borda para o interior.

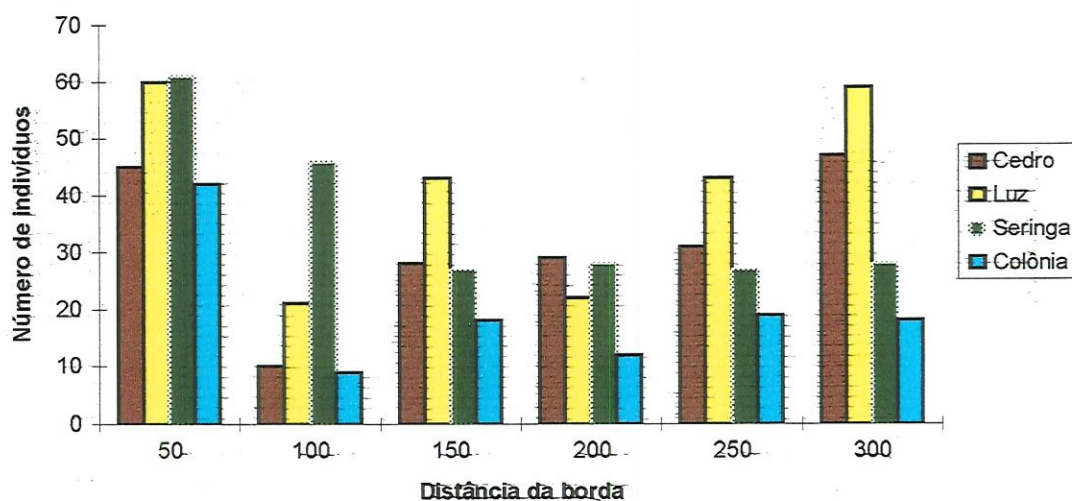


FIGURA 8: Número de indivíduos presentes nos diferentes transectos em relação às classes de distância da borda (Parcelas de 500m²).

Comparando-se as taxas de recrutamento e de mortalidade, para todos transectos, nota-se que, entre as distâncias de 0 a 50 m e de 160 a 290 m da borda, a taxa de recrutamento foi superior à taxa de mortalidade (FIGURA 9). Já no intervalo de 50 a 160 metros, a taxa de mortalidade foi superior à taxa de recrutamento, o que poderia indicar degradação. Contudo, neste mesmo intervalo, o crescimento medido pelas diferenças na área basal

foi positivo (FIGURA 10). Desta forma, analisando-se os dados das taxas de mortalidade e de recrutamento juntamente com as diferenças de área basal, pode-se supor que em algum transecto, nesta classe de distância, houve maior competição entre indivíduos jovens ocasionando aumento de mortalidade. Esta hipótese não foi comprovada estatisticamente, pois a análise de variância para efeito das parcelas de 100 m² sobre a taxa de mortalidade ($p = 0,4204$) não foi significativa.

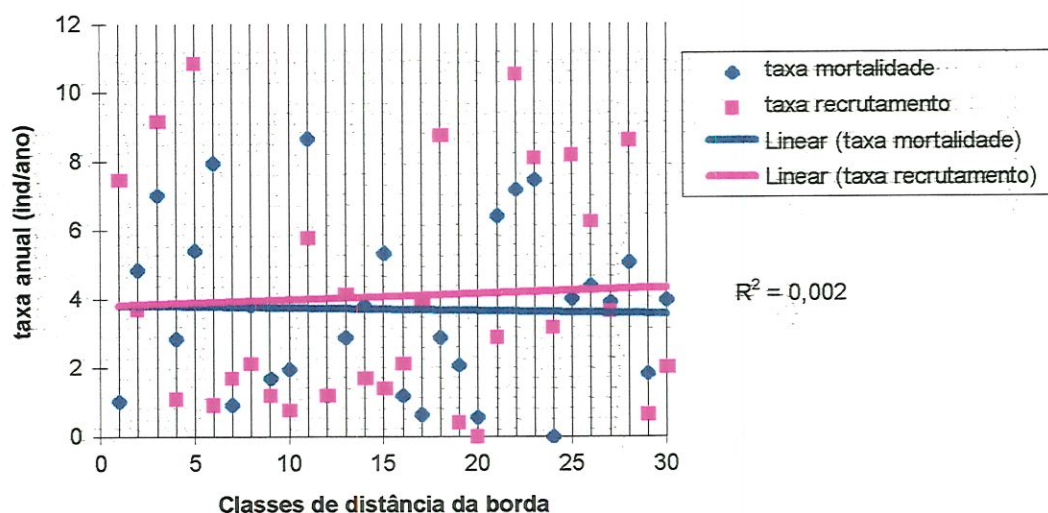


FIGURA 9: Taxa de mortalidade e taxa de recrutamento, em relação às distâncias da borda para o interior do fragmento.

Comparando-se os dados de diferença entre área basal obtidos em 1991 e 1997 para o total de indivíduos, indivíduos vivos² e sobreviventes, nota-se que nas parcelas de 10X10m (FIGURA 10) não houve uma tendência clara de efeito de borda em relação às classes de distância da borda, fato confirmado pela ausência de significância para estas parcelas,

² sobreviventes de 1991 + recrutados de 1997

quando avaliados o total de indivíduos vivos (DFABvivos) ($p = 0,429$) e total de sobreviventes (DABsobr) ($p = 0,0729$).

Varição da área basal

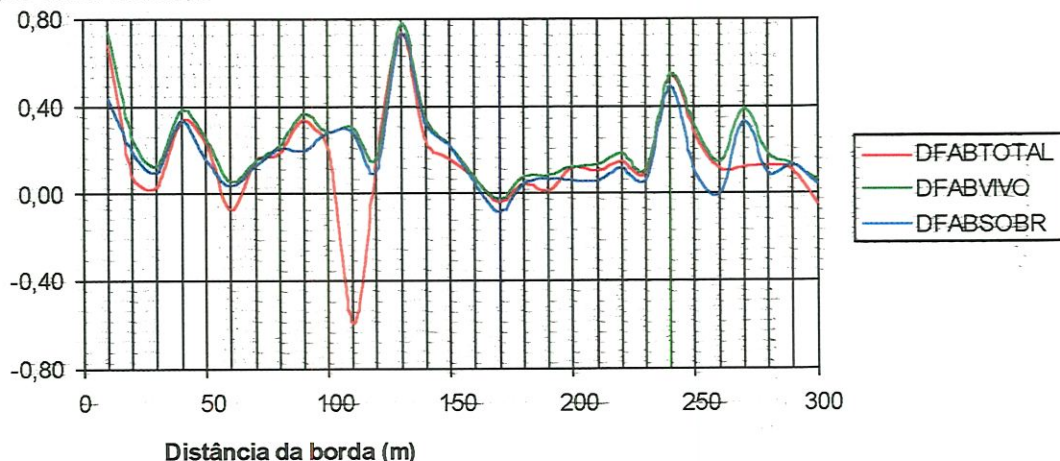


FIGURA 10: Variação da área basal no sentido borda interior. DABtotal: diferença entre área basal total; DABvivo: diferença entre área basal de vivos; DABsobr: diferença entre área basal de sobreviventes.

Para a maioria das parcelas, o fragmento apresentou crescimento líquido positivo (FIGURA 10), ou seja, a área basal para o total de indivíduos, indivíduos vivos e sobreviventes foi sempre maior em 1997 do que em 1991. O menor crescimento ocorreu na parcela situada entre os 100 e 120 m da borda (FIGURA 10), onde o diferença de área basal total foi negativa, porém nada indica que tenha sido causado por algum fator relacionado à borda do fragmento. Este resultado deve ter sido causado pela morte de indivíduos, pois, nesta mesma parcela, a área basal de indivíduos vivos e sobreviventes foi positivo (FIGURA 10), indicando que as condições ambientais foram favoráveis à regeneração e crescimento das espécies.

A análise da dinâmica do crescimento mostra também que, não houve efeito de borda significativo (FIGURA 9). Somente para a taxa de recrutamento houve significância para o efeito da parcela (parcelas de 100 m²), porém, esta não esteve relacionada ao efeito de borda (FIGURA 9), desde que, a menor taxa de recrutamento ocorreu em torno da distância de 100 m da borda. A taxa de mortalidade foi semelhante em todas as parcelas (FIGURA 9) e, a taxa de sobrevivência, embora tenha variado bastante (FIGURA 9), não foi estatisticamente significativa ($p = 0,425$), sendo sua variação atribuída totalmente ao acaso.

Com base na análise de campo pode-se verificar, que ao longo de todo transecto, a maioria das árvores estavam cobertas por cipós e haviam muitas clareiras dificultando a evidência de efeito de borda. Talvez, a análise de indivíduos com DAP inferior a 5 cm pudesse evidenciar um efeito de borda significativo, conforme sugerido por WILLIAMS-LINERA (1993), pois o processo de fragmentação alterou toda a estrutura da floresta, fazendo com que, o efeito de borda se estendesse por longas distâncias. Os resultados sugerem algum efeito de borda nos 50 m do limite da floresta, o que deve ser testado com mais detalhe. Com base nos resultados pode-se concluir que pelo fato da fragmentação ser antiga, o efeito de borda se faz sentir em todo o fragmento.

4.3 - Dinâmica e estrutura do fragmento em relação às ecounidades

Dentre as ecounidades avaliadas, a bambu foi a que apresentou menor área total (843 m²) e menor número de indivíduos por hectare (367,7 ind/ha) (Tabela 5). A área total na ecounidade capoeira baixa e capoeira alta foi, respectivamente, de 5.897 m² e 5.260 m², e o número de indivíduos foi, respectivamente, 568,1 ind/ha e 771,9 ind/ha (Tabela 6). O número de espécies/ha foi semelhante entre as três ecounidades, cuja média foi de 150,7 espécies/ha (Tabela 7).

TABELA 6: Número de espécies, indivíduos/ha e área total das ecounidades bambu (BB), capoeira baixa (CB) e capoeira alta (CA)

Ecounidade	Nº espécies.ha ⁻¹	Nº indivíduos.ha ⁻¹	Área total das ecounidades (m ²) %	
BB	142,3	367,7	843	7,0
CB	140,7	568,1	5.897	49,0
CA	169,2	771,9	5.260	44,0

Em todas as ecounidades avaliadas, a porcentagem de mortos foi inferior ao recrutamento, e não houve diferença significativa entre as ecounidades ($p = 0,549$ e $p = 0,437$), respectivamente para porcentagem de mortos e recrutamento). Houve diferença entre as ecounidades ao analisarmos os dados de DAP ($p = 0,039$) sendo a capoeira baixa a de menor DAP médio (TABELA 7).

A ecounidade bambu foi a que apresentou menor recrutamento, porém, com maior porcentagem de sobreviventes. Isto se deve ao bambu ser uma espécie agressiva e densa, dificultando a regeneração de outras

espécies. Provavelmente, o recrutamento observado de 22,6% ocorreu devido a frutificação e morte de algumas touceiras de bambu, conforme observado em campo; este fato propiciou condições ambientais para que outras espécies se regenerassem.

TABELA 7: Análise de variância para efeito das ecounidades (Eco) sobre as porcentagens de mortalidade (mortos), de recrutamento (recrut), de sobrevivência (sobrev), DAP médio (DAP), área basal total de 1997 (AB-97) e índice de diversidade (ID).

Eco	mortos	recrut	sobrev	DAP	AB-97	ID
	%	%	%	(cm)	(ha)	
Bambu	12,9	22,6	64,5	15,4	0,36	2,21
C.baixa	15,8	36,8	47,3	10,2	0,18	2,90
C.alta	21,8	29,1	49,1	11,0	0,22	3,29
média	21,6	23,1	53,6	10,9	0,25	
p	0,549	0,437	0,298	0,039	0,053	

Na avaliação ecológica rápida, não foi observado nenhuma área de mata madura, indicando que o processo de fragmentação afetou em grandes escalas a estrutura da floresta. Sendo assim, o fragmento apresenta grandes proporções de ecounidades em fases intermediárias de sucessão (TABELA 6).

Embora não se possa comparar estatisticamente os índices de diversidade para as diferentes ecounidades, pode-se observar que a ecounidade bambu foi a que apresentou o menor índice (TABELA 7), conforme o esperado, devido à agressividade do bambu. Os resultados obtidos para capoeira alta e baixa também estão de acordo com o esperado, pois quanto mais avançado o estágio sucessional, maior é o índice de diversidade (Tabela 7).

A análise estatística dos dados mostrou, que não houve diferenças significativas entre a estrutura e dinâmica das três ecounidades, o que é confirmado pela análise discriminante, onde o agrupamento foi melhor definido por transecto do que pela ecounidade (FIGURA 11), sendo a única exceção o transecto 1 (Cedro) em que suas ecounidades agruparam-se junto à ecounidades dos outros transectos.

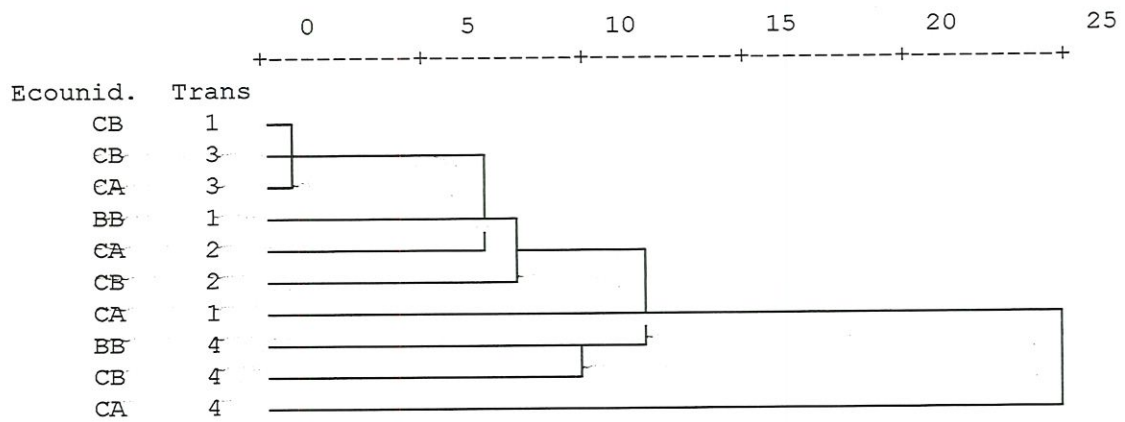


FIGURA 11: Dendrograma da distância euclidiana entre espécies e diferentes ecounidades, bambuzal (BB), Capoeira Baixa (CB) e Capoeira Alta (CA) para as variáveis diferença da área basal de vivos (DABvivos), diferença da área basal de sobreviventes (DABsobrev), diferenças de área basal total (DABtotal), mortos, recrutados e sobreviventes. Os transectos 1, 2, 3 e 4 referem-se aos transectos Cedro, Luz, Seringa e Colônia, respectivamente.

5. Conclusões

Os resultados deste trabalho indicam que, o fragmento encontra-se em processo de mudança na estrutura da comunidade de espécies arbóreas, onde 26,4% das espécies tiveram um aumento do número de indivíduos, 43,4% das espécies diminuíram suas populações e 30,2% permaneceram constantes, além disso as espécies que tiveram um aumento significativo foram aquelas que apresentaram maior densidade. A elevada proporção de espécies com populações em declínio sugere a existência de um processo de empobrecimento da diversidade biológica. A análise da mortalidade (21,6% de 1991 para 1997) e o recrutamento médio (23,1% de 1991 para 1997), indica que na média, o fragmento não se encontra em degradação. Sendo assim, a predição levantada não foi confirmada na análise geral do fragmento, pois a taxa de mortalidade não foi superior à taxa de recrutamento. Entretanto, essa predição foi verdadeira quando foram feitas análises em transectos individuais, indicando que na metade dos transectos (2), a comunidade de espécies arbóreas está em processo de degradação, podendo inclusive apresentar algumas espécies em perigo de extinção local. Nestes transectos, localizados na face norte, a mortalidade (24 %) foi superior ao recrutamento (22 %). Um dos transectos (Colônia) teve forte

regeneração, dominado por *M. nigra*, *G. multiflora* e *C. leucoma*, depois de um distúrbio natural. Esses resultados mostram a complexidade da dinâmica de comunidades e espécies arbóreas no fragmento.

Como sua estrutura é de uma floresta perturbada, devido à fragmentação antiga, não foi evidenciado um efeito de borda significativo, além dos primeiros 50 m. Este fato rejeita a predição levantada para este caso e estudo que pressupõe menor diversidade, maior taxa de mortalidade e menor taxa de recrutamento nas áreas próximas a borda. Possivelmente o efeito de borda foi avançando por toda a extensão do transecto, eliminando as diferenças entre as distâncias da borda acima de 50 m. O efeito de borda é confundido com as clareiras presentes ao longo dos transectos, depois dos 50 m.

Ocorreu predominância das ecounidades capoeira baixa e capoeira alta, indicando estágios secundários de regeneração. Com relação à segunda hipótese levantada no presente trabalho, conclui-se que a estrutura e a dinâmica das espécies em alguns elementos, ou seja, porcentagem de indivíduos mortos e vivos, área basal, não variaram em relação às ecounidades, apresentando um número de espécies semelhante entre as ecounidades e porcentagem de mortos inferior ao recrutamento em todas as ecounidades. E com relação ao DAP houve diferença significativa entre às ecounidades.

Com vistas à manutenção da biodiversidade e da auto sustentabilidade da floresta, algumas espécies apresentaram baixa regeneração natural e acentuado processo de diminuição populacional. Especialmente para essas espécies são recomendadas algumas intervenções, como por exemplo, o corte seletivo de cipós ao redor de matrizes remanescentes, e um plantio de enriquecimento ao redor do fragmento, com o objetivo de facilitar a sucessão, diminuir a mortalidade e aumentar o recrutamento de espécies ameaçadas de extinção. As espécies que experimentarem reduções marcantes de indivíduos são: *T. pallida*; *E. febrifuga*; *C. obliqua*; *H. coubaril*; *A. plyphylla*; *P. elegans*; *A. sellowiana* e *A. ramiflorum*. Essas espécies devem merecer atenção especial na elaboração de ações conservacionistas.

5.1 Recomendações

O fragmento em estudo é de grande valor conservacionista e diferenciado, por sua alta diversidade e localização, e pertencer à Bacia do Rio Corumbataí que encontra-se hoje com sérios problemas relacionados ao desmatamentos já ocorridos que refletem na qualidade de suas águas. E pela sua importância para a conservação da biodiversidade, e valor paisagístico são necessárias ações de recuperação.

Seria portanto recomendável a sua preservação em forma de RPPN, de acordo com legislação específica, Decreto nº 1922, de 05/06/96, que dispõe

sobre o reconhecimento das Reservas Particulares do Patrimônio Natural. Esta deverá ser reconhecida por iniciativa de seu proprietário e mediante a portaria do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente - IBAMA. Recomenda-se também a união com os demais fragmentos pertencentes à fazenda contribuindo dessa forma, para uma melhor conservação da variabilidade genética e conseqüente sustentabilidade do fragmento.

Sugere-se ainda a implantação de uma parcela localizada no meio do fragmento, ou a extensão dos transectos existentes que então atravessem o fragmento, para um melhor diagnóstico do efeito de borda.

6. Referências Bibliográficas

- ABATE, T. (1992). Environmental rapid – assessment programs have appeal and critics. *Bioscience*, Washington, v.42, n.7, p.486-9.
- BASSAB, W.O., & MIASAK, É.S., ANDRADE, D.F. (1990). Introdução à análise de agrupamentos. In: 9º SIMPÓSIO BRASILEIRO DE PROBABILIDADE E ESTATÍSTICA, São Paulo, 1990. *Anais*. São Paulo, IME/USP P.105.
- BATISTA, J. L. F. (1994). Spatial dynamics of trees in an Brazilian Atlantic Tropical forest under natural and managed condition. Washington, 327p. *Thesis (Ph. D.)* University of Washigton.
- BIERREGAARD, R. O., STOUFFER, P. C. (1997). Understory birds and dynamic habitat mosaics in amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, University of Chicago Press, p.55-70
- BIERREGAARD, R.O. (1997). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago, University of Chicago Press, p.333-345.
- BRITO, J.O. (1980). *Sucessão em florestas tropicais*. Seminário apresentado à disciplina Fitofisiologia Ecológica, Piracicaba, LCF-ESALQ-USP/.
- BRADSHAW, F. J. (1992). Quantifying edge effect and patch size for multiple- use silviculture - a discussion paper. *Forest Ecology and Management*, v.48, n.3-4, p.249-264.
- BROWER, J. E. & ZAR, J. H., 1984. Field and laboratory methods for general ecology. *WMC Publishers*, Dubuque.

- BROWN, N. A. (1996). A gradient of seedling growth from the centre of a tropical rain forest canopy gap. *Forest Ecology and Management*, v.82, p.239-244.
- BURKEY, T.V. (1989). Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos, Copenhagen*, v.55, p.75-81.
- CALEGÁRIO, N.; SOUZA, A. L. de; MARANGON, L.C.; SILVA, A. F. (1993). Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. *Revista Árvore, Viçosa*, v.17, n.1, p.16-29.
- CAMPBELL, E. J. F. & NEWBERY, D. McC. (1993). Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in, East Malaysia. *Journal of Tropical Ecology, Cambridge*, v.9, n.4, p.469-90.
- CAVASSAN, O. (1982). *Levantamento fitossociológico da vegetação arbórea da mata da Reserva Estadual de Bauru utilizando o método de quadrantes*. Rio Claro. Dissertação (mestrado) - UNESP.
- CASTELLANI, T.T. & STUBBLEBINE, W.H. (1993). Sucessão secundária em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista. brasil. Bot.* v.16, n.2, p.181-203.
- CATHARINO, E.L.M. (1989). *Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológico em matas residuais secundárias no município de Piracicaba, SP*. Campinas. Dissertação (mestrado) - Universidade de Campinas (UNICAMP).
- CESAR, O. & LEITÃO FILHO, H. F. (1990). Estudo florístico quantitativo de mata mesófila semidecídua na fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.50, n.1, p.133-147.
- CETRA, M. (1992). *Relação espécies - abundância e diversidade da mata da Fazenda São José, nos municípios de Rio Claro e Araras, SP*. Trabalho de Formatura, Instituto de Biociências, Rio Claro, UNESP. p.52.
- CLARK, D.B.; CLARK, D.B.; Rich, P.M. (1993). Comparative analysis of microhabitat utilization by saplings of nine tree species in neotropical rain forest. *Biotropica*, St. Louis, v.25, n.4, p.397-407.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; Foster, R.B. (1992). Short-term dynamics of a neotropical forest. *BioScience*, v.42, n.11, p.822-828.

- CONNELL, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, v. 199, p. 1302-1310.
- CORLETT, R.T. & TURNER, I.M. (1997). Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong. In: LAURANCE, W.F. &
- COSTA, L.G. da S. (1992). *Estrutura e dinâmica de trecho de mata mesófila semidecídua, na estação ecológica de Ibicatu, Piracicaba, SP*. São Paulo. Dissertação (mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- CRUZ, J. C. (1995). Características Térmicas da Camada Intra-urbana em Rio Claro (SP). *Tese de Mestrado*. Instituto de Geociências e Ciências Exatas de Rio Claro. 189p.
- CURTIS, J. T. & McINTOSH, R.P. (1950). The inter relations of certain analytic and synthetic physiological characters. *Ecology*, v.31, p. 434-455.
- ELTON, C. (1927). *Animal Ecology*. London, Sidgwick and Jackson.
- ENGEI V.L. (1993). *Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais*. Série Técnica Floresta, Botucatu, v.1, n.1, p.1-21.
- FAHRIG, L. & Merriam, G. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, Cambridge, v.8, n.1, p.50-59.
- FERRETTI, A.R. (1995). Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação no estado de São Paulo. *Floresta Estatístico*, v.3, n.7, p.73-77.
- FRAVER, S. (1994). Vegetation responses along edge to interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology*, v.8, n.3, p.822-832.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. (1993). *Atlas: Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio Mata Atlântica no período 1985-1990*. Relatório de São Paulo.
- GANDOLFI, S. (1991). *Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área do Aeroporto Internacional de Guarulhos-SP*. Campinas. Dissertação (mestrado) - Instituto de Biologia, UNICAMP.
- HARRIS, L.D. (1984). *The fragment forest. island biogeography and the preservation of biotic diversity*. Chicago, The University of Chicago Press.

- HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. (1990). Structure, dynamics and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In: GENTRY, A. H. ed. *Four Tropical Forests*, Yale University Press. p.522-541.
- HUECK, K. (1979). *As florestas da América do Sul. Ecologia, composição e importância econômica*. Brasília, Editora da Universidade de Brasília, São Paulo, Editora Polígono S/A.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (1992). *Manual Técnico de Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro.
- JARDIM, F.C. (1993). *Dinâmica de sucessão natural em clareiras de florestas tropicais*. Documentos 010, Sociedade de Investigações Florestais, Viçosa.
- KAPOS, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical Ecology*, New York, v.5, n.2, p.173-85.
- KOEPPEN, W. (1948). *Climatologia*. México, Fundo de Cultura Econômica.
- KOOP, H.; RIJKSEN, H.; WIND, J. (1994). Tools to diagnose forest integrity: an appraisal method substantiated by silvi-star assessment of diversity and forest structure. In: BOYLE, T. J. B. ; BOON TAWEE, B. (eds.). *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest*. Tailândia: CIFOR/IUFRO. p. 309-334.
- LAURANCE, W. F. (1991). Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the designs of nature reserves. *Biological Conservation*, vol.57, p.205-219.
- LAURANCE, W. F. (1997). Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGAARD, R.O (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, University of Chicago Press, p.71-83.
- LEITÃO FILHO, H.F. (1982). Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo*, vol.16, n.1, p.197-202. Anais do 1º Congresso Nacional sobre essências nativas.

- LEITÃO FILHO, H.F.; PAGANO, S.N.; CESAR, O.; TIMONI, J.L. & RUEDA, J.J. (1993). *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo, Editora da Universidade Estadual Paulista.
- LORENZI, H. (1992). *Árvores Brasileiras*. Nova Odessa, Editora Plantarium.
- MALCOLM, J.R. (1994). Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology*, vol.75, p.2438-2445.
- MARTINEZ - RAMOS, (1985). Claros, ciclos vitales de los arboles tropicales y regeneracion natural de las selvas altas perennifolias. In: GOMEZ - POMPA, A & AMO, S.R. (eds); *Investigaciones sobre la Regeneracion de Selvas Altas en Veracruz, Mexico*. Alhamba Mexicana, Mexico: Inirb. v.2, p.191-240.
- MARTINS, F.R. (1979). *O método de quadrantes e a fitossociologia de uma floresta residual do interior do Estado de São Paulo: Parque Estadual de Vassununga*. São Paulo. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- MARTINS, F.R. (1991). *Estrutura de uma Floresta Mesófila*. Campinas, Ed. UNICAMP (série Teses).
- MARTUSCELLI, P. (1996). *Estratégias para a conservação da biodiversidade no estado de São Paulo*. PROBIO/SMA São Paulo.
- MENGES, E.S. (1991). Seed germination percentage increases with population size in a fragmented prairie species. *Conservation Biology*, v.5, p.158-64.
- NASON, J.D.; ALDRICH, P.R.; HAMRICK, J.L. (1997). Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R.O. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago, University of Chicago Press.
- ODUM, E.P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara.
- OLDEMAN, R.A.A. (1983). Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity, In: SUTTON, S.L.; WHITMORE, T.C.; CHADWICK, A.C. (ed.) *Tropical rain forest: ecology and management*. Oxford, Blackwell Scientific Publication.
- PAGANO, S.N. (1985). *Estudo florístico, fitossociológico e de ciclagem de nutrientes em mata mesófila semi-decídua no município de Rio Claro, SP*. Rio Claro. Tese de Livre-Docência - Instituto de Biociências, Universidade do Estado de São Paulo.

- PAGANO, S.N. & LEITÃO FILHO, H. de F. (1987). Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semi-decídua, no município de Rio Claro (estado de São Paulo). *Revta Brasil. Bot.*, v.10, p.49-61.
- PAGANO, S.N. (1989). Produção de folheto em mata mesófila semi-decídua no município de Rio Claro, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, vol.49, n.3, p.633-639.
- PAOLI, A.S. (1981). *Estudo do Balanço Hídrico de Espécies de mata mesófila semi-decídua, no município de Rio Claro*. Rio Claro. Tese de livre docência - Instituto de Biociências, Universidade do Estado de São Paulo.
- PEIXOTO, A.L. & GENTRY, A. (1990). Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revta brasil. Bot.*, v.13, p.19-25.
- PINHEIRO, L.V.F.; Viana, V.M. & VETORAZZI, R. (1995). Mapeamento de ecounidades em fragmentos de floresta estacional semi-decídua através de fotointerpretação. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, Piracicaba, 1995. *Anais*. Piracicaba, SP.
- POR, F.D. (1992). *Sooretama, the Atlantic rain forest of Brazil*. SPD Academic Publishing.
- RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLÂNTICA (1996). In: *IV Seminário Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica*. Sta. Teresa - ES. *Anais SMA/FINESP/UNESCO*. p.63.
- RIZZINI, C.T. (1976). *Tratado de fitogeografia do Brasil. vol.1 - Aspectos Ecológicos*. São Paulo, HUCITEC, Editora da Universidade de São Paulo.
- ROBERTS, M. R.; GILLIAM, F. S. (1995). Patterns and mechanisms of plant diversity in forest ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications*. v:5(4), p.969-977.
- SÃO PAULO (Estado). (1994). *Secretaria do Meio Ambiente. Estabelecimento de metas ambientais e reequadramento dos corpos de água. Bacia do Rio Piracicaba*. São Paulo, Coordenadoria de Planejamento ambiental.
- SCHIERHOLZ, T. (1991). Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. *Ciência Hoje*, v.12, n.71, p.22-29.
- SOUZA, V.A. (1983). *Sucessão em floresta pluvial tropical*. Seminário apresentado à disciplina Ecologia Florestal, Piracicaba, LCF-ESALQ-USP.

- SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D. (1987). Note on the calculation of mortality rates. *Journal of tropical ecology*, V.83, P. 331-333.
- TABANEZ, A.A.J. & VIANA, V.M. (1994). Biology and management of forest fragments in Brazil's Atlantic moist forest. In: INTERNATIONAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY AND THE ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY, Guadalajara, 1994. *Abstracts*. Guadalajara, Universidad de Guadalajara/Society for Conservation Biology/Association for Tropical Biology. p.155
- TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. (1994). Ecologia da paisagem de Piracicaba, SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 45, São Leopoldo, 1994. *Resumos*. São Leopoldo, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. p.76.
- TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M. & DIAS, A. da S, (1997). Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto. *Revista Brasileira de Biologia*, v.67, p.84-96.
- TORQUEBIAU, E. F. (1986). Mosaic patterns in dipterocarp rain forest in Indonesia and their implications for practical forestry. *Trop. Ecol.*, Cambridge, v.2, p. 301-325.
- TROPPEMAIR, H. (1978). *Regiões ecológicas do Estado de São Paulo*. Série Biogeografia, 10. São Paulo, IG, USP.
- TROPPEMAIR, H. (1992). Características naturais e sócio econômicas. In: SEMANA DE DEBATES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE, Piracicaba, 1992. Consórcio Intermunicipal das Bacias do Rio Piracicaba e Capivari, DAEE, FUNDAP, p.161-163.
- TURNER, I.M. (1996). Species loss in Fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, British, v.33, p.200-209.
- TURNER, I.M. & CORLETT, R.T. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, v.11, p.330-333.
- VIANA, V.M. 1987. Ecologia de Populações Florestais Colonizadoras e Recuperação de Áreas Degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA DO SUL E SUDOESTE BRASILEIRA. Academia de Ciências do Estado de São Paulo, v.54, n.1, p.29-39.

- VIANA, V.M. (1989). *Seed dispersal and gap regeneration: the case of three Amazonia tree species*. Cambridge. Thesis (PhD) -Harvard University.
- VIANA, V.M. (1990). Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: VI CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, Curitiba, 1990. *Anais*. Campos do Jordão, Sociedade Brasileira de Silvicultura e Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais.
- VIANA, V.M. (1995). Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. In: FONSECA, G.A.B. (eds.). *Abordagens Interdisciplinares para a Conservação da Biodiversidade Biológica e Dinâmica do Uso da Terra*. Anais. Belo Horizonte, Mg, p.135-154.
- VIANA, V.M. & TABANEZ, A.A.J. (1996). Biology and conservation of forest fragments in the brasilian atlantic moist forest. In: SCHELHAS, J. & GREENBERG, R. (eds.). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington, D.C. Cap.8 , p.151-167.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. & MARTINEZ, J.L.A. (1992). Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 2, São Paulo Instituto Florestal de São Paulo.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J. & BATISTA, J.L.F. (1997). Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist forest. In: LAURANCE, W., BIERREGARD, R.O. (eds). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University Press, Chicago, Cap.23 , p-351-365.
- VOLPATO, M.M.L. (1994). *Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio da mata atlântica; análise fitossociológica*. Viçosa. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- WELDEN, C.W.; HEWETT, S.W.; HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B. (1991). Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. *Ecology*, v.71, n.1, p.35-50.
- WHITMORE, T.C. (1978). Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, Z. *Tropical trees as living living system*. London. Cambridge Univ. Press, p. 639-55.
- WHITMORE, T.C. (1990). *An introduction to tropical rain forests*. Oxford, Clarendon Press.
- WHITMORE, T.C. (1997). Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. *Tropical*

Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. Chicago, University of Chicago Press, p. 3-12.

WILLIAMS-LINERA, G. (1993). Edge vegetation in a cloud forest at Parque Ecologico Clavijero, Xalapa, Vera Cruz, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, v.41, n.3A, p.443-453.

ANEXO 1: Nome científico e número de indivíduos por espécie inventariada (N°), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade absoluta (DeA), densidade relativa (DeR), índice de valor de importância (IVI), índice de valor de cobertura (IVC) e categoria sucessional (CS)

ESPÉCIE	N ind/sp	FA	FR	DeA	DeR	DoR	IVI	IVC	CS
<i>Croton floribundus</i>	78	83,333	0,0575	65,000	0,101	0,165	0,324	0,266	QP
<i>Metrodora nigra</i>	90	66,667	0,0460	75,000	0,116	0,087	0,249	0,203	NP
<i>Astronium graveolens</i>	62	70,000	0,0483	51,667	0,080	0,077	0,205	0,157	OP
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	40	36,667	0,0253	33,333	0,052	0,054	0,131	0,106	OP
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	24	43,333	0,0299	20,000	0,031	0,035	0,096	0,066	RS
<i>Galipea multiflora</i>	32	43,333	0,0299	26,667	0,041	0,020	0,091	0,061	RS
<i>Chorisia speciosa</i>	10	23,333	0,0161	8,333	0,013	0,052	0,082	0,065	OP
<i>Machaerium nycitans</i>	21	43,333	0,0299	17,500	0,027	0,020	0,077	0,047	PI
<i>Ingá spp</i>	16	36,667	0,0253	13,333	0,021	0,030	0,076	0,051	OP
<i>Cabralea canjerana</i>	17	23,333	0,0161	14,167	0,022	0,030	0,068	0,052	OP
<i>Galipea jasminiflora</i>	19	26,667	0,0184	15,833	0,025	0,017	0,060	0,041	NC
<i>Zanthoxylum chiloperone</i>	8	23,333	0,0161	6,667	0,010	0,028	0,055	0,039	PI
<i>Trichilia pallida</i>	14	36,667	0,0253	11,667	0,018	0,008	0,051	0,026	RS
<i>Caesaria sylvestris</i>	17	30,000	0,0207	14,167	0,022	0,007	0,050	0,029	PI
<i>Croton salutaris</i>	10	26,667	0,0184	8,333	0,013	0,015	0,047	0,028	OP
<i>Rudgea jasminioides</i>	11	23,333	0,0161	9,167	0,014	0,013	0,043	0,027	NC
<i>Cariniana estrellensis</i>	10	30,000	0,0207	8,333	0,013	0,008	0,042	0,021	RS
<i>Tipuana tipu</i>	10	16,667	0,0115	8,333	0,013	0,017	0,041	0,030	NC
<i>Hymenaea courbaril</i>	4	13,333	0,0092	3,333	0,005	0,025	0,040	0,030	RS
<i>Guarea macrophylla</i>	8	20,000	0,0138	6,667	0,010	0,015	0,039	0,025	RS
<i>Cupania vernalis</i>	10	20,000	0,0138	8,333	0,013	0,010	0,037	0,023	OP
<i>Trichilia catigua</i>	8	26,667	0,0184	6,667	0,010	0,005	0,034	0,016	RS
<i>Acacia polyphylla</i>	4	13,333	0,0092	3,333	0,005	0,019	0,034	0,024	OP
<i>Machaerium stipitatum</i>	6	16,667	0,0115	5,000	0,008	0,012	0,032	0,020	OP
<i>Guarea kunthiana</i>	5	10,000	0,0069	4,167	0,006	0,017	0,030	0,023	RS
<i>Bauhinia forficata</i>	8	16,667	0,0115	6,667	0,010	0,008	0,030	0,018	PI
<i>Apidosperma cylindrocarpon</i>	8	16,667	0,0115	6,667	0,010	0,004	0,026	0,015	NC
<i>Centropogon tomentosum</i>	6	13,333	0,0092	5,000	0,008	0,007	0,024	0,015	OP
<i>Sebastiania serrata</i>	6	20,000	0,0138	5,000	0,008	0,002	0,024	0,010	RS
<i>Holocalyx balansae</i>	6	13,333	0,0092	5,000	0,008	0,007	0,024	0,014	TO
<i>Allophylus semidentatus</i>	4	6,667	0,0046	3,333	0,005	0,014	0,023	0,019	NC
<i>Nectandra megapotamica</i>	6	16,667	0,0115	5,000	0,008	0,004	0,023	0,012	OP
<i>Eugenia sp</i>	5	13,333	0,0092	4,167	0,006	0,006	0,022	0,012	NC
<i>Casearia obliqua</i>	6	16,667	0,0115	5,000	0,008	0,002	0,021	0,010	RS
<i>Hymenae sp</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,009	0,021	0,014	NC
<i>Dimorphandra exaltata</i>	5	13,333	0,0092	4,167	0,006	0,005	0,021	0,012	NC
<i>Endlicheria paniculata</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,009	0,021	0,014	TO
<i>Guazuma ulmifolia</i>	5	13,333	0,0092	4,167	0,006	0,005	0,020	0,011	OP
<i>Ficus sp</i>	6	13,333	0,0092	5,000	0,008	0,002	0,019	0,010	TO
<i>Platypodium elegans</i>	5	10,000	0,0069	4,167	0,006	0,006	0,019	0,012	NC
<i>Urera baccifera</i>	6	10,000	0,0069	5,000	0,008	0,004	0,019	0,012	PI
<i>Allophylus edulis</i>	7	10,000	0,0069	5,833	0,009	0,002	0,018	0,011	RS
<i>Vernonia difusa</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,007	0,018	0,011	NC
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	13,333	0,0092	3,333	0,005	0,003	0,017	0,008	PI
<i>Lauracea</i>	4	13,333	0,0092	3,333	0,005	0,003	0,017	0,008	NC
<i>Acalypha villosa</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,006	0,017	0,010	NC
<i>Actinostemum communis</i>	4	13,333	0,0092	3,333	0,005	0,002	0,017	0,008	RS
<i>Zeyhera tuberculosa</i>	5	10,000	0,0069	4,167	0,006	0,002	0,015	0,008	TO

ESPÉCIE	N ind/sp	FA	FR	DeA	DeR	DoR	IVI	IVC	CS
<i>Copaifera langsdorffii</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,003	0,015	0,008	TQ
<i>Celtis glydicarpa</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,004	0,015	0,008	NC
<i>Ocotea corymbosa</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,004	0,014	0,007	TO
<i>Cotron sp</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,001	0,013	0,007	OP
<i>Omosiana arborea</i>	3	6,667	0,0046	2,500	0,004	0,005	0,013	0,009	PI
<i>Securinega guaraiuva</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,001	0,013	0,006	TO
<i>Slonea spi</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,001	0,013	0,006	NC
<i>Cardia trichotoma</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,002	0,013	0,006	OP
<i>Rollinia sylvatica</i>	4	10,000	0,0069	3,333	0,005	0,000	0,013	0,006	TO
<i>Marlieria spp</i>	3	6,667	0,0046	2,500	0,004	0,004	0,012	0,008	NC
<i>Rubiaceae</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,004	0,012	0,007	NC
<i>Apidosperma polyrineuron</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,004	0,011	0,007	NC
<i>Citronella spp</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,000	0,011	0,004	NC
<i>Terminalia brasiliensis</i>	3	10,000	0,0069	2,500	0,004	0,000	0,011	0,004	NC
<i>Jacaranda micrantha</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,003	0,011	0,006	OP
<i>Eriotheca candolleana</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,003	0,011	0,006	NC
<i>Tapirira. marchandii</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,003	0,010	0,006	NC
<i>Chryptocharia</i>	3	6,667	0,0046	2,500	0,004	0,001	0,010	0,005	NC
<i>Aegiphila sellowiana</i>	3	6,667	0,0046	2,500	0,004	0,000	0,009	0,004	OP
<i>Cedrela fissilis</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,001	0,009	0,004	RS
<i>Amaioua guianensis</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,001	0,008	0,004	OP
<i>Qualea sp</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,001	0,008	0,003	NC
<i>Piperaceae</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,000	0,007	0,003	NC
<i>Siparuna guianensis</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,000	0,007	0,003	NC
<i>Roupala brasiliensis</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,000	0,007	0,003	RS
<i>Maytenus robusta</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	0,000	0,007	0,003	RS
<i>Diatenopterix sorbifolia</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,004	0,007	0,005	OP
<i>Lonchocarpus guilleminionus</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	-	0,007	0,003	OP
<i>Ocotea spp</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	-	0,007	0,003	TO
<i>Pera obovata</i>	2	6,667	0,0046	1,667	0,003	-	0,007	0,003	RS
<i>Cariniana legalis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,004	0,007	0,005	RS
<i>Rapanea umbellata</i>	2	3,333	0,0023	1,667	0,003	0,002	0,007	0,005	OP
<i>Fobiaceae</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,003	0,007	0,004	NC
<i>Neomitranthes glomerata</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,003	0,007	0,004	OP
<i>Zollernia illicifolia</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,003	0,006	0,004	NC
<i>Alchornea gladulosa</i>	2	3,333	0,0023	1,667	0,003	0,001	0,006	0,004	NC
<i>Citronella megaphylla</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,006	0,004	NC
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,006	0,004	NC
<i>Aparisthium cordatum</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,006	0,003	NC
<i>Actinostemon estrellensis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,006	0,003	NC
<i>Cryptocaria moschata</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,005	0,003	NC
<i>Cabralea multijuga</i>	2	3,333	0,0023	1,667	0,003	0,000	0,005	0,003	NC
<i>Aloysia virgata</i>	2	3,333	0,0023	1,667	0,003	0,000	0,005	0,003	PI
<i>Guarea sp</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,002	0,005	0,003	OP
<i>Stylogyne warmingii</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,003	OP
<i>Inga marginata</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,003	PI
<i>Euterpe edulis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,003	NC
<i>Protium heptaphyllum</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,002	NC
<i>Crysophyllum gonocarpum</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,002	RS
<i>Casearia gossypiosperma</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,005	0,002	PI
<i>Tocoyena guianensis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	NC
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	OP
<i>Piptocarpha auxillaris</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	NC
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	NC
<i>Cabralea glaberrima</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	NC
<i>Psychotria sessilis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,001	0,004	0,002	RS
<i>Myrtaceae</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,000	0,004	0,002	NC
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,000	0,004	0,002	NC

ESPÉCIE	N. ind/sp	FA	FR	DeA	DeR	DoR	IVI	IVC	CS
<i>Apidosperma ramiflorum</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,000	0,004	0,002	RS
<i>Patagonula americana</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,000	0,004	0,002	NC
<i>Prunus sellowii</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	0,000	0,004	0,002	NC
<i>Andira fraxinifolia</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC
<i>Coussare spp</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC
<i>Eugenia blastantha</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC
<i>Sloanea monosperma</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC
<i>Zanthoxylum sp</i>	1	3,333	0,0023	0,833	0,001	-	0,004	0,001	NC

NC=não classificada

Pi=pioneira

TO=Tolerantes

RS=reprodutoras à sombra

NP= não pioneiras