

Universidade do Extremo Sul Catarinense
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

**FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA SINÚSIA ARBÓREA DE UM
FRAGMENTO URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSE
DO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA, SANTA CATARINA**

Rosimar Tertuliano da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade do Extremo Sul Catarinense
para obtenção do Título de Mestre em
Ciências Ambientais.

Orientador:
Prof. Dr. Robson dos Santos

Criciúma, SC
2006

**FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA SINÚSIA ARBÓREA DE UM
FRAGMENTO URBANO DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA
DO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA, SANTA CATARINA**

Rosimar Tertuliano da Silva

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências Ambientais da
Universidade do Extremo Sul Catarinense
para obtenção do Título de Mestre em
Ciências Ambientais.

Área de Concentração:
Ecologia e Gestão de Ambientes Alterados

Orientador:
Prof. Dr. Robson dos Santos

Criciúma, SC
2006

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

S586f Silva, Rosimar Tertuliano.

Florística e estrutura da sinúsia arbórea de um
Fragmento urbano de floresta ombrófila densa do
Município de Criciúma, Santa Catarina. / Rosimar
Tertuliano da Silva; orientador: Robson dos Santos,
-- Criciúma : Ed. do autor, 2006.
61 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma (SC), 2006.

1. Levantamento florístico – Criciúma, SC. 2. Floresta ombrófila – Criciúma, SC. 3. Vegetação – Criciúma. I. Título.

CDD. 21^a ed. 580

Bibliotecária Rosângela Westrupp – CRB 364/14^a -
Biblioteca Central Prof. Eurico Back - UNESC

*Ao Meu Pai Loreni Tertuliano (in memoriam)
que lá de cima ilumina meu caminho.*

AGRADECIMENTOS

Quero expressar meus sinceros agradecimentos, em especial, ao meu orientador Prof. Dr. Robson dos Santos pela orientação, dedicação, sugestões e relacionamento amigo que sempre demonstrou.

A Prof^a Dr^a Vanilde Citadini Zanette pela amizade e importantes sugestões no presente estudo.

Aos amigos, Alecsandro Schardosim Klein, Clair Maria M. Baillargeon e Aline C. B. Figueiró Leandro pela colaboração nos trabalhos de campo e/ou de laboratório.

Ao Botânico Marcos Sobral pela contribuição na identificação e confirmação das entidades taxonômicas.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UNESC por transmitirem suas experiências profissionais e conhecimentos.

Aos colegas do Mestrado em Ciências Ambientais pelo agradável convívio.

Ao meu marido e minha filha pela dedicação, carinho e amor que nunca faltou.

A minha família pelo apoio.

A Deus pela fé e alegria de cada dia.

RESUMO

Dentre as alterações recentes que vêm ocorrendo nas florestas mundiais, destaca-se a fragmentação, resultando em remanescentes naturais com áreas progressivamente menores, isoladas e tomadas em seu entorno pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano. Com a fragmentação antrópica do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na diversidade das comunidades. Fragmentos florestais urbanos ou próximos às cidades são cada vez mais comuns, mas as diretrizes para sua conservação ou mesmo a importância de sua manutenção como reservas naturais são dúvidas freqüentes. Na Mata Atlântica, o ritmo da destruição tem se acelerado, muito desse ecossistema foi e vem sendo destruído, antes mesmo que se tenha conhecimento da riqueza imensurável de espécies, associada a grande complexidade de interações entre organismos. Para o entendimento do efeito de fragmentação florestal é necessário ter-se informações sobre sua composição florística, estrutura comunitária, fenologia, entre outros. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo principal realizar levantamento florístico-fitosociológico de um fragmento (5,2 hectares) de Floresta Ombrófila Densa Submontana (28° 48' S e 49° 25' W, altitude de 34 m) localizado na zona urbana do município de Criciúma, Santa Catarina. O fragmento florestal estudado, constitui-se de vegetação secundária em estágio avançado de regeneração natural. Para o estudo florístico-fitosociológico, optou-se pelo método de parcelas contíguas (100 x 10 m x 10 m). Foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm e estimados seus parâmetros fitossociológicos. Aspectos da vegetação florestal amostrada, como categorias sucessionais, estratégias de polinização e de dispersão, foram abordados. Encontraram-se 137 espécies, distribuídas em 45 famílias. Myrtaceae apresentou a maior riqueza específica (30 spp.), seguida por Lauraceae (14). *Cryptocarya moschata* apresentou o maior valor de importância, seguida por *Psychotria vellosiana* e *Myrcia pubipetala*. Dezoito espécies (13,3%) enquadraram-se como pioneiras; 27 espécies (20,0%) como secundárias iniciais; 55 (40,7%) como secundárias tardias e 34 (26,0%) como climácicas. Das espécies encontradas, 95% apresentaram zoofilia e 78% zoocoria.

ABSTRACT

Among the recent alterations that have been occurring in the world forests, the fragmentation stands out, resulting in natural remnants with smaller progressively areas, isolated and taken in its surround by urban, industrial and agricultural development. With the habitat anthropic fragmentation, the landscape structure is changed, resulting in community diversity changes. Urban forest fragments or near the cities are becoming much more common day by day, but the rules for its conservation or even the maintenance importance as natural reserves are usual doubts. In the Atlantic Forest, the destruction rhythm has been accelerated, much of this ecosystem was and has been destroyed, even before having the knowledge of the unmeasurable richness of species, associated with a huge complexity of interactions among organisms. For understanding the forest fragmentation effect it's necessary to have information about its floristic composition, community structure, phenology, among others. In this context, the present study had as main objective to carry out the floristic-phytosociological survey of a fragmentation (5.2 ha) of Submontane Dense Ombrophilous Forest (28° 48' S and 49° 25' W, 34 m altitude) located in urban zone, Criciúma municipality, Santa Catarina. The forest fragment studied, it's formed by secondary vegetation in advanced stage of natural regeneration. For the floristic-phytosociological study, it was chosen the plot method quadrat, 100 plots with 10 x 10 m. It was sampled all trees individuals with breast height diameter (BHD) ≥ 5 cm and estimated its phytosociological parameters. Aspects of the forest vegetation sampled, as successional categories, pollination syndromes and dispersion, it was approached. It was found 137 species, distributed in 45 families. Myrtaceae presented the greatest specific richness (30), followed by Lauraceae (14). *Cryptocarya moschata* presented the greatest importance value, followed by *Psychotria vellosiana* e *Myrcia pubipetala*. Relating to the successional categories 18 species (13.3%), they were classifical as pioneers; 27 species (20.0%), as early secondaries and 34 (26.0%) as climaxes. From the total, 95% presented pollination by the animals and 78% are dispersed by the animals.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS.....	9
2.1 Objetivo geral	9
2.1 Objetivos específicos	9
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	10
3.1 A área de estudo.....	10
3.2 Metodologia	11
3.2.1 Composição florística e estrutura da comunidade arbórea	11
3.2.2 Grupos funcionais, estratégias de polinização e de dispersão	13
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	14
4.1 Composição florística da sinúsia arbórea	14
4.2 Estrutura da comunidade arbórea	21
4.3 Estratégias de polinização e de dispersão e grupos funcionais.....	35
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	50
6 REFERÊNCIAS	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1:	Vista aérea parcial do Bairro Mina União com destaque (seta) ao fragmento florestal estudado (28° 48' S e 49° 25' W, altitude de 34 m), localizado no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina. Fonte: Prefeitura Municipal de Criciúma (2002).	10
Figura 2:	Vista aérea do Parque Ecológico Municipal José Milanese (28° 48' S e 49° 25' W, altitude de 34 m), Criciúma, Santa Catarina. Fonte: Prefeitura Municipal de Criciúma (2002).	10
Figura 3:	Distribuição percentual das espécies por família amostrada no levantamento do componente arbóreo (DAP ≥ 5 cm) no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	19
Figura 4:	Curva do número cumulativo de espécies por unidade amostral para o componente arbóreo (DAP ≥ 5 cm) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	22
Figura 5:	Distribuição do número de indivíduos amostrados por classes de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	28
Figura 6:	Distribuição do número de indivíduos de <i>Myrcia pubipetala</i> amostrados por classes de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	29
Figura 7:	Distribuição do número de indivíduos de <i>Cryptocarya moschata</i> amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	30
Figura 8:	Distribuição do número de indivíduos de <i>Guatteria australis</i> amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	31
Figura 9:	Distribuição do número de indivíduos de <i>Sorocea bonplandii</i> amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 2,5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.	31
Figura 10:	Classes de alturas dos indivíduos (DAP ≥ 5 cm) amostrados no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano, município de Criciúma, Santa Catarina.	33

Figura 11:	Classes de alturas dos indivíduos (DAP $\geq$ 10 cm) amostrados no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano, município de Criciúma, Santa Catarina.....	34
Figura 12:	Estratégias de polinização das árvores de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, Criciúma, Santa Catarina, expressas pela abundância total de indivíduos (A) e pela riqueza total de espécies (B), em cada categoria.....	38
Figura 13:	Estratégias de dispersão de sementes das árvores num fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, Criciúma, Santa Catarina, expressas pela abundância total de indivíduos (A) e pela riqueza total de espécies (B), em cada categoria.	44
Figura 14:	Distribuição das árvores (número de espécies) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional.....	47
Figura 15:	Distribuição das árvores (número de indivíduos) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional.....	47
Figura 16:	Fenofases de floração e de frutificação ao longo do ano para as espécies amostradas no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano no município de Criciúma, SC.	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1:	Relação das espécies amostradas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana localizado na zona urbana do município de Criciúma, Santa Catarina (28° 48' S e 49° 25' W, altitude de 34 m).	15
Tabela 2:	Árvores com DAP ≥ 5 cm amostradas em 100 parcelas de 10 x 10 m em um fragmento florestal urbano (Floresta Ombrófila Densa), município de Criciúma, Santa Catarina, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos, onde: h = altura média (m); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (indivíduos/ha); DoA = dominância absoluta (m ² /ha); FR = frequência relativa (%); DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); VC = valor de cobertura; VI = valor de importância.	23
Tabela 3:	Relação das 10 primeiras espécies, em ordem decrescente de valor de importância (VI), evidenciando sua posição em relação aos parâmetros estimados, onde DR = densidade relativa; FR = frequência relativa e DoR = dominância relativa.	27
Tabela 4:	Relação das espécies arbóreas (DAP ≥ 5 cm) amostradas em levantamento fitossociológico no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional (GFunc) onde: Pio = pioneira, Sin = secundária inicial, Sta = secundária tardia, Cli = clímax; estratégias de polinização e de dispersão e períodos de floração e de frutificação, onde 1... 12 = janeiro... dezembro; ni = número de indivíduos amostrados.	39
Tabela 5:	Percentual e número de indivíduos (Ni) e de espécies (Ne), relacionados aos grupos funcionais, estratégias de polinização e de dispersão no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano no município de Criciúma, SC. Pio = pioneira; Sin = secundária inicial; Sta = secundária tardia e Cli = Clímax.	49

1 INTRODUÇÃO

Dentre as alterações recentes que vêm ocorrendo nas florestas mundiais, destaca-se a fragmentação, resultando em pedaços progressivamente menores, isolados por áreas tomadas pelo desenvolvimento agrícola, industrial e urbano. Com esse processo antrópico de fragmentação do habitat, a estrutura da paisagem é modificada, resultando em mudanças na composição e diversidade das comunidades (METZGER, 1999).

A fragmentação do habitat é o processo pelo qual grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua área, quanto dividida em dois ou mais fragmentos. Metzger (2001) define fragmento como uma mancha originada por fragmentação, i.e., por subdivisão, promovida pelo homem, de uma unidade que inicialmente apresentava-se sob forma contínua, como uma matriz. Portanto, um processo de ruptura na continuidade espacial de habitats naturais, e que, muitas vezes, ocasiona também ruptura dos fluxos gênicos entre populações presentes nesses habitats (KAGEYAMA; GANDARA; SOUZA, 2003).

Para Metzger (1998), a fragmentação de habitats é um dos mais sérios problemas ecológicos da atualidade e que, na região tropical, grande número de espécies está sendo perdido antes mesmo de serem conhecidas pela ciência. Haja vista que os habitats fragmentados corresponderão à situação padrão no futuro, serão necessárias ações de manejo do ambiente para evitar a erosão da diversidade biológica e dos benefícios inerentes a ela.

De acordo com Primack e Rodrigues (2001), a fragmentação de um habitat pode precipitar a extinção e o declínio da população ao dividir uma população existente em larga escala em duas ou mais subpopulações, cada uma em área restrita. As populações anteriormente contínuas são subdivididas em conjuntos de populações locais menores que podem estar isoladas em maior ou menor grau, dependendo da distribuição espacial dos fragmentos e do poder de dispersão inerente às espécies (SCHNEIDER et al., 2003).

Segundo Morelatto e Leitão-Filho (1995), fragmentos florestais urbanos ou próximos às cidades são cada vez mais comuns, mas as diretrizes para sua conservação ou mesmo a importância de sua manutenção como reservas naturais são dúvidas freqüentes. Florestas tropicais nativas extensas e pouco perturbadas são cada vez mais raras e há premência de sua preservação, pois abrigam alta

riqueza de espécies que estão em seu estado natural. Entretanto, é importante compreender que proteger a biodiversidade, em termos práticos, não significa somente proteger florestas primárias e pouco perturbadas (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1995).

Nesse contexto, pequenas manchas florestais devem ser rigorosamente preservadas e estudadas em seus múltiplos aspectos. A partir deste conhecimento será possível executar, de forma contínua, com medidas de curto (preservação), médio (avaliação) e longo prazo (recuperação e monitoramento permanente), um trabalho mais amplo que possa garantir e aumentar a cobertura vegetal natural. Este é o desafio científico da atualidade e será a tônica do século XXI (LEITÃO-FILHO, 1995).

Rodrigues (1995) afirma que, as respostas dos fragmentos às perturbações são muito heterogêneas, dependendo do tipo, da idade e da regularidade da perturbação, do grau de isolamento e do tamanho do fragmento em questão, mas sempre resultando numa diminuição da diversidade, ocasionada pela diminuição local de espécies. Salienta ainda que não se sabe qual a velocidade e quais as conseqüências dessas alterações e, principalmente, qual a importância das espécies perdidas na manutenção da sustentabilidade dos remanescentes florestais.

Gómez-Pompa e Wiechers (1979) alertaram que, em um futuro próximo, os ecossistemas florestais primários serão exceções e estarão confinados em Unidades de Conservação e devido ao longo tempo de isolamento, fragmentos naturais podem abrigar espécies endêmicas, devendo ser considerados como de alta prioridade para conservação. Tal estratégia, dissociada de uma abordagem que assegure a conservação de extensões mais abrangentes da paisagem, pode não assegurar efetivamente a manutenção de comunidades ecologicamente viáveis no longo prazo, haja vista que as Unidades de Conservação são verdadeiras ilhas que, isoladas em meio à paisagem, sofrem uma deterioração progressiva de seus ambientes, na maioria das vezes a partir das bordas, em face da pressão antrópica e das perturbações naturais (BRITZ et al., 2003).

Mesmo o estabelecimento de uma área protegida não evita que esta venha a sofrer grandes perdas de espécies como conseqüência dos efeitos acumulados da fragmentação e isolamento ao longo do tempo. Portanto, temos que tentar compreender, rapidamente, os intrincados mecanismos que mantêm a

complexidade biótica para poder proteger de forma efetiva a diversidade contida nas Reservas já estabelecidas (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1995).

Segundo Rankin-de-Merona e Ackerly (1987), em geral, a presença de fragmentos florestais numa região dá a impressão inicial que ainda existe uma amostra da comunidade original. Isto na prática não é verdade, pois mesmo antes de completar o isolamento por desmatamento é possível constatar mudanças na composição de espécies no fragmento. Os autores complementam citando Powell (1984) que observou abelhas Euglossine, importantes na polinização de árvores da floresta tropical, cujos movimentos podem ser bloqueados por uma clareira de 100 metros de diâmetro.

Para Rankin-de-Merona e Ackerly (1987), depois do isolamento, ocorrem também mudanças no microclima e na própria estrutura física do fragmento, as quais exercem influências sobre as espécies restantes e que podiam ser eventualmente refletidas em mudanças na composição taxonômica e demográfica. Uma espécie pode estar extinta anos antes da morte do último indivíduo, não sendo necessário que sua densidade populacional seja radicalmente reduzida para afetar o potencial reprodutivo. No caso de espécies dióicas, mudanças na razão sexual e a disponibilidade de polinizadores podem afetar a permanência da população na comunidade (RANKIN-DE-MERONA; ACKERLY, 1987).

Segundo Fiszon et al. (2003), alguns dos principais fatores antrópicos identificados que desencadearam a devastação das florestas nativas foram: caça, exploração agropecuária, queimadas, extração vegetal, lazer, urbanização e implantação de infra-estrutura de transportes, energia e saneamento. Em quase todos eles foram identificados vínculos com atividades e políticas econômicas, ou então, se constituem como estratégias de sobrevivência frente às adversidades destas. Esses levantamentos permitiram perceber que diferentes estágios de fragmentação são decorrentes dos diferentes padrões de desenvolvimento social e econômico nacionais, regionais e locais (FISZON et al., 2003).

Os autores op. cit. enfatizam que a introdução de espécies exóticas de animais e plantas seja de forma deliberada ou em decorrência de alguma atividade de exploração econômica do ambiente, legal ou clandestina, merece atenção permanente. Animais domésticos e silvestres, plantas para cultivo e ornamentação, agentes biológicos para controle de pragas, comensais e parasitas indesejáveis,

são introduzidos em áreas onde não ocorriam naturalmente alterando o habitat e causando a extinção de espécies nativas (FISZON et al., 2003).

O processo de invasão de um ecossistema por uma planta exótica – a contaminação biológica – se dá quando qualquer espécie não natural de um ecossistema é introduzida nele e se naturaliza, passando a se dispersar e a alterar esse ecossistema. A invasão por plantas exóticas afeta o funcionamento natural do ecossistema e tira espaço das plantas nativas (ZILLER, 2001).

As espécies exóticas invasoras são espécies que, pelo processo de contaminação biológica, se tornam dominantes, alterando a fisionomia e a função dos ecossistemas naturais, levando as populações nativas à perda de espaço e ao declínio genético. Espécies exóticas são aquelas que estão inseridas fora de seu limite de ocorrência natural (BECHARA, 2003).

As invasões por plantas exóticas tendem a alterar propriedades ecológicas essenciais, como ciclo de nutrientes, produtividade, cadeias tróficas, estrutura da comunidade vegetal (distribuição, densidade, dominância, funções de espécies), distribuição de biomassa, acúmulo de serapilheira (o que pode aumentar o risco de incêndios), taxas de decomposição, processos evolutivos e relação entre plantas e polinizadores. Podem modificar o ciclo hidrológico e o regime de incêndios, levando à seleção das espécies e, em geral, ao empobrecimento do ecossistema. Há risco de gerar híbridos com as espécies nativas, talvez com potencial invasor ainda maior (ZILLER, 2001).

Os animais domésticos estão entre os que mais invadem os fragmentos, em decorrência da existência de habitações e de atividades econômicas no seu entorno. Faltam estudos sobre o seu impacto na biodiversidade dos fragmentos e para subsidiar o estabelecimento de estratégias que permitam controlar e minimizar essas invasões (FISZON et al., 2003).

Segundo Scariot et al. (2003) em relação às comunidades arbóreas, a maioria dos trabalhos existentes possui enfoque descritivo, sendo que poucos trazem informações sobre a biologia das espécies ou discutem os efeitos da fragmentação sobre estas comunidades, sua estrutura populacional e sua dinâmica e, principalmente, sobre os mecanismos ecológicos.

O conhecimento e a compreensão dos padrões fenológicos das espécies arbóreas nos ecossistemas naturais são de interesse básico nos estudos

ecológicos sobre a biodiversidade, produtividade e organização das comunidades e sobre as interações das plantas com a fauna, sendo também de grande importância em programas de conservação de recursos genéticos, manejo florestal e planificação de áreas silvestres (MOONEY et al., 1980; CAMACHO; OROZCO, 1998).

O estudo das fases ou atividades do ciclo de vida de plantas ou animais e sua ocorrência temporal ao longo do ano (Fenologia), contribuem para o entendimento dos padrões reprodutivos e vegetativos de plantas e animais que delas dependem (MORELLATO, 1995). Estes estudos são de suma importância para compreensão da complexa dinâmica dos ecossistemas florestais, sendo o conhecimento fenológico escasso e fragmentário nas regiões tropicais (FOURNIER; CHARPANTIER, 1975).

As alterações antrópicas nos ecossistemas podem ter impacto profundo sobre animais frugívoros e plantas. Informações provenientes desses indicadores são extremamente úteis por permitir a detecção prematura de problemas capazes de extinguir espécies, ou de alterar comunidades biológicas de modo drástico (ACCACIO et al., 2003; PARDINI, 2004).

O conhecimento gerado pode ser aplicado em várias áreas de atuação, possibilitando determinar estratégias de coleta de sementes e disponibilidade de frutos, o que influenciará a qualidade e quantidade da dispersão das sementes (SCARIOT et al., 2003).

A preocupação da sociedade para com os efeitos da degradação ambiental antrópica tem sido crescente, mas isso não tem contribuído para a diminuição desses processos. No Brasil, apesar da melhoria dos meios de regulamentação e fiscalização, ainda se perde em média cerca de 6% ao ano da superfície atual de Floresta Atlântica *sensu lato* por ano (SOS MATA ATLÂNTICA, 2005).

Segundo Tabarelli e Mantovani (1999), parte das transformações observadas na riqueza, diversidade, densidade de indivíduos e composição de espécies não é, *a priori*, direcional, convergente, progressiva ou organizada pela substituição de espécies ao longo do tempo ou pelo contínuo surgimento de propriedades emergentes. Os autores ainda salientaram que a substituição de espécies não é, necessariamente, o único processo responsável pela restauração da composição florística similar à da floresta não-perturbada, caso ela ocorra.

Mudanças no microclima, na estrutura e nos processos dinâmicos da vegetação decorrentes da fragmentação, podem tornar o meio inóspito para diversas espécies de organismos, ao mesmo tempo em que podem favorecer o estabelecimento de espécies características de áreas abertas (LAURANCE, 1998; TABARELLI; BAIDER; MANTOVANI, 1998; TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004), capazes de competir com as espécies nativas e alterar as características naturais do ambiente.

Segundo Scariot et al. (2003), o tamanho de um fragmento de habitat pode ter efeito direto na sobrevivência das populações de plantas nele contidas, pois podem não conter o tamanho mínimo de populações de determinadas espécies, simplesmente porque quando essas áreas foram isoladas, não continham essas espécies de plantas ou amostraram somente um pequeno número de indivíduos da população. Salientam que esse problema pode ser especialmente crítico para espécies raras, cujo número de indivíduos por área é reduzido.

Além da análise do tamanho e da integridade de cada fragmento, é essencial a análise em escala de paisagem, pois em um conjunto de fragmentos as populações de plantas podem estar sendo extintas de alguns fragmentos, mas colonizando outros e mantendo dessa forma, populações dinâmicas, no que se denomina de metapopulação (METZGER, 1999). Nesses casos, o conjunto de fragmentos atua para determinar a persistência de determinadas populações de plantas na paisagem. Em certas situações, os pequenos fragmentos são importantes elementos da paisagem, promovendo conexões entre fragmentos maiores de habitat ou áreas contínuas (METZGER, 1999; SCARIOT et al., 2003).

Diversas ferramentas são usadas na avaliação de problemas ambientais decorrentes da fragmentação de habitats e na definição de estratégias de manutenção da diversidade biológica de modo preciso, entre estas ferramentas destacam-se: índices de diversidade, bioindicadores, análise de viabilidade populacional, distribuição populacional de espécies e informações georreferenciadas (ACCACIO et al., 2003).

A conservação de áreas de vegetação nativa depende, em grande parte, da sensibilidade e apoio da população, que deve sentir-se como responsável por aquele bem público e entender o significado da sua manutenção. Uma das formas de realizar este entendimento é mostrar, da forma mais simples possível, o que

uma Reserva contém, tornando o conhecimento gerado pelas pesquisas mais acessível ao público em geral (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1995).

Entre os ecossistemas brasileiros, *hotspots* de alta diversidade e endemismo, estão a Floresta Atlântica e a Floresta Amazônica Ocidental (MYERS et al., 2000; SECHREST et al., 2002). Os estudos realizados nestes ecossistemas reforçam a necessidade de investimentos para fins de conservação *in situ*.

Apesar de ainda restarem remanescentes de Mata Atlântica, o ritmo da destruição tem se acelerado, muitos desses ecossistemas foram e vêm sendo destruídos, antes mesmo que se tenha desenvolvido o pleno entendimento dessa enorme diversidade de ecossistemas e da riqueza imensurável de espécies, associada a uma tão grande complexidade de interações entre organismos. A prioridade, no caso da Mata Atlântica, é, portanto desenvolver tecnologias para a restauração dos ecossistemas degradados da maior parte (93%) desse bioma, assim como para a preservação dos fragmentos pouco perturbados (7%) ainda restantes (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A região sul do Brasil, embora localizada fora da região classificada geograficamente como tropical, apresenta como base em aspectos florísticos, fisionômicos e de biologia reprodutiva, as mesmas características das formações vegetais categorizadas como tropicais (NEGRELLE, 1995).

Em Santa Catarina, cerca de 81% do território era originalmente ocupado por florestas (SANTA CATARINA, 1986). Entre as várias tipologias florestais do estado, a Floresta Ombrófila Densa foi considerada como a mais complexa e heterogênea da região sul do país, constatado pelas inúmeras comunidades e associações encontradas unicamente nessa tipologia (LEITE; KLEIN, 1990).

O processo de desmatamento e degradação dos ecossistemas florestais brasileiros, sobretudo da Floresta Ombrófila Densa, ocorreu no início da colonização européia com a ocupação das áreas litorâneas e extração de madeiras nobres. Ao longo dos anos o processo de degradação alcançou índices, ainda, mais alarmantes e novas formas de degradação, foram surgindo, tendo em vista a expansão das fronteiras agrícola e agropecuária. Atualmente somam-se a esses fatores: ocupação desordenada do ambiente, especulação imobiliária, construção de estradas, rodovias, hidrelétricas e indústrias (REIS; REIS; FANTINI, 1994).

Na região do presente estudo (região carbonífera catarinense), estudos fitossociológicos em florestas preservadas foram realizados por Citadini-Zanette (1995) em Orleans, Santos (2003) e Martins (2005), ambos em Siderópolis. Salienta-se a importância destes estudos por contribuírem sobremaneira com o conhecimento e conservação da biodiversidade regional.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Realizar estudo exploratório-descritivo com vistas a subsidiar ações de conservação e manejo de fragmento florestal urbano no município de Criciúma, Santa Catarina.

2.1 Objetivos específicos

- ✓ Caracterizar florístico-estruturalmente a área de estudo, identificando espécies e famílias com maior valor de importância estrutural daquele fragmento;
- ✓ Avaliar aspectos da dinâmica de populações das espécies arbóreas com maior número de indivíduos, visando subsidiar programas de restauração ambiental;
- ✓ Avaliar as espécies amostradas quanto aos seus aspectos sucessionais (grupos funcionais), estratégias de polinização e de dispersão, além de conhecer suas fenofases de floração e de frutificação.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 A área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em um fragmento florestal urbano ($28^{\circ} 48' S$ e $49^{\circ} 25' W$, altitude de 34 m), com 5,2 hectares, integrante do Parque Ecológico Municipal José Milanese (Figuras 1 e 2), com área total de 7,7 hectares, localizado em Criciúma, sul do estado de Santa Catarina.



Figura 1: Vista aérea parcial do Bairro Mina União com destaque (seta) ao fragmento florestal estudado ($28^{\circ} 48' S$ e $49^{\circ} 25' W$, altitude de 34 m), localizado no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina. Fonte: Prefeitura Municipal de Criciúma (2002).



Figura 2: Vista aérea do Parque Ecológico Municipal José Milanese ($28^{\circ} 48' S$ e $49^{\circ} 25' W$, altitude de 34 m), Criciúma, Santa Catarina. Fonte: Prefeitura Municipal de Criciúma (2002).

A área em que foi realizado o presente estudo pertence a Floresta Ombrófila Densa, caracterizada pela presença de fanerófitos (macro e mesofanerófitos), além de lianas e epífitos em abundância que o diferenciam das outras classes de formações. Porém, sua característica ecológica principal reside nos ambientes ombrófilos que marcam muito bem a região florística florestal (IBGE, 1992).

A Floresta Ombrófila Densa apresenta dossel uniforme quanto ao seu colorido, forma das copas e altura, representando uma fitofisionomia muito característica e com poucas variações durante todo o ano (REIS, 1993). Possui uma das maiores biodiversidades do planeta, como também a maior taxa de espécies animais ameaçadas de extinção (TABARELLI; MARINS; SILVA, 2002), sendo classificada como um dos 25 *hotspots* do mundo para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000; SECHREST et al., 2002).

Os ambientes mais expressivos da Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil encontram-se entre, aproximadamente, 30 m e 1000 m de altitude, compreendendo as formações submontana e montana, que apresentam grande variedade de formas de vida, entre elas os epífitos e as lianas (LEITE; KLEIN, 1990). A Formação Submontana, em Santa Catarina, situa-se a partir de 30 até 400 m de altitude e a Formação Montana de 400 até 1.000 m (IBGE, 1992).

Segundo Teixeira et al. (1986) na formação submontana, que cobre a área de estudo, a vegetação florestal original se desenvolvia de forma exuberante sendo constituída por árvores de 25 a 30 m de altura, com largas folhas perenifoliadas, que resultava numa cobertura fechada, de aspecto denso.

O solo desta região é caracterizado como Podzólico Vermelho-Amarelo Latossólico álico e Podzólico Vermelho-Amarelo álico (SANTA CATARINA, 1986). O clima, segundo a classificação de Koeppen (1948 apud OMETTO, 1981) é mesotérmico úmido, sem estação seca definida e com verão quente (Cfa). A umidade relativa anual está entre 80 e 85%, sendo a precipitação média na região carbonífera catarinense de 1.400 a 1.600 mm/ano (SANTA CATARINA, 1991).

3.2 Metodologia

3.2.1 Composição florística e estrutura da comunidade arbórea

Utilizou-se o método de parcelas contíguas (MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Foi estabelecido como amostragem um hectare, subdividido

em 100 parcelas de 10 x 10 m. A coleta do material botânico foi realizada dentro da área amostral durante o período de julho a outubro de 2004 com incursões diárias no interior do fragmento florestal.

Todos os indivíduos arbóreos (conforme MARTINS, 1991) com DAP $\geq$ 5 cm foram mensurados com paquímetro digital ou fita diamétrica, estimou-se a altura das árvores com o auxílio de uma haste de alumínio de 9 m. Os ramos férteis ou vegetativos foram coletados para posterior herborização e identificação botânica, as quais utilizaram-se bibliografias especializadas, comparação com exsicatas de herbários regionais e auxílio de especialistas botânicos, quando necessário. O material vegetal coletado para identificação está depositado no Herbário Pe. Dr. Raulino Reitz (CRI) da UNESCO. A delimitação familiar segue em sua apresentação as propostas de Tryon e Tryon (1982) para Pteridophyta e Cronquist (1988) para Magnoliophyta.

Com os dados obtidos calcularam-se os parâmetros fitossociológicos usuais para as espécies encontradas: frequência (F), densidade (D) e dominância (Do), absolutas (A) e relativas (R) e o valor de cobertura (VC) e de importância (VI) de acordo com Müller-Dombois e Ellenberg (1974).

$$FA = \frac{p_i}{P} \times 100$$

$$FR = \frac{FA}{\sum FA} \times 100$$

$$DA = \frac{n}{\text{área}} \times 10.000 \text{ m}^2$$

$$DR = \frac{n}{N} \times 100$$

$$DoA = \frac{G_i}{\text{área}} \times 10.000 \text{ m}^2$$

$$DoR = \frac{G_i}{\sum G_i} \times 100$$

$$VC = DR + DoR$$

$$VI = DR + FR + DoR$$

$$g = \frac{\pi}{4} \times d^2$$

$$G_i = \sum g$$

onde:

p_i = número de parcelas com ocorrência da espécie i ;

P = número total de parcelas;

n = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos;

g = área basal de cada indivíduo;

d = DAP de cada indivíduo, em centímetros;

G_i = área basal total da espécie i .

Para estimar a suficiência amostral foi empregada a curva do coletor (curva espécie-área).

A comparação florística foi feita entre a comunidade arbórea amostrada no presente estudo e levantamentos florísticos realizados, no sul de Santa Catarina, por Citadini-Zanette (1995) e Martins (2005), nos municípios de Orleans e Siderópolis, respectivamente. Utilizou-se o índice de similaridade de Sorensen (ISs), comumente utilizado para comparar dados florísticos qualitativos entre comunidades.

$$\text{Índice de Similaridade de Sorensen (ISs): } ISs = \frac{2c}{a + b + 2c} \times 100, \text{ onde:}$$

a = número de espécies restrita à área a;

b = número de espécies restritas à área b;

c = número de espécies comuns às áreas a e b.

3.2.2 Grupos funcionais, estratégias de polinização e de dispersão

As espécies arbóreas amostradas foram enquadradas em categorias sucessionais de acordo com Budowski (1965, 1970), que identifica quatro grupos funcionais: pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax.

A classificação das estratégias de polinização e de dispersão foi estabelecida segundo as indicações de Van Der Pijl (1972) e Faegri e Van Der Pijl (1979). Para a dispersão, seguiu-se também Morellato (1995) que dividem os diásporos em grupos, de acordo com as características que definem seu modo de dispersão: a) zoocóricos, quando possuem características próprias para dispersão por animais (polpa carnosa, semente arilada, pigmentação); b) anemocóricos, ao apresentar características de dispersão pelo vento (alas e outros mecanismos de flutuação) e c) autocóricos, quando o diásporo não apresenta adaptações nítidas para nenhuma das outras formas de dispersão. Neste caso, os diásporos, podem ser barocóricos (dispersos por gravidade) ou podem ainda, apresentar dispersão explosiva.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição florística da sinúsia arbórea

As florestas tropicais possuem alta riqueza de espécies, o que significa dizer que numa pequena área florestal coexiste grande número de espécies, de diferentes formas de vida e com abundâncias variadas. Essa elevada biodiversidade da região tropical, ao contrário do que ocorre nas regiões temperadas, é consequência da atuação complexa de um grande número de fatores, cada qual com importância variada no tempo e no espaço, como: estabilidade dos climas tropicais, diversidade de seus ambientes, atuação de animais herbívoros no controle populacional de espécies vegetais, interação animal-plantas, entre outros (RODRIGUES, 1995).

No presente estudo foram amostradas 137 espécies de porte arbóreo, pertencentes a 45 famílias botânicas (tabela 1). Das famílias amostradas, 23 (51,1%) foram representadas por apenas uma espécie (Araliaceae, Bignoniaceae, Bombacaceae, Burseraceae, Cecropiaceae, Chrysobalanaceae, Clusiaceae, Combretaceae, Cunoniaceae, Cyatheaceae, Icacinaceae, Magnoliaceae, Myristicaceae, Oleaceae, Sabiaceae, Solanaceae, Styracaceae, Symplocaceae, Tiliaceae e Ulmaceae); seis (13,3%) por duas (Aquifoliaceae, Asteraceae, Elaeocarpaceae, Malpighiaceae, Nyctaginaceae e Rutaceae) e seis (13,3%) por três espécies (Apocynaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Monimiaceae, Sapindaceae e Sapotaceae).

As famílias que apresentaram maior riqueza em espécies foram: Myrtaceae (30), Lauraceae (14), Rubiaceae (7), Meliaceae (6), Annonaceae (5), Euphorbiaceae (5), Moraceae (5), Melastomataceae (4), Mimosaceae (4) e Myrsinaceae (4), conforme figura 3. Essas 10 famílias detiveram 61,3% das espécies amostradas, enquanto que as outras 35 famílias dividiram os 38,7% das espécies restantes. As leguminosas como um todo (Fabaceae e Mimosaceae) somaram sete espécies.

Segundo Leitão-Filho (1993), a maior riqueza específica de Myrtaceae justifica-se, em parte, pela presença de grande número de indivíduos situados nos estratos arbóreos intermediários, representados, no presente estudo, por

Neomitranthes cordifolia (D. Legrand) D. Legrand e *Myrciaria plinioides* D. Legrand citadas por Sobral (2003) como arvoretas de até cinco metros de altura.

No presente estudo, o gênero com maior riqueza específica foi *Myrcia*, com 10 espécies, seguido por *Eugenia* com oito. Este resultado corrobora com Citadini-Zanette et al. (2003) que das 64 espécies de Myrtaceae, pertencentes a 14 gêneros registrados para o sul de Santa Catarina, obtiveram maior representatividade *Eugenia*, englobando 19 espécies, seguido por *Myrcia* com 16. No presente estudo, três espécies de Myrtaceae foram registradas pela primeira vez para o sul de Santa Catarina: *Eugenia platysema* O. Berg, *Eugenia psidiiflora* O. Berg e *Neomitranthes cordifolia* (D. Legrand) D. Legrand., ampliando, desta forma, para 67 o número de espécies de Myrtaceae citadas.

Leitão-Filho (1993) e Tabarelli e Mantovani (1999) salientam que Myrtaceae e Lauraceae são características de florestas mais maduras.

Tabela 1: Relação das espécies amostradas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana localizado na zona urbana do município de Criciúma, Santa Catarina (28° 48' S e 49° 25' W, altitude de 34 m).

Família (nº de espécies)/Nome científico	Nome popular
Annonaceae (5)	
<i>Annona cacans</i> Warm.	araticum-cagão
<i>Duguetia lanceolata</i> St.-Hil.	pindaíba
<i>Guatteria australis</i> St.-Hil.	cortiça
<i>Rollinia</i> cf. <i>rugulosa</i> Schtdl.	araticum
<i>R. sericea</i> (R. E. Fries) R.E. Fries	araticum
Apocynaceae (3)	
<i>Aspidosperma australe</i> Muell. Arg.	peroba
<i>A. camporum</i> Muell.	peroba
<i>A. parvifolia</i> A. DC.	peroba
Aquifoliaceae (2)	
<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	caúna-da-serra
<i>I. paraguariensis</i> St.-Hil.	erva-mate
Araliaceae (1)	
<i>Schefflera morototonii</i> (Aubl.) Mag., Steyerl. & Frod.	morototó, caixeta
Asteraceae (2)	
<i>Piptocarpha tomentosa</i> Baker	toucinho-de-folhas
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	vassourão-preto
Bignoniaceae (1)	
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	coroba
Bombacaceae (1)	
<i>Pseudobombax grandiflorus</i> (Cav.) A. Robyns	embiruçu
Boraginaceae (1)	
<i>Cordia trichotoma</i> Vell. Ex Steud.	louro-pardo

Família (nº de espécies)/Nome científico	Nome popular
Burseraceae (1) <i>Protium kleinii</i> Cuatrec.	almíscar
Cecropiaceae (1) <i>Cecropia glaziovii</i> Sneth.	embaúba
Chrysobalanaceae (1) <i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	cinzeiro
Clusiaceae (1) <i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	bacopari
Combretaceae (1) <i>Buchenavia kleinii</i> Exell	garajuba
Cunoniaceae (1) <i>Lamanonia ternata</i> Vell.	guaperê
Cyatheaceae (1) <i>Alsophila setosa</i> Kaulf.	xaxim
Elaeocarpaceae (2) <i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth. <i>S. monosperma</i> Vell.	laranjeira-do-mato sapopemba
Euphorbiaceae (5) Euphorbiaceae <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Muell. Arg. <i>Hieronyma alchorneoides</i> Allem. <i>Pera glabrata</i> Poepp. ex Baill. <i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	----- tanheiro licurana coração-de-bugre leiteiro
Fabaceae (3) <i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima <i>Machaerium</i> cf. <i>aculeatum</i> Raddi <i>Zollernia ilicifolia</i> Vog.	embira-de-sapo espinho-amarelo carapílica
Flacourtiaceae (3) <i>Casearia decandra</i> Jacq. <i>C. obliqua</i> Spreng. <i>C. sylvestris</i> Sw.	guaçatonga guaçatonga chá-de-bugre
Icacinales (1) <i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	congonha
Lauraceae (14) <i>Aiouea saligna</i> Meissn. <i>Aniba firmula</i> (Ness & Mart.) Mez <i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm. <i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart. <i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Macbride <i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb. <i>N. oppositifolia</i> Nees & Mart. ex Nees <i>Ocotea</i> cf. <i>floribunda</i> Mez <i>O. indecora</i> Schott ex Meisn. <i>O. lanata</i> Mez. <i>O. odorifera</i> (Vell.) Rohwer <i>O. urbaniana</i> Mez <i>O. puberula</i> (Reich.) Nees <i>O. silvestris</i> Vattimo-Gil	canela-anhoaíba canela-de-cheiro canela-papagaio canela-fogo canela-burra canela canela-amarela canela canela canela canela-sassafrás canela canela-guaicá canela

Família (nº de espécies)/Nome científico	Nome popular
Magnoliaceae (1)	
<i>Talauma ovata</i> St.-Hil.	baguaçu
Malpighiaceae (2)	
<i>Bunchosia maritima</i> (Vell.) MacBride	baga-de-tucano
<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss.	baga-de-pomba
Melastomataceae (4)	
<i>Leandra dasytricha</i> Cogn.	pixirica
<i>Miconia</i> sp.	pixirica
<i>M. cabucu</i> Hoehne	pixiricão
<i>M. cinerascens</i> Miq.	pixirica
Meliaceae (6)	
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	cangerana
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	pau-d' arco
<i>Trichilia</i> cf. <i>casarettoi</i> C. DC.	baga-de-morcego
<i>T. lepidota</i> Mart.	guacá-maciele
<i>T. pallens</i> C. DC.	arco-de-pimenteira
Mimosaceae (4)	
<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-feijão
<i>I. sessilis</i> Mart.	ingá-macaco
<i>I. uruguensis</i> Hook. & Arn.	ingá-banana
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) MacBride	pau-jacaré
Monimiaceae (3)	
<i>Mollinedia</i> cf. <i>clavigera</i> Tulasne	pimenteira
<i>M. schottiana</i> (Sprengel) Perkins	espinheira-santa-falsa
<i>M. triflora</i> (Sprengel) Tulasne	pau-de-espeto
Moraceae (5)	
<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg	leiteiro
<i>Ficus adhatodaefolia</i> Schott ex Spreng.	figueira
<i>F. luschnathiana</i> Miq.	figueira
<i>Maclura tinctoria</i> D. Don ex Steud.	tajuba
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) Burger, Lanj. & Boer	cincho
Myristicaceae (1)	
<i>Viola bicuhyba</i> Warb.	bicuiba
Myrsinaceae (4)	
<i>Myrsine</i> sp.	capororoca
<i>M. coriacea</i> (Sw.) R. Br.	capororoca
<i>M. cf. guineensis</i> Kuntze.	capororoca
<i>M. umbellata</i> Mart.	capororocão
Myrtaceae (30)	
<i>Calyptanthus lucida</i> Mart. ex DC.	guaramirim-ferro
<i>C. grandifolia</i> Berg	guaramirm-araçá
<i>Eugenia bacopari</i> C.D. Legrand	bacopari
<i>E. beaurepaireana</i> (Kiaersk.) C.D. Legrand	guaramirim-ferro
<i>E. handroana</i> D. Legrand	guamirim
<i>E. multicostata</i> C.D. Legrand	pau-alazão
<i>E. neoverrucosa</i> Sobral	araçá
<i>E. platysema</i> O. Berg	guamirim

Família (nº de espécies)/Nome científico	Nome popular
<i>E. cf. psidiiflora</i> O. Berg	guamirim
<i>E. stigmata</i> DC.	guamirim
<i>Gomidesia squamata</i> Mattos & D. Legrand	guamirim
<i>Marlierea eugeniopsoides</i> (C.D. Legrand & Kausel) C.D. Legrand	guamirim-branco
<i>M. cf. krapovickae</i> C.D. Legrand	guamirim-chorão
<i>M. silvatica</i> (Berg) Kiaersk.	guamirim-chorão
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Berg) C.D. Legrand & kausel	guamirim
<i>Myrcia anacardiaeifolia</i> Gardn.	guamirim
<i>M. brasiliensis</i> Kiaersk.	guamirim
<i>M. cf. calumbaensis</i> Kiaersk.	guamirim
<i>M. fallax</i> DC.	guamirim-de-folha-fina
<i>M. glabra</i> (Berg) C.D. Legrand	araçá-do-mato
<i>M. hebepetala</i> DC.	
<i>M. pubipetala</i> Miq.	guamirim-araça
<i>M. richardiana</i> Kiaersk.	ingabaú
<i>M. spectabilis</i> DC.	guamirim-vermelho
<i>M. tijuacensis</i> Kiaersk.	ingabaú
<i>Myrciaria floribunda</i> (West exWilld.) Berg	camboim
<i>M. plinioides</i> C.D. Legrand	camboim
<i>Neomitranthes cordifolia</i> (D. Legrand) D. Legrand	rapa-guela
<i>Plinia cf. brachybotrya</i> (D. Legrand) Sobral	
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçazeiro
Nyctaginaceae (2)	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	maria-mole
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	maria-mole
Ochnaceae (1)	
<i>Ouratea parviflora</i> (DC.) Baill.	garaparim-miúdo
Oleaceae (1)	
<i>Chionanthus cf. filiformes</i> (Vell.) Green	carne-de-vaca
Rubiaceae (7)	
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.	guamirim
<i>Faramea marginata</i> Cham.	pimenteira-selvagem
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	fruto-do-macaco
<i>Psychotria cf. leiocarpa</i> Cham. & Schlecht	grandiúva-d'anta
<i>P. vellosiana</i> Benth.	caixeta
<i>P. suterella</i> Müll. Arg.	café-do-mato
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.	café-do-mato
Rutaceae (2)	
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	pau-cutia
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica-de-cadela
Sabiaceae (1)	
<i>Meliosma sellowii</i> Urban	pau-fernandes
Sapindaceae (3)	
<i>Allophylus edulis</i> (St.-Hil.) Radlk. ex Warm.	chal-chal
<i>Cupania vernalis</i> Camb.	camboatá
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	camboatá
Sapotaceae (3)	
<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	murta

Família (nº de espécies)/Nome científico	Nome popular
<i>C. viride</i> Mart. & Eichl. ex Miq.	aguaí
<i>Pouteria</i> cf. <i>gardneriana</i> (A. DC.) Radlk.	aguaí-guaçu
Simaroubaceae (1)	
<i>Picramnia</i> cf. <i>parvifolia</i> Engl.	pau-amargo
Solanaceae (1)	
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dun.	joá-manso
Styracaceae (1)	
<i>Styrax acuminatus</i> Pohl.	jaguatinga
Symplocaceae (1)	
<i>Symplocos trachycarpus</i> Brand	sete-sangrias
Tiliaceae (1)	
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita-cavalo
Ulmaceae (1)	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	grandiúva

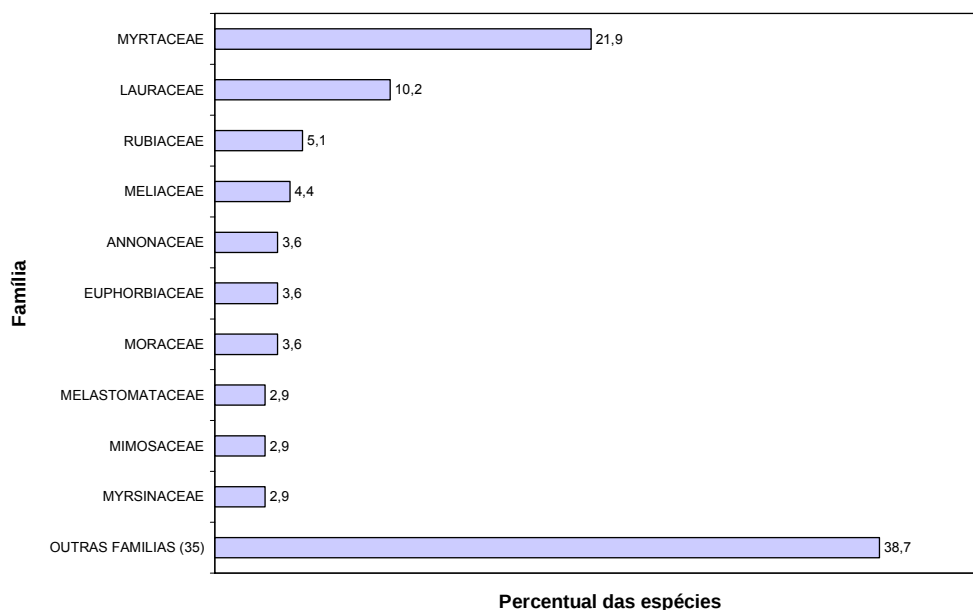


Figura 3: Distribuição percentual das espécies por família amostrada no levantamento do componente arbóreo (DAP $\geq$ 5 cm) no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

Utilizando a mesma metodologia adotada neste estudo (método de parcelas contíguas e DAP $\geq$ 5 cm) três levantamentos foram anteriormente realizados, em fragmentos de diferentes tamanhos, no sul de Santa Catarina.

Citadini-Zanette (1995), no município de Orleans, estudou a florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um fragmento com 13 hectares de Floresta Ombrófila Densa Submontana (primária), onde amostrou em um hectare, 118 espécies arbóreas, pertencentes a 46 famílias botânicas. As quatro famílias

mais abundantes foram Myrtaceae (21 espécies), Lauraceae (13), Rubiaceae (8) e Euphorbiaceae (sete).

Santos; Leal-Filho; Citadini-Zanette (2003), no município de Siderópolis, estudaram dois fragmentos florestais em estádios médio e avançado de regeneração natural. No levantamento do fragmento em estágio avançado (três hectares) encontraram em 0,5 ha, 85 espécies arbóreas distribuídas em 29 famílias botânicas, sendo Myrtaceae a mais representativa (20 espécies), seguida de Lauraceae (11) e Rubiaceae (sete). No fragmento em estágio médio (sete hectares), foram encontradas em 0,5 ha, 77 espécies, distribuídas em 35 famílias, sendo Myrtaceae com 10 espécies a família mais representativa, seguida de Euphorbiaceae (seis) e Rubiaceae (cinco).

Martins (2005), no município de Siderópolis, identificou em um fragmento florestal em estágio avançado de regeneração natural de quatro hectares, em área amostral de um hectare, no entorno de área minerada, 115 espécies arbóreas, pertencentes à 40 famílias botânicas. As famílias mais representativas foram Myrtaceae (28 espécies), Lauraceae (14), Rubiaceae e Meliaceae (sete), Euphorbiaceae e Annonaceae (cinco).

Segundo Alger e Caldas (1996 apud SCARIOT et al., 2003), em alguns casos, a heterogeneidade interna dos pequenos fragmentos, decorrente do histórico de impacto e da geomorfologia diferenciada, faz com que tenham estrutura de vegetação semelhante a dos grandes fragmentos, tornando-os importantes para a conservação das espécies originais representando, portanto, uma amostra da vegetação da região.

Segundo Viana e Pinheiro (1998) os efeitos da forma dos fragmentos sobre a diversidade biológica e sustentabilidade da floresta podem ser tão marcantes quanto os efeitos provocados pelo tamanho. Os fragmentos que possuem forma circular são menos influenciados pelo efeito de borda do que os alongados. Em fragmentos onde a relação borda/interior é alta, a composição das comunidades vegetais e animais devem apresentar menor diversidade. Apesar do pequeno tamanho (5,2 ha), o fragmento florestal estudado, apresenta alta riqueza de espécies arbóreas, superior aos fragmentos florestais estudados por Citadini-Zanette (1995), dobro de seu tamanho e ao estudado por Martins (2005), inferior ao seu tamanho. A alta diversidade de espécies arbóreas, provavelmente se deve, em parte, à forma apresentada pelo fragmento florestal estudado (aproximadamente

quadrada), além do interesse dos moradores do entorno e seu antigo proprietário que optaram por sua preservação.

Comparando-se floristicamente este estudo com os realizados por Citadini-Zanette (1995) e Martins (2005), que amostraram um hectare de floresta, ambos no sul de Santa Catarina, obteve-se pelo índice qualitativo de Sorensen, 51% e 57% de similaridade, respectivamente, que demonstra semelhança florística entre as áreas comparadas.

Segundo Scariot et al. (2003), os efeitos da fragmentação sobre as plantas podem ser distintos de acordo com a idade do fragmento. Complementam que, em fragmentos com pouco tempo de isolamento, modificações na vegetação podem não ser detectadas facilmente e, em geral, as espécies cujo ciclo de vida é longo demoram mais a sentir os efeitos da fragmentação do que aquelas com ciclo de vida curto. Os autores op. cit. salientam que o componente de maior visibilidade formado pelas árvores, pode levar décadas ou mesmo séculos para responder à fragmentação. De fato, árvores podem viver por séculos e, embora vivas dentro de um fragmento, podem não mais estar reproduzindo com a mesma intensidade e frequência que antes da fragmentação ou do isolamento e assim, são caracterizadas como indivíduos morto-vivos; ao contrário, espécies de planta de vida curta podem responder imediatamente à fragmentação (SCARIOT et al., 2003).

A soma das pressões (fragmentação com diminuição da área florestal, isolamento de outras áreas, problema na dispersão de sementes, sucessão, introdução de espécies exóticas e efeito de borda) leva à perda de diversidade e à degeneração das condições naturais da mata. Mantidas estas pressões, os fragmentos florestais terão, em médio prazo, composição florística e estrutura diferente daquela da floresta original, com favorecimento de espécies pioneiras, secundárias iniciais e invasoras, mas bem adaptadas a ambientes alterados e abertos.

4.2 Estrutura da comunidade arbórea

A curva do número acumulado de espécies por unidade amostral obtida para o componente arbóreo amostrado indicou tendência à estabilidade próximo a

parcela de número 100, porém observou-se ainda fora da área de amostragem espécies não registradas nas parcelas.

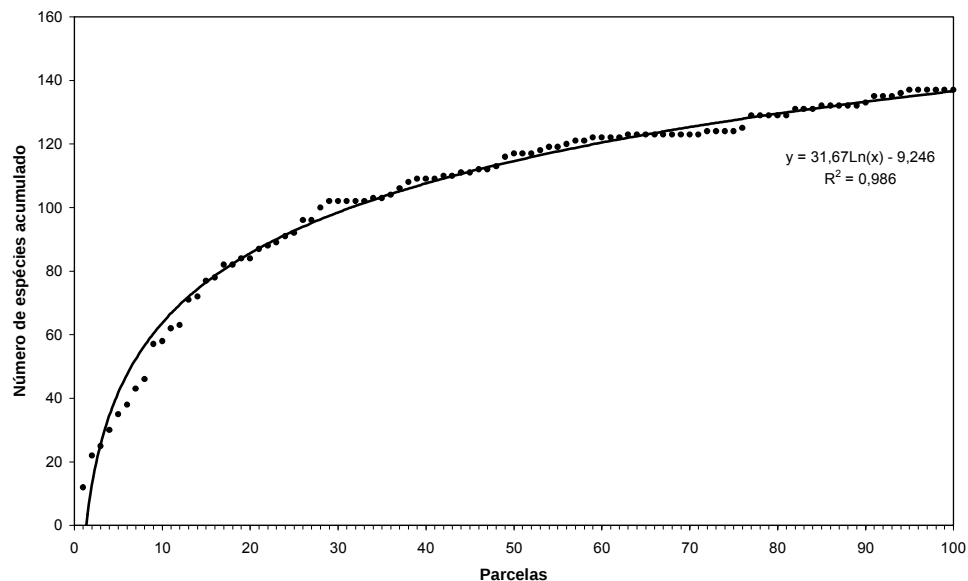


Figura 4: Curva do número cumulativo de espécies por unidade amostral para o componente arbóreo (DAP $\geq$ 5 cm) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

O parâmetro clássico para estabelecer o comportamento das espécies, dentro de uma comunidade, tem sido o valor de importância (VI). Ou seja, espécies que estão bem representadas dentro das comunidades, pela alta densidade, dominância e frequência apresentadas, são aquelas que fitossociologicamente estão equilibradas e, contrariamente, aquelas onde estes valores são muito baixos devem, possivelmente, apresentarem problemas de adaptação ao ambiente ou possuírem diferentes estratégias de ocupação do espaço. Reis e Kageyama (2003) mencionam que alguns autores até extrapolam, relatando que espécies com estes índices muito baixos, devem estar em processo de extinção local natural.

Cryptocarya moschata foi a primeira espécie em valor de importância, superando as demais, sobretudo, em função de seu alto valor de dominância. Entre as 10 primeiras colocadas os valores de dominância também determinaram a posição de *Psychotria vellosiana*, *Matayba guianensis*, *Aspidosperma parvifolia* e *Alchornea triplinervia* e para densidade e para frequência determinaram a posição de *Myrcia pubipetala* e *Alsophila setosa*, *Cabralea canjerana* e *Sorocea bonplandii* (tabelas 2 e 3).

Os valores de diâmetro a altura do peito (DAP) variaram de 5,0 até 76,5 cm. O fuste mais desenvolvido foi obtido em um indivíduo de *Aspidosperma parvifolia*, com 76,5 cm, seguido por um indivíduo de *Ocotea urbaniana*, com 66,5 cm e um de *Matayba guianensis*, com 63,7 cm.

No presente estudo foi amostrado 1412 indivíduos de porte arbóreo. As cinco espécies com maiores números de indivíduos foram *Alsophila setosa*, *Myrcia pubipetala*, *Cryptocarya moschata*, *Guatteria australis* e *Sorocea bonplandii* (tabela 2).

Tabela 2: Árvores com DAP ≥ 5 cm amostradas em 100 parcelas de 10 x 10 m em um fragmento florestal urbano (Floresta Ombrófila Densa), município de Criciúma, Santa Catarina, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos, onde: h = altura média (m); FA = frequência absoluta (%); DA = densidade absoluta (indivíduos/ha); DoA = dominância absoluta (m^2/ha); FR = frequência relativa (%); DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); VC = valor de cobertura; VI = valor de importância.

Nome científico	h	FA	DA	DoA	FR	DR	DoR	VC	VI
1 <i>Cryptocarya moschata</i>	10,3	39	64	1,864	3,63	4,53	6,67	11,20	14,84
2 <i>Psychotria vellosiana</i>	9,8	35	49	1,350	3,26	3,47	4,83	8,30	11,57
3 <i>Myrcia pubipetala</i>	8,2	46	78	0,473	4,29	5,52	1,69	7,22	11,51
4 <i>Guatteria australis</i>	9,5	36	55	1,069	3,36	3,90	3,83	7,72	11,08
5 <i>Alsophila setosa</i>	4,1	24	91	0,586	2,24	6,44	2,10	8,54	10,78
6 <i>Matayba guianensis</i>	11,8	22	25	1,852	2,05	1,77	6,63	8,40	10,45
7 <i>Aspidosperma parvifolia</i>	11,3	22	27	1,750	2,05	1,91	6,27	8,18	10,23
8 <i>Cabralea canjerana</i>	7,1	36	46	0,494	3,36	3,26	1,77	5,03	8,38
9 <i>Sorocea bonplandii</i>	6,3	33	55	0,266	3,08	3,90	0,95	4,85	7,92
10 <i>Alchornea triplinervia</i>	11,3	20	22	1,216	1,86	1,56	4,35	5,91	7,78
11 <i>Ocotea urbaniana</i>	10,5	22	25	1,101	2,05	1,77	3,94	5,71	7,76
12 <i>Talauma ovata</i>	10,9	28	32	0,731	2,61	2,27	2,61	4,88	7,49
13 <i>Myrcia fallax</i>	8,2	31	45	0,317	2,89	3,19	1,14	4,32	7,21
14 <i>Casearia sylvestris</i>	8,5	28	35	0,533	2,61	2,48	1,91	4,39	7,00
15 <i>Meliosma sellowii</i>	9,8	17	26	0,951	1,58	1,84	3,40	5,25	6,83
16 <i>Ocotea indecora</i>	9,4	20	22	0,948	1,86	1,56	3,39	4,95	6,81
17 <i>Marlierea eugeniopsoides</i>	8,1	27	39	0,367	2,52	2,76	1,31	4,07	6,59
18 <i>Sloanea guianensis</i>	8,5	24	31	0,337	2,24	2,20	1,20	3,40	5,64
19 <i>Rudgea jasminoides</i>	4,7	26	38	0,118	2,42	2,69	0,42	3,11	5,54
20 <i>Protium kleinii</i>	9,8	20	25	0,450	1,86	1,77	1,61	3,38	5,24
21 <i>Duguetia lanceolata</i>	12,8	12	13	0,839	1,12	0,92	3,00	3,92	5,04
22 <i>Eugenia neoverrucosa</i>	7,5	23	28	0,215	2,14	1,98	0,77	2,75	4,90
23 <i>Guapira opposita</i>	5,5	20	24	0,366	1,86	1,70	1,31	3,01	4,87

Nome científico	h	FA	DA	DoA	FR	DR	DoR	VC	VI
24 <i>Piptadenia gonoacantha</i>	15,3	10	10	0,732	0,93	0,71	2,62	3,33	4,26
25 <i>Nectandra oppositifolia</i>	10,1	16	18	0,370	1,49	1,27	1,33	2,60	4,09
26 <i>Trichilia lepidota</i>	9,1	18	23	0,129	1,68	1,63	0,46	2,09	3,77
27 <i>Ilex paraguariensis</i>	8,8	15	18	0,263	1,40	1,27	0,94	2,22	3,61
28 <i>Cupania vernalis</i>	11,3	8	9	0,577	0,75	0,64	2,06	2,70	3,45
29 <i>Calypttranthes lucida</i>	7,4	15	21	0,139	1,40	1,49	0,50	1,99	3,38
30 <i>Pseudobombax grandiflorus</i>	11,0	12	14	0,333	1,12	0,99	1,19	2,19	3,30
31 <i>Ocotea puberula</i>	15,5	5	6	0,655	0,47	0,42	2,35	2,77	3,24
32 <i>Mollinedia schottiana</i>	5,4	15	18	0,106	1,40	1,27	0,38	1,65	3,05
33 <i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	13,0	8	8	0,484	0,75	0,57	1,73	2,30	3,04
34 <i>Endlicheria paniculata</i>	7,2	15	18	0,099	1,40	1,27	0,35	1,63	3,03
35 <i>Ocotea odorífera</i>	8,3	7	7	0,475	0,65	0,50	1,70	2,20	2,85
36 <i>Guarea macrophylla</i>	5,3	13	16	0,113	1,21	1,13	0,41	1,54	2,75
37 <i>Cedrela fissilis</i>	11,6	9	9	0,297	0,84	0,64	1,06	1,70	2,54
38 <i>Cecropia glaziovii</i>	16,1	8	8	0,304	0,75	0,57	1,09	1,65	2,40
39 <i>Aspidosperma australe</i>	10,0	6	6	0,350	0,56	0,42	1,25	1,68	2,24
40 <i>Faramea marginata</i>	6,4	10	14	0,057	0,93	0,99	0,21	1,20	2,13
41 <i>Lonchocarpus cultratus</i>	9,2	10	10	0,095	0,93	0,71	0,34	1,05	1,98
42 <i>Aspidosperma camporum</i>	8,4	9	9	0,111	0,84	0,64	0,40	1,04	1,87
43 <i>Chrysophyllum inornatum</i>	6,3	8	10	0,111	0,75	0,71	0,40	1,11	1,85
44 <i>Hieronyma alchorneoides</i>	11,3	6	6	0,232	0,56	0,42	0,83	1,26	1,82
45 <i>Nectandra membranacea</i>	8,6	7	8	0,099	0,65	0,57	0,36	0,92	1,57
46 <i>Inga sessilis</i>	10,9	8	8	0,072	0,75	0,57	0,26	0,82	1,57
47 <i>Sloanea monosperma</i>	7,0	6	6	0,159	0,56	0,42	0,57	0,99	1,55
48 <i>Vernonia discolor</i>	11,4	5	5	0,183	0,47	0,35	0,65	1,01	1,47
49 <i>Rollinia sericea</i>	11,3	5	6	0,155	0,47	0,42	0,56	0,98	1,45
50 <i>Symplocos trachycarpus</i>	15,0	2	2	0,288	0,19	0,14	1,03	1,17	1,36
51 <i>Piptocarpha tomentosa</i>	14,7	3	3	0,242	0,28	0,21	0,87	1,08	1,36
52 <i>Aniba firmula</i>	11,4	4	5	0,173	0,37	0,35	0,62	0,97	1,34
53 <i>Eugenia stigmatica</i>	6,6	7	7	0,019	0,65	0,50	0,07	0,56	1,22
54 <i>Pisonia ambigua</i>	7,3	4	4	0,143	0,37	0,28	0,51	0,80	1,17
55 <i>Euphorbiaceae</i>	15,0	4	4	0,142	0,37	0,28	0,51	0,79	1,16
56 <i>Buchenavia kleinii</i>	9,0	5	5	0,093	0,47	0,35	0,33	0,69	1,15
57 <i>Ocotea cf. floribunda</i>	9,4	3	4	0,149	0,28	0,28	0,53	0,81	1,09
58 <i>Neomitranthes cordifolia</i>	4,3	6	6	0,027	0,56	0,42	0,10	0,52	1,08
59 <i>Styrax acuminatus</i>	9,7	5	6	0,046	0,47	0,42	0,16	0,59	1,05
60 <i>Pera glabrata</i>	9,8	5	5	0,045	0,47	0,35	0,16	0,52	0,98
61 <i>Alibertia concolor</i>	7,3	5	6	0,019	0,47	0,42	0,07	0,49	0,96
62 <i>Ocotea silvestris</i>	11,1	4	4	0,081	0,37	0,28	0,29	0,57	0,95
63 <i>Schefflera morototonii</i>	10,5	3	3	0,120	0,28	0,21	0,43	0,64	0,92

	Nome científico	h	FA	DA	DoA	FR	DR	DoR	VC	VI
64	<i>Myrceugenia myrcioides</i>	6,5	5	5	0,017	0,47	0,35	0,06	0,42	0,88
65	<i>Viola bicuhyba</i>	10,0	3	4	0,081	0,28	0,28	0,29	0,57	0,85
66	<i>Myrcia brasiliensis</i>	8,0	3	6	0,040	0,28	0,42	0,14	0,57	0,85
67	<i>Annona cacans</i>	15,3	3	3	0,098	0,28	0,21	0,35	0,56	0,84
68	<i>Eugenia beaurepaireana</i>	7,6	4	5	0,029	0,37	0,35	0,10	0,46	0,83
69	<i>Jacaranda puberula</i>	7,2	4	5	0,016	0,37	0,35	0,06	0,41	0,78
70	<i>Aiouea saligna</i>	11,0	2	2	0,123	0,19	0,14	0,44	0,58	0,77
71	<i>Myrciaria floribunda</i>	6,8	4	4	0,030	0,37	0,28	0,11	0,39	0,77
72	<i>Myrcia glabra</i>	6,5	4	4	0,027	0,37	0,28	0,10	0,38	0,75
73	<i>Trichilia cf. casarettoi</i>	6,3	4	4	0,024	0,37	0,28	0,09	0,37	0,74
74	<i>Ficus luschnatiana</i>	9,3	3	4	0,044	0,28	0,28	0,16	0,44	0,72
75	<i>Miconia cinerascens</i>	6,4	4	4	0,017	0,37	0,28	0,06	0,34	0,72
77	<i>Cinnamomum glaziovii</i>	10,3	2	3	0,086	0,19	0,21	0,31	0,52	0,71
76	<i>Myrcia spectabilis</i>	7,0	4	4	0,016	0,37	0,28	0,06	0,34	0,71
78	<i>Myrsine cf. guianensis</i>	7,4	4	4	0,013	0,37	0,28	0,05	0,33	0,70
79	<i>Gomidesia squamata</i>	6,1	4	4	0,013	0,37	0,28	0,05	0,33	0,70
80	<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	12,5	2	2	0,099	0,19	0,14	0,35	0,49	0,68
81	<i>Maclura tinctoria</i>	16,0	1	1	0,134	0,09	0,07	0,48	0,55	0,65
82	<i>Chionanthus filiformis</i>	11,5	2	2	0,081	0,19	0,14	0,29	0,43	0,62
83	<i>Myrciaria plinioides</i>	5,8	3	4	0,012	0,28	0,28	0,04	0,33	0,61
84	<i>Ouratea parviflora</i>	5,0	3	4	0,010	0,28	0,28	0,03	0,32	0,60
85	<i>Trema micrantha</i>	8,8	3	3	0,029	0,28	0,21	0,10	0,32	0,59
86	<i>Myrcia richardiana</i>	9,3	3	3	0,027	0,28	0,21	0,09	0,31	0,59
87	<i>Hirtella hebeclada</i>	7,8	3	3	0,022	0,28	0,21	0,08	0,29	0,57
88	<i>Luehea divaricata</i>	7,7	3	3	0,012	0,28	0,21	0,04	0,26	0,54
89	<i>Garcinia gardneriana</i>	6,8	3	3	0,009	0,28	0,21	0,03	0,25	0,52
90	<i>Eugenia handroana</i>	7,0	3	3	0,009	0,28	0,21	0,03	0,24	0,52
91	<i>Lamanonia ternata</i>	7,5	3	3	0,007	0,28	0,21	0,03	0,24	0,52
92	<i>Chrysophyllum viride</i>	8,3	2	2	0,031	0,19	0,14	0,11	0,25	0,44
93	<i>Citronella paniculata</i>	6,8	2	3	0,008	0,19	0,21	0,03	0,24	0,43
94	<i>Brosimum lactescens</i>	6,5	2	2	0,023	0,19	0,14	0,08	0,22	0,41
95	<i>Pouteria cf. gardneriana</i>	12,5	2	2	0,015	0,19	0,14	0,05	0,19	0,38
96	<i>Picramnia cf. parvifolia</i>	5,8	2	2	0,010	0,19	0,14	0,03	0,18	0,36
97	<i>Eugenia cf. psidiiflora</i>	7,5	2	2	0,009	0,19	0,14	0,03	0,17	0,36
98	<i>Marlierea silvatica</i>	7,0	2	2	0,008	0,19	0,14	0,03	0,17	0,36
99	<i>Myrsine sp.</i>	8,0	2	2	0,007	0,19	0,14	0,03	0,17	0,35
100	<i>Eugenia platysema</i>	6,5	2	2	0,005	0,19	0,14	0,02	0,16	0,35
101	<i>Trichilia palens</i>	5,5	2	2	0,005	0,19	0,14	0,02	0,16	0,35
102	<i>Miconia sp.</i>	5,8	2	2	0,005	0,19	0,14	0,02	0,16	0,34
103	<i>Esenbeckia grandiflora</i>	6,0	2	2	0,004	0,19	0,14	0,02	0,16	0,34

Nome científico	h	FA	DA	DoA	FR	DR	DoR	VC	VI
104 <i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	8,0	2	2	0,004	0,19	0,14	0,02	0,16	0,34
105 <i>Mollinedia</i> cf. <i>clavigera</i>	5,8	1	2	0,021	0,09	0,14	0,07	0,22	0,31
106 <i>Mollinedia triflora</i> .	3,5	1	2	0,009	0,09	0,14	0,03	0,17	0,27
107 <i>Marlierea</i> cf. <i>krapovickae</i>	4,5	1	2	0,006	0,09	0,14	0,02	0,16	0,26
108 <i>Miconia cabucu</i>	8,0	1	1	0,019	0,09	0,07	0,07	0,14	0,23
109 <i>Zollernia ilicifolia</i>	10,0	1	1	0,014	0,09	0,07	0,05	0,12	0,21
110 <i>Ilex brevicuspis</i>	11,0	1	1	0,012	0,09	0,07	0,04	0,11	0,21
111 <i>Solanum sanctae-catharinae</i>	8,0	1	1	0,011	0,09	0,07	0,04	0,11	0,21
112 <i>Ficus adathodifolia</i>	6,0	1	1	0,010	0,09	0,07	0,04	0,11	0,20
113 <i>Ocotea lanata</i>	11,0	1	1	0,010	0,09	0,07	0,04	0,11	0,20
114 <i>Rollinia rugulosa</i>	11,0	1	1	0,009	0,09	0,07	0,03	0,10	0,20
115 <i>Allophylus edulis</i>	4,5	1	1	0,005	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
116 <i>Inga marginata</i>	8,0	1	1	0,005	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
117 <i>Psidium cattleianum</i>	9,0	1	1	0,005	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
118 <i>Plinia</i> cf. <i>brachybotrya</i>	7,0	1	1	0,005	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
119 <i>Posoqueria latifolia</i>	10,0	1	1	0,005	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
120 <i>Calyptanthus grandifolia</i>	9,0	1	1	0,004	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
121 <i>Casearia decandra</i>	15,0	1	1	0,004	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
122 <i>Myrsine umbellata</i>	8,0	1	1	0,004	0,09	0,07	0,02	0,09	0,18
123 <i>Psychotria suterella</i>	3,0	1	1	0,004	0,09	0,07	0,01	0,08	0,18
124 <i>Machaerium aculeatum</i>	11,0	1	1	0,004	0,09	0,07	0,01	0,08	0,18
125 <i>Inga urugüensis</i>	13,0	1	1	0,003	0,09	0,07	0,01	0,08	0,18
126 <i>Eugenia multicostata</i>	7,0	1	1	0,003	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
127 <i>Myrcia anacardiifolia</i>	7,0	1	1	0,003	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
128 <i>Myrsine coriacea</i>	8,5	1	1	0,003	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
129 <i>Myrcia hebeptala</i>	7,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
130 <i>Casearia obliqua</i>	5,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
131 <i>Bunchosia maritima</i>	7,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
132 <i>Cordia trichotoma</i>	8,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
133 <i>Eugenia bacopari</i>	9,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
134 <i>Leandra dasytricha</i>	3,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
135 <i>Myrcia</i> cf. <i>calumbaensis</i>	6,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
136 <i>Myrcia tijucensis</i>	5,5	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
137 <i>Psychotria</i> cf. <i>leiocarpa</i>	7,0	1	1	0,002	0,09	0,07	0,01	0,08	0,17
Total	8,7	1073	1412	27,937	100	100	100	200	300

As dez primeiras espécies acumularam, aproximadamente, um terço do valor de importância (35,0%). As espécies com um único indivíduo amostrado, equivaleram a 2,0% do total do valor de importância. No entanto, muitas dessas

espécies apresentou indivíduos de grande porte em altura, sobretudo *Aspidosperma australe*, *Maclura tinctoria*, *Casearia decandra* e *Inga urugüensis*.

Tabela 3: Relação das 10 primeiras espécies, em ordem decrescente de valor de importância (VI), evidenciando sua posição em relação aos parâmetros estimados, onde DR = densidade relativa; FR = frequência relativa e DoR = dominância relativa.

VI	DR	FR	DoR
1 <i>Cryptocarya moschata</i>	5 <i>Alsophila setosa</i>	3 <i>Myrcia pubipetala</i>	1 <i>Cryptocarya moschata</i>
2 <i>Psychotria vellosiana</i>	3 <i>Myrcia pubipetala</i>	1 <i>Cryptocarya moschata</i>	6 <i>Matayba guianensis</i>
3 <i>Myrcia pubipetala</i>	1 <i>Cryptocarya moschata</i>	8 <i>Cabralea canjerana</i>	7 <i>Aspidosperma parvifolia</i>
4 <i>Guatteria australis</i>	9 <i>Sorocea bonplandii</i>	2 <i>Psychotria vellosiana</i>	2 <i>Psychotria vellosiana</i>
5 <i>Alsophila setosa</i>	4 <i>Guatteria australis</i>	4 <i>Guatteria australis</i>	10 <i>Alchornea triplinervia</i>
6 <i>Matayba guianensis</i>	2 <i>Psychotria vellosiana</i>	9 <i>Sorocea bonplandii</i>	11 <i>Ocotea urbaniana</i>
7 <i>Aspidosperma parvifolia</i>	8 <i>Cabralea canjerana</i>	13 <i>Myrcia fallax</i>	4 <i>Guatteria austro</i>
8 <i>Cabralea canjerana</i>	13 <i>Myrcia fallax</i>	12 <i>Talauma ovata</i>	15 <i>Meliosma sellowii</i>
9 <i>Sorocea bonplandii</i>	17 <i>Marlierea eugeniopsoides</i>	14 <i>Casearia sylvestris</i>	16 <i>Ocotea indecora</i>
10 <i>Alchornea triplinervia</i>	19 <i>Rudgea jasminoides</i>	17 <i>Marlierea eugeniopsoides</i>	12 <i>Talauma ovata</i>

Alsophila setosa (xaxim), *Myrcia pubipetala* e *Sorocea bonplandii* apresentaram-se como típicas de sub-bosque, com indivíduos de pequena área basal. Outras, em função dos elevados diâmetros de seus troncos, apresentaram grandes valores de cobertura (dominância), como *Cryptocarya moschata*, *Matayba guianensis*, *Aspidosperma parvifolia*, *Psychotria vellosiana* e *Alchornea triplinervia* e inserem-se entre as dez primeiras espécies em valor de importância (tabela 3).

Diferentemente de outros estudos realizados na região sul de Santa Catarina (CITADINI-ZANETTE, 1995; SANTOS, 2003; MARTINS, 2005) *Euterpe edulis* (palmiteiro) não aparece como espécie com maior número de indivíduos. Klein (1990) destaca a alta densidade de *E. edulis* para a floresta atlântica (30% a 50% dos indivíduos do interior da floresta). No presente estudo observou-se alguns indivíduos, muito jovens, introduzidos recentemente. A ausência de *E. edulis* no

levantamento é explicada pelas alterações que o fragmento estudado sofreu em épocas passadas pela exploração de espécies com valor econômico.

A distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro (figura 5), indicou que a maioria das árvores amostradas, aproximadamente 65% do total, concentrou-se na primeira classe, com valores compreendidos entre 5,0 e 9,9 cm. Apenas 20 indivíduos (cerca de 1,4%) apresentaram diâmetro superior ou igual a 45 cm.

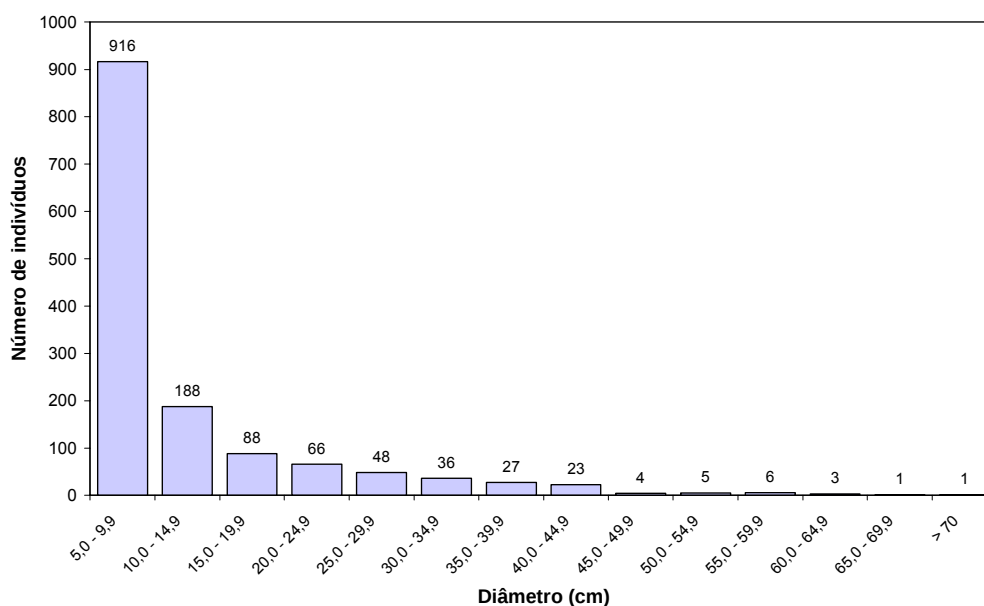


Figura 5: Distribuição do número de indivíduos amostrados por classes de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

Para melhor visualização de alguns aspectos relacionados à dinâmica da população de algumas espécies amostradas, foram elaborados histogramas de distribuição das classes de diâmetro, para quatro espécies de Magnoliophyta representadas por maior número de indivíduos amostrados, com intervalos de 5 cm para espécie de dossel e 2,5 cm quando se trata de espécie de sub-bosque (figuras 6 a 9).

A figura 6 mostra a frequência de distribuição das classes de diâmetro de *Myrcia pubipetala*, espécie típica de sub-bosque, secundária tardia, com comportamento anômalo na área de estudo, embora apresente 10 indivíduos com altura entre 11 e 15 metros. A espécie apresenta uma distribuição na forma de J

reverso. De acordo com Jarenkow (1994) a forma da curva em J reverso caracteriza as espécies com regeneração aparente.

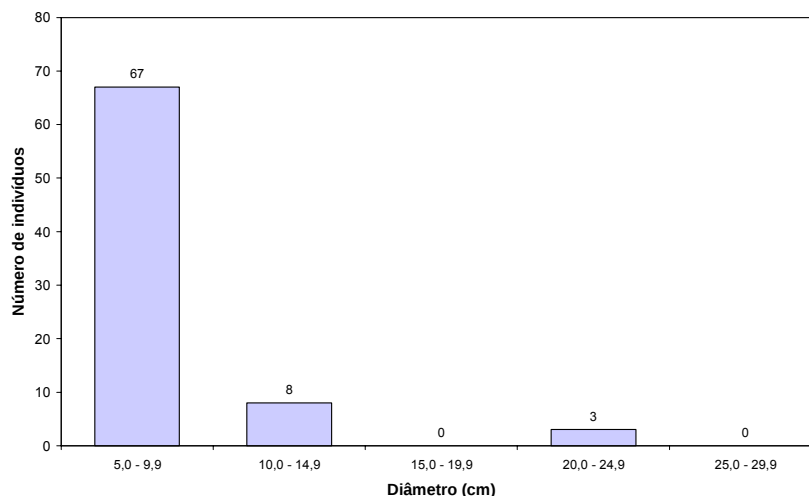


Figura 6: Distribuição do número de indivíduos de *Myrcia pubipetala* amostrados por classes de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

Em *Cryptocarya moschata*, a frequência de distribuição das classes de diâmetro, apresenta também distribuição na forma de J reverso (figura 7).

As flores minúsculas de *C. moschata*, esbranquiçadas, com pequena recompensa alimentar aos polinizadores (nectários florais pequenos) e presença de odor, dentre outras características, estão provavelmente adaptadas à polinização por pequenos insetos, como moscas e pequenas abelhas, o que promoveria um fluxo de pólen a curtas distâncias (MORAES; MONTEIRO; VENCovsky, 1999).

Moraes e Paoli (1999) salientam que a dispersão dos diásporos de *C. moschata* é promovida principalmente por primatas (*Brachyteles arachnoides*, *Alouatta fusca* e *Cebus apella*). A passagem dos frutos pelo trato digestivo desses animais acelera o período de germinação, fazendo com que estes indivíduos possam ter vantagem competitiva sobre aqueles que se estabelecem posteriormente.

Moraes; Monteiro; Vencovsky (1999) estudaram a conservação genética de populações de *C. moschata*, na Mata Atlântica do estado de São Paulo, considerando quatro populações de indivíduos adultos (15-30 m de altura e 20-104 cm de DAP) amostrados para a espécie, relatam que o tamanho real da

população deveria ser composta por 4.875 a 9.750 indivíduos em áreas de 956 a 1.912 hectares, respectivamente, assumindo-se uma densidade média harmônica de 5,1 indivíduos reprodutivos por hectare. Complementam dizendo que *C. moschata* apresenta dispersão predominantemente na Mata Atlântica, portanto, a conservação da espécie deve ocorrer pela preservação de grandes áreas desse ecossistema, necessário para a manutenção da alta variabilidade genética intrapopulacional.

Pelo exposto acima, a conservação de *C. moschata*, no sul de Santa Catarina, encontra-se ameaçada, pelo acelerado processo de fragmentação das florestas da região e, principalmente, por não ter sido citada em outros levantamentos realizados em florestas da região.

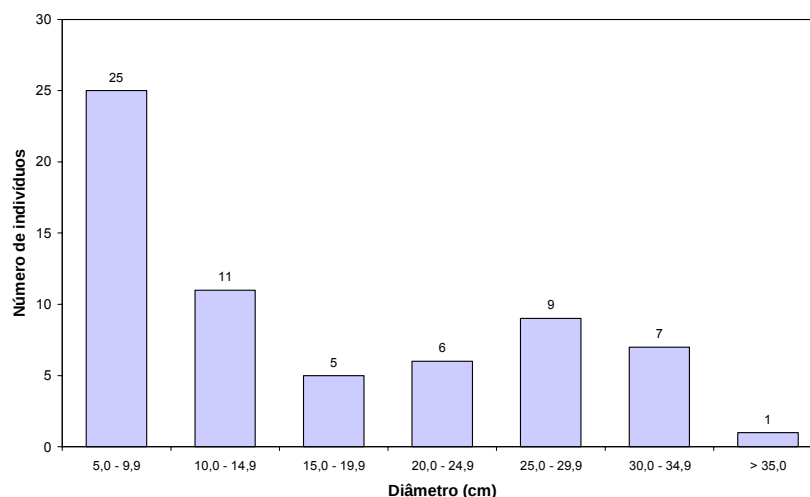


Figura 7: Distribuição do número de indivíduos de *Cryptocarya moschata* amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

A distribuição do número de indivíduos de *Guatteria australis* é apresentada na figura 8. Observa-se maior número de indivíduos nas duas primeiras classes, indicação de que a espécie apresenta boa regeneração natural (distribuição na forma de J reverso). Espécie de dossel, secundária tardia, apresenta 18 indivíduos com alturas entre 11 e 15 metros.

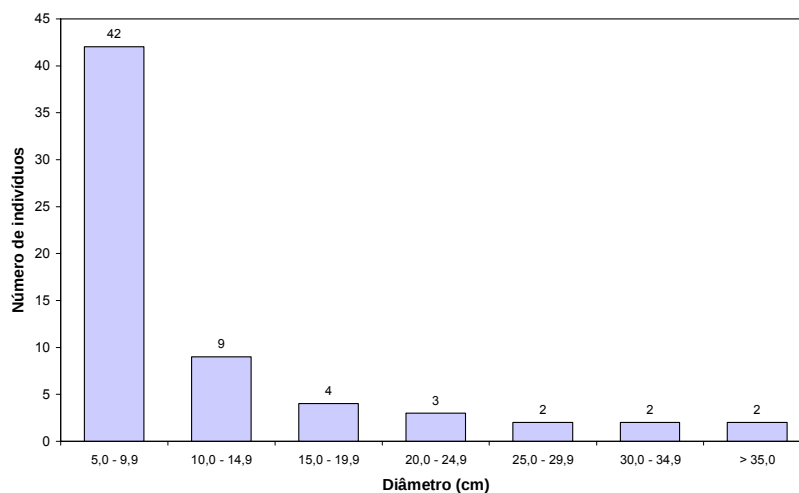


Figura 8: Distribuição do número de indivíduos de *Guatteria australis* amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

Sorocea bonplandii, abundante do sub-bosque, demonstra boa regeneração natural; pode-se considerar que a população encontra-se em equilíbrio (figura 9). Pequena árvore (até 9 m de altura) de folhas com bordos espinhentos, muito comum no interior das florestas. Vive na sombra, o que lhe confere uma condição especial; frutos (drupa) de cor vermelha até negra, dispersos por pássaros (sabiás e araçarís), conforme citado por Backes e Irgang (2004).

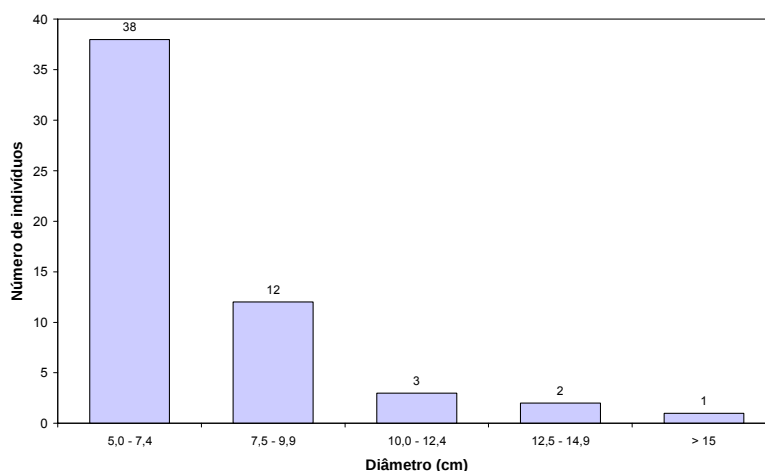


Figura 9: Distribuição do número de indivíduos de *Sorocea bonplandii* amostrados por classe de diâmetro, em intervalos de 2,5 cm, na Floresta Ombrófila Densa do Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina.

Com relação à distribuição espacial das espécies, *Myrcia pubipetala* é a que apresenta melhor distribuição, estando presente em 46 das 100 unidades amostrais, seguida de *Cryptocarya moschata* em 39, *Cabralea canjerana* em 36, *Guatteria australis* e *Psychotria vellosiana* em 35 parcelas.

Além das espécies mais freqüentes, como as citadas acima, existem ainda as espécies raras, que só aparecem com densidade de apenas um indivíduo por hectare. No presente estudo foi amostrado 31 espécies (22,6%) com apenas um indivíduo presente na área amostral de um hectare.

Na Mata Atlântica a escassez de indivíduos de uma mesma espécie se mostra acentuada. Kageyama e Gandara (2000) em levantamentos florísticos nas florestas ombrófila e semidecídua do estado de São Paulo concluíram que entre 20 e 50% das espécies contêm apenas um indivíduo por hectare.

Lepsch-Cunha; Gascon; Kageyama (2001) destacam que independente da variação espacial na abundância das populações, 30% a 40% das espécies arbóreas nas florestas tropicais são raras, ou seja, apresentam um indivíduo ou menos por hectare. Essas espécies requerem áreas muito extensas para manutenção de sua população, onde uma espécie com abundância de um indivíduo adulto por hectare exige cerca de 500 hectares para representar uma população mínima viável (KAGEYAMA; GANDARA, 1993; KAGEYAMA et al., 1998).

Dentre as espécies raras do presente estudo, destaca-se *Eugenia bacopari* e *Inga marginata* citadas por Citadini-Zanette (1995) como raras (presente com um indivíduo em um hectare) e *Miconia cabucu*, *Myrsine coriacea*, *Psidium cattleyanum* e *Rollinia rugulosa* citadas por Martins (2005); ambos os estudos realizados em mata atlântica no sul de Santa Catarina. *Myrcia anacardiifolia* aparece como rara nos três estudos.

Jarenkow (1994) salienta que o estágio sucessional em que as florestas se encontram pode explicar a raridade de algumas espécies, podendo essas populações estarem em processo de extinção ou substituição local, ou ainda começando a se estabelecer na área. *Myrcia fallax*, espécie secundária inicial, comum em ambientes alterados, aparece como rara em floresta primária (CITADINI-ZANETTE, 1995) e com uma densidade de 45 indivíduos por hectare no presente estudo, caracterizando, provavelmente, espécie que passa por substituição local.

Hubbel e Foster (1986) destacam vários fatores que determinam a raridade de uma espécie, como a ocupação de pequena porção do habitat, condições de regeneração infrequente ou sem ocorrência e ainda um recente processo de imigração da espécie para área de estudo.

As alturas estimadas variaram entre 1,5 e 20,0 m (figura 9). Os maiores valores de altura foram atribuídos a dois indivíduos de *Aspidosperma parvifolia*, com 20 metros, seguidos de mais dois da mesma espécie com 19 metros e um de *Marlierea eugeniopsoides* e outro de *Ocotea urbaniana*, ambos, com 19 metros. Foram encontrados, seis indivíduos com 18 metros (*Cecropia glaziovii*, *Cryptocarya moschata*, *Cupania vernalis*, *Matayba guianensis*, *Ocotea urbaniana*, *Talauma ovata*) além de outro da família Euphorbiaceae não identificado em nível específico por encontrar-se sem folhas.

Observa-se que o maior número de indivíduos amostrados concentra-se entre 5,1 e 10,0 m de altura, sendo este estrato da vegetação caracterizado principalmente pelas espécies de sub-bosque como *Rudgea jasminoides*, *Guapira opposita*, *Cabralea canjerana*, *Sorocea bonplandii*, *Myrcia fallax* e *Mollinedia schottiana* que apresentam grande número de indivíduos, além de indivíduos jovens de *Cryptocharia moschata*, *Psychotria vellosiana* e *Myrcia pubipetala*.

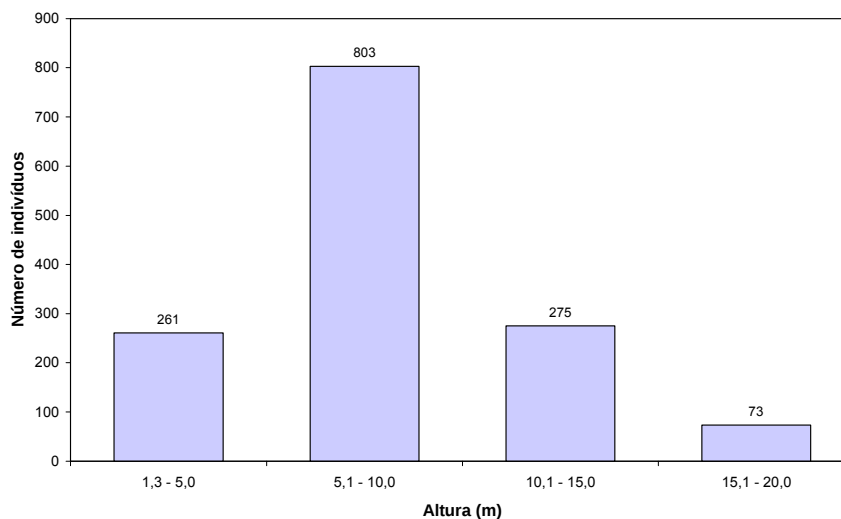


Figura 10: Classes de alturas dos indivíduos ($DAP \geq 5$ cm) amostrados no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano, município de Criciúma, Santa Catarina.

A terceira e quarta classes de altura podem ser caracterizadas pelas espécies de dossel, destacando-se: *Alchornea triplinervia*, *Aspidosperma australe*, *A. camporum*, *A. parvifolia*, *Cecropia glaziovii*, *Cryptocaria moschata*, *Duguetia lanceolata*, *Hieronyma alchorneoides*, *Maclura tinctoria*, *Matayba guianensis*, *Nectandra oppositifolia*, *Ocotea indecora*, *O. puberula*, *Piptadenia gonoacantha*, *Piptocarpha tomentosa*, *Pseudobombax grandiflorus*, *Psycotria vellosiana*, *Talauma ovata*, *Tetraorchidium rubrivenium* e *Vernonia discolor*.

Considerando-se apenas os indivíduos com DAP ≥ 10 cm, eliminando-se, portanto, a maioria dos indivíduos jovens das espécies de dossel e das pteridófitas arborescentes têm-se na terceira classe de altura (10,1-15,0) o maior número de indivíduos amostrados (figura 11).

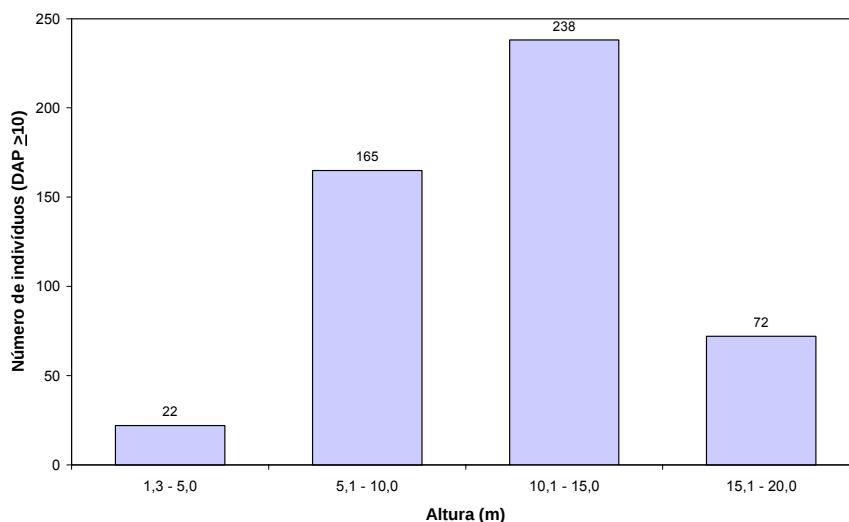


Figura 11: Classes de alturas dos indivíduos (DAP ≥ 10 cm) amostrados no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano, município de Criciúma, Santa Catarina.

Com relação à área basal total, 27,94 m²/ha, pode ser considerada baixa em comparação a obtida por Jarenkow (1994), Citadini-Zanette (1995) e Martins (2005), que obtiveram 49,66 m²/ha, 38,61 m²/ha e 36,58 m²/ha, respectivamente. Entretanto, o valor obtido no presente estudo, é superior ao encontrado por Santos (2003) para um fragmento em estágio médio de regeneração, que sofreu corte raso para plantio de *Eucalyptus saligna*, que obteve 24,61 m²/ha, destacando que, *E. saligna* contribuiu com 6,16 m²/ha de área basal.

Entre as espécies que apresentaram maior contribuição à área basal total estão: *Cryptocarya moschata* com 6,67%, *Matayba guianensis* com 6,63%, *Aspidosperma parvifolia* com 6,27% e *Psychotria vellosiana* com 4,83%, acumulando 24,40% do total.

O maior valor de importância obtido por *Cryptocarya moschata* não é usualmente encontrado quando comparado com levantamentos realizados no sul de Santa Catarina (CITADINI-ZANETTE, 1995; SANTOS; LEAL-FILHO; CITADINI-ZANETTE, 2003; MARTINS, 2005), citados anteriormente, que colocam na primeira posição *Euterpe edulis*, como já mencionado, sempre atribuído à grande densidade e frequência dessa espécie. O destaque de *E. edulis* é também evidenciado em diversos estudos fitossociológicos, realizados no sul e sudeste do Brasil, que demonstraram essa tendência, principalmente aos altos valores de densidade (VELOSO; KLEIN, 1957; 1959; 1963; 1968a; 1968b; SILVA; LEITÃO-FILHO, 1982; SILVA, 1985; MANTOVANI, 1993; JARENKOW, 1994; MELO; MANTOVANI, 1994; NEGRELLE 1995; SEVEGNANI, 1995; 2003; LISBOA, 2001; IZA, 2002).

Sevegnani (2003) em levantamento fitossociológico na floresta do Parque Natural Municipal São Francisco de Assis, Blumenau (SC), *Cryptocarya moschata* aparece em quinto lugar em valor de importância.

4.3 Estratégias de polinização e de dispersão e grupos funcionais

O grande número existente de espécies de plantas e animais, particularmente nas regiões tropicais, implica na ocorrência de complexas interações entre seus organismos. As interações bióticas são imprescindíveis para a manutenção dos ecossistemas, pois nestes as plantas não só definem a estrutura da floresta, como também participam de uma intrincada rede de interações mutualísticas ou antagonísticas com animais, fungos e microrganismos (FRANCESCHINELLI et al., 2003).

O estudo das fases ou atividades do ciclo de vida das plantas ou animais e sua ocorrência temporal ao longo do ano (fenologia) devem ser considerados quando se tenciona conhecer as relações intrincadas que caracterizam um ecossistema. Este tipo de estudo contribui para o entendimento dos ritmos de reprodução e regeneração das plantas e do ciclo de vida de animais que dependem das plantas como alimento, como os herbívoros, os polinizadores e os dispersores.

Conhecer a fenologia de uma vegetação significa conhecer como é a disponibilidade de recursos ao longo do ano para os animais que dependem das plantas na sua alimentação. Ao conhecer a fenologia da vegetação podemos definir períodos mais propícios para visitas, estudos de determinadas espécies, coleta de sementes para viveiros ou para preservação genética de espécies raras ou ameaçadas (MORELLATO, 1995).

As flores constituem importante fonte de recursos nas comunidades biológicas e são visitadas por grande número de animais em busca de recursos como, néctar, pólen, resina, óleo, perfume ou abrigo. Alguns visitantes utilizam-se destes recursos sem trazer nenhum benefício para as plantas. No entanto, muitos animais ao buscarem a recompensa oferecida pelas flores realizam a polinização. Os organismos que se alimentam de partes das plantas, danificando-as sem efetuar nenhum serviço em troca, estabelecem uma relação antagonística com elas. Assim muitas plantas produzem substâncias tóxicas e (ou) impalatáveis para evitar este tipo de herbivoria. Com isto, a presença de espécies de plantas menos tóxicas para certos herbívoros é vital (FRANCESCHINELLI et al., 2003).

Entre os principais grupos de animais associados às flores estão os insetos (abelhas, borboletas, mariposas, moscas, vespas, entre outros), as aves (como os beija-flores) e alguns mamíferos (como morcegos, macacos e marsupiais).

A polinização envolve o processo de transporte do pólen (célula masculina) até o aparelho reprodutor feminino na flor, o estigma. O estigma da flor possui uma superfície muito pequena, geralmente menor que 1 mm². A dificuldade de se realizar, então, a colocação do pólen no estigma faz com que o nível de especificidade no processo de polinização seja muito grande (REIS; ZAMBONIM; NAKAZONO, 1999).

Nas florestas tropicais a exuberante vegetação representa um obstáculo formidável para a transferência de pólen entre as plantas. Esta dificuldade é ainda maior em face da baixa densidade populacional na maioria das espécies (TONHASCA-JUNIOR, 2005). Abelhas em geral, provavelmente, polinizam o maior número de espécies, principalmente entre as árvores do estrato superior da floresta. Borboletas, mariposas, besouros, vespas e moscas são outros grupos importantes (BAWA, 1990).

Bawa et al. (1985), estudando uma amostra de árvores de uma floresta tropical, detectaram que o vento participa em apenas 2,5% na polinização, sendo os animais os principais vetores responsáveis por este fenômeno.

O simples conhecimento sobre a fauna de polinizadores de dossel é escasso, principalmente sobre os insetos. Neste contexto, as abelhas das subtribos Euglossina e Meliponina, chamadas abelhas indígenas sem ferrão, como a jataí e a irapuá, são dos poucos grupos de polinizadores razoavelmente bem conhecidos para vários ambientes florestais do Brasil. Mesmo assim, suas interações com as plantas foram pouco estudadas (FRANCESCHINELLI et al., 2003).

Segundo Antonioni et al. (2003), na visão popular, as moscas (dípteros das sub-ordens Brachycera e Cyclorrhapha) estão sempre associadas ao lixo e aos dejetos humanos e de animais domésticos. Pode-se assim imaginar que as alterações ambientais causadas pelo homem sejam favoráveis a estes insetos. Na realidade, muitas espécies de moscas dependem de detritos orgânicos para o seu desenvolvimento, mas poucas se especializaram em utilizar-se desses detritos produzidos direta ou indiretamente pelas atividades humanas. Essas espécies são conhecidas como sinantrópicas e, em sua maioria, têm grande importância médica ou veterinária. Os autores op. cit. salientam que muitas espécies de moscas são importantes polinizadoras, decompositoras, predadoras e parasitas de outros insetos e são usadas como alimentos por diversas espécies. Suas funções são essenciais para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. Pela grande diversificação no uso de habitats e de recursos, é de se esperar alterações marcantes na comunidade de moscas em decorrência do processo de fragmentação florestal.

Os Lepidópteros (borboletas e mariposas) têm sido considerados importantes indicadores, pois atuam nos ecossistemas florestais como desfolhadores, decompositores, presas ou hospedeiros de carnívoros; estando a sua diversidade relacionada à reciclagem de nutrientes, dinâmica populacional de plantas e à relação predador-presa de um ecossistema (HAMMOND; MILLER, 1998; PRICE et al., 1995 apud ANTONIONI et al., 2003).

No presente estudo, do total de espécies amostradas, 95% apresentaram estratégia de polinização zoofílica e 5% anemofílica (figura 12).

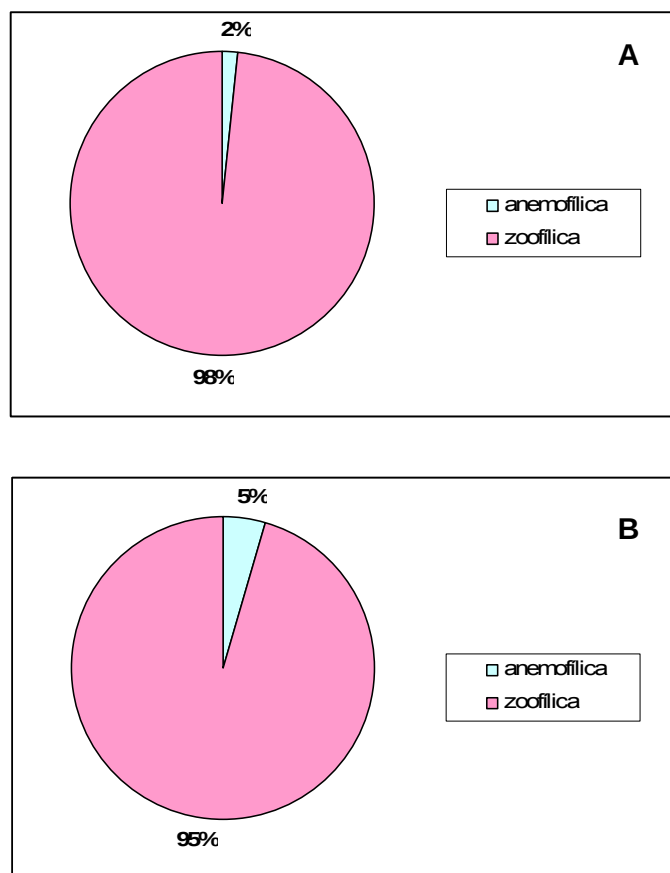


Figura 12: Estratégias de polinização das árvores de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, Criciúma, Santa Catarina, expressas pela abundância total de indivíduos (A) e pela riqueza total de espécies (B), em cada categoria.

De acordo com Antonioni et al. (2003), o tamanho mínimo de um fragmento capaz de sustentar a diversidade de insetos pré-existente em um ecossistema tropical é variável de acordo com a região, em função de diferenças no clima, solo, grau de endemismo e distribuição das espécies. Os autores op. cit salientam que fragmentos em estádios sucessionais secundários também podem abrigar grande diversidade de insetos, sendo também variável conforme a região, a idade e o tamanho do mesmo que permitam a manutenção dessa diversidade.

As plantas procuradas pelos beija-flores também apresentam flores com características peculiares (como a composição do néctar e o comprimento e a cor da corola) que as tornam pouco atrativas a outros polinizadores. Exemplo disto são as bananeiras-do-mato (*Heliconia* spp.), procuradas principalmente por beija-flores florestais, como o rabo-branco-miúdo (FRANCESCHINELLI et al., 2003).

Allen-Wardell et al. (1998) demonstram que populações de muitas plantas nativas e seus polinizadores estão diminuindo devido ao aumento da fragmentação florestal e de áreas degradadas e prevêem que cerca de 20.000 espécies de plantas dentro das próximas décadas terão declínio em suas populações devido à relação de interdependência com seus polinizadores.

Tabela 4: Relação das espécies arbóreas (DAP $\geq$ 5 cm) amostradas em levantamento fitossociológico no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional (GFunc) onde: Pio = pioneira, Sin = secundária inicial, Sta = secundária tardia, Cli = clímax; estratégias de polinização e de dispersão e períodos de floração e de frutificação, onde 1... 12 = janeiro... dezembro; ni = número de indivíduos amostrados.

Família/Nome científico	ni	GFunc	Estratégia		Período (meses)	
			polinização	dispersão	Floração	Frutificação
Annonaceae						
<i>Annona cacans</i>	3	Pio	zoofílica	zoocórica	9 a 10	3 a 4
<i>Duguetia lanceolata</i>	13	Sta	zoofílica	zoocórica	11 e 12	3 a 5
<i>Guatteria australis</i>	55	Sta	zoofílica	zoocórica	5 a 10	2 a 10
<i>Rollinia rugulosa</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	9 a 3	11 a 3
<i>Rollinia sericea</i>	6	Sta	zoofílica	zoocórica	9 a 11	12 a 2
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma australe</i>	6	Cli	zoofílica	autocórica	9 a 12	7 a 9
<i>Aspidosperma camporum</i>	9	Sin	zoofílica	anemocórica	9 e 10	7 a 9
<i>Aspidosperma parvifolia</i>	27	Sta	zoofílica	anemocórica	8 a 1	7 a 11
Aquifoliaceae						
<i>Ilex brevicuspis</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	10 a 12	12 a 5
<i>Ilex paraguariensis</i>	18	Cli	zoofílica	zoocórica	10 a 12	1 a 3
Araliaceae						
<i>Schefflera morototonii</i>	3	Sta	zoofílica	zoocórica	11 a 5	7 a 10
Asteraceae						
<i>Piptocarpha tomentosa</i>	3	Pio	zoofílica	anemocórica	7 a 9	8 a 10
<i>Vernonia discolor</i>	5	Pio	zoofílica	anemocórica	7 a 9	9 a 11
Bignoniaceae						
<i>Jacaranda puberula</i>	5	Sin	zoofílica	anemocórica	8 a 10	2 e 3
Bombacaceae						
<i>Pseudobombax grandiflorus</i>	14	Sta	zoofílica	anemocórica	6 a 9	9 e 10
Boraginaceae						
<i>Cordia trichotoma</i>	1	Pio	zoofílica	anemocórica	2 a 4	4 a 6
Burseraceae						
<i>Protium kleinii</i>	25	Cli	zoofílica	zoocórica	7 a 11	8 a 3
Cecropiaceae						
<i>Cecropia glaziovii</i>	8	Pio	zoofílica	zoocórica	8 a 12	11 a 2
Chrysobalanaceae						
<i>Hirtella hebeclada</i>	3	Sta	zoofílica	zoocórica	9 e 10	1 a 3

Familia/Nome científico	ni	GFunc	Estratégia		Período (meses)	
			polinização	dispersão	Floração	Frutificação
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i>	3	Sta	zoofílica	zoocórica	8 a 11	12 a 5
Combretaceae						
<i>Buchenavia kleinii</i>	5	Cli	zoofílica	zoocórica	12 a 2	1 a 3
Cunoniaceae						
<i>Lamanonia ternata</i>	3	Pio	zoofílica	anemocórica	10 a 2	6 a 8
Cyatheaceae						
<i>Alsophila setosa</i>	91	Cli	----	anemocórica	-----	-----
Elaeocarpaceae						
<i>Sloanea guianensis</i>	31	Cli	zoofílica	autocórica	8 a 10	9 a 11
<i>Sloanea monosperma</i>	6	Cli	zoofílica	zoocórica	8 a 9	1 a 3
Euphorbiaceae						
Euphorbiaceae	4	----	----	----	----	----
<i>Alchornea triplinervia</i>	22	Sin	zoofílica	autocórica	10 a 3	4 a 8
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	6	Sin	zoofílica	zoocórica	10 a 12	1 a 4
<i>Pera glabrata</i>	5	Sta	anemofílica	zoocórica	1 a 3	10 a 1
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	8	Sin	anemofílica	autocórica	9 a 10	10 a 11
Fabaceae						
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	10	Sin	zoofílica	anemocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Machaerium aculeatum</i>	1	Pio	zoofílica	anemocórica	11 a 2	4 a 7
<i>Zollernia ilicifolia</i>	1	Sta	zoofílica	autocórica	9 a 5	9 a 1
Flacourtiaceae						
<i>Casearia decandra</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	7 a 8	10
<i>Casearia obliqua</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	9 a 2	12 a 3
<i>Casearia sylvestris</i>	36	Pio	zoofílica	zoocórica	9 a 2	12 a 3
Icacinaceae						
<i>Citronella paniculata</i>	3	Cli	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
Lauraceae						
<i>Aiouea saligna</i>	2	Sin	zoofílica	zoocórica	1 a 4	2 a 4
<i>Aniba firmula</i>	5	Sta	zoofílica	zoocórica	9 a 11	1 a 3
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	3	Cli	zoofílica	zoocórica	12 e 1	8 e 9
<i>Cryptocarya moschata</i>	64	Cli	zoofílica	zoocórica	8 a 10	2 a 4
<i>Endlicheria paniculata</i>	18	Sta	zoofílica	zoocórica	1 a 3	5 a 7
<i>Nectandra membranacea</i>	8	Sta	zoofílica	zoocórica	1 a 3	6 a 8
<i>Nectandra oppositifolia</i>	18	Sta	zoofílica	zoocórica	1 a 3	6 a 8
<i>Ocotea cf. floribunda</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Ocotea indecora</i>	22	Cli	zoofílica	zoocórica	12 a 2	6 a 8
<i>Ocotea lanata</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Ocotea odorifera</i>	7	Sta	zoofílica	zoocórica	12 a 2	4 a 6
<i>Ocotea puberula</i>	6	Sta	zoofílica	zoocórica	7 a 8	11 a 12
<i>Ocotea silvestris</i>	4	Cli	zoofílica	zoocórica	4 a 9	12 a 3
<i>Ocotea urbaniana</i>	25	Cli	zoofílica	zoocórica	11 a 1	12 a 2
Magnoliaceae						
<i>Talauma ovata</i>	32	Sta	zoofílica	zoocórica	10 a 12	8 e 9
Malpighiaceae						
<i>Bunchosia maritima</i>	1	Sta	Desconhecida	Desconhecida	Desconhecida	Desconhecida
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	2	Sta	zoofílica	zoocórica	11 e 12	1 a 5

Familia/Nome científico	ni	GFunc	Estratégia		Período (meses)	
			polinização	dispersão	Floração	Frutificação
Melastomataceae						
<i>Leandra dasytricha</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Miconia</i> sp.	2	----	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Miconia cabucu</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	8 e 9	10 e 11
<i>Miconia cinerascens</i>	4	Sin	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
Meliaceae						
<i>Cabralea canjerana</i>	46	Sta	zoofílica	autocórica	9 a 3	6 a 12
<i>Cedrela fissilis</i>	9	Sta	zoofílica	autocórica	8 e 9	6 a 8
<i>Guarea macrophylla</i>	16	Cli	zoofílica	autocórica	10 a 2	6 a 8
<i>Trichilia</i> cf. <i>casarettoi</i>	4	Cli	zoofílica	autocórica	12 e 1	3 a 5
<i>Trichilia lepidota</i>	23	Cli	zoofílica	autocórica	12 a 3	1 a 4
<i>Trichilia pallens</i>	2	Cli	zoofílica	autocórica	1 a 3	2 a 4
Mimosaceae						
<i>Inga marginata</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	10 a 2	3 a 5
<i>Inga sessilis</i>	8	Sin	zoofílica	zoocórica	9 a 2	7 a 9
<i>Inga uruguensis</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	8 a 11	9 a 11
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	10	Pio	zoofílica	anemocórica	10 a 1	9 e 10
Monimiaceae						
<i>Mollinedia</i> cf. <i>clavigera</i>	2	Sta	zoofílica	zoocórica	10 e 11	3 a 5
<i>Mollinedia schottiana</i>	18	Cli	zoofílica	zoocórica	9 a 1	2 a 6
<i>Mollinedia triflora</i>	2	Cli	zoofílica	zoocórica	10 a 1	2 a 5
Moraceae						
<i>Brosimum lactescens</i>	2	Cli	zoofílica	zoocórica	7 e 8	8 e 9
<i>Ficus adathodifolia</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Ficus luschnatiana</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	8 e 9	12 e 1
<i>Maclura tinctoria</i>	1	Pio	zoofílica	zoocórica	8 a 1	1 a 2
<i>Sorocea bonplandii</i>	55	Sta	zoofílica	zoocórica	7 a 9	11 e 12
Myristacaceae						
<i>Virola bicuhyba</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	1 a 5	7 a 11
Myrsinaceae						
<i>Myrsine</i> sp.	2	Sin	anemofílica	zoocórica	----	----
<i>Myrsine coriacea</i>	1	Sin	anemofílica	zoocórica	5 e 6	10 e 12
<i>Myrsine</i> cf. <i>guianensis</i>	4	Sin	anemofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Myrsine umbellata</i>	1	Sin	anemofílica	zoocórica	12 a 1	3 a 12
Myrtaceae						
<i>Calyptanthus grandifolia</i>	1	Cli	zoofílica	zoocórica	11 a 12	11 a 12
<i>Calyptanthus lucida</i>	21	Sta	zoofílica	zoocórica	12 e 1	5
<i>Eugenia bacopari</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	12 a 4	5 a 9
<i>Eugenia beaurepaireana</i>	5	Sta	zoofílica	zoocórica	3 a 12	8 a 10
<i>Eugenia handroana</i>	3	Sta	zoofílica	zoocórica	9 e 10	5 e 6
<i>Eugenia multicostata</i>	1	Cli	zoofílica	zoocórica	7 a 1	10 e 11
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	28	Sta	zoofílica	zoocórica	3 a 6	9 a 12
<i>Eugenia platysema</i>	2	Cli	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Eugenia</i> cf. <i>psidiiflora</i>	2	Sta	zoofílica	zoocórica	7 a 12	7
<i>Eugenia stigmatica</i>	7	Sta	zoofílica	zoocórica	7 a 10	3 a 8
<i>Gomidesia squamata</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Marlierea eugeniopsoides</i>	39	Cli	zoofílica	zoocórica	11 a 1	11 a 12

Familia/Nome científico	ni	GFunc	Estratégia		Período (meses)	
			polinização	dispersão	Floração	Frutificação
<i>Marlierea cf. krapovickae</i>	2	Cli	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Marlierea silvatica</i>	2	Sta	zoofílica	zoocórica	10 a 12	12
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	5	Sta	zoofílica	zoocórica	12 a 7	8
<i>Myrcia anacardiifolia</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	12	5 a 9
<i>Myrcia brasiliensis</i>	6	Sta	zoofílica	zoocórica	12	3 a 6
<i>Myrcia cf. calumbaensis</i>	1	Cli	zoofílica	zoocórica	4 e 5	5 e 6
<i>Myrcia fallax</i>	45	Sin	zoofílica	zoocórica	11 e 12	1 a 3
<i>Myrcia glabra</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	3 a 5	7 a 9
<i>Myrcia hebeptala</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	11 a 3	6
<i>Myrcia pubipetala</i>	78	Sta	zoofílica	zoocórica	1 a 3	9 a 11
<i>Myrcia richardiana</i>	3	Sta	zoofílica	zoocórica	11 a 3	3 e 4
<i>Myrcia spectabilis</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Myrcia tijucensis</i>	1	Cli	zoofílica	zoocórica	11 a 3	3 e 4
<i>Myrciaria floribunda</i>	4	Cli	zoofílica	zoocórica	1 a 5	9
<i>Myrciaria plinioides</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	8 a 1	9 a 12
<i>Neomitranthes cordifolia</i>	6	Pio	zoofílica	zoocórica	8 a 9	10 a 12
<i>Plinia cf. brachybotrya</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
<i>Psidium catleyanum</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	9 a 1	2 a 3
Nyctaginaceae						
<i>Guapira opposita</i>	24	Sin	zoofílica	zoocórica	7 a 9	11 a 2
<i>Pisonia ambigua</i>	4	Sin	zoofílica	zoocórica	7 a 10	10 e 11
Ochnaceae						
<i>Ouratea parviflora</i>	4	Sta	zoofílica	zoocórica	8 a 10	10 a 1
Oleaceae						
<i>Chionanthus filiformes</i>	2	Sta	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
Rubiaceae						
<i>Alibertia concolor</i>	6	Cli	zoofílica	zoocórica	1 a 3	3 a 5
<i>Faramea marginata</i>	14	Cli	zoofílica	zoocórica	12 e 1	5 e 6
<i>Posoqueria latifolia</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	9 a 12	6 e 7
<i>Psychotria cf. leiocarpa</i>	1	Sta	zoofílica	zoocórica	11 a 1	4 a 6
<i>Psychotria vellosiana</i>	49	Sta	zoofílica	zoocórica	10 a 12	3 a 8
<i>Psychotria suterella</i>	1	Cli	zoofílica	zoocórica	11 e 12	4 a 10
<i>Rudgea jasminoides</i>	38	Cli	zoofílica	zoocórica	9 a 11	11 a 1
Rutaceae						
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	2	Sta	zoofílica	autocórica	11 a 1	6 a 8
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	Sin	zoofílica	autocórica	10 e 11	11 a 1
Sabiaceae						
<i>Meliosma sellowii</i>	26	Sta	zoofílica	zoocórica	9 e 10	7 e 8
Sapindaceae						
<i>Allophylus edulis</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	10 a 12	12 a 2
<i>Cupania vernalis</i>	9	Sin	zoofílica	zoocórica	3 a 8	9 a 12
<i>Matayba guianensis</i>	25	Sta	zoofílica	autocórica	10 a 12	11 a 1
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	10	Cli	zoofílica	zoocórica	12 a 4	6 a 10
<i>Chrysophyllum viride</i>	2	Cli	zoofílica	zoocórica	10 a 1	11 a 1
<i>Pouteria cf. gardneriana</i>	2	Sin	zoofílica	zoocórica	9 a 10	12 a 1

Familia/Nome científico	ni	GFunc	Estratégia		Período (meses)	
			polinização	dispersão	Floração	Frutificação
Simaroubaceae						
<i>Picramnia cf. parvifolia</i>	2	Pio	zoofílica	zoocórica	9 a 4	10 a 5
Solanaceae						
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	1	Sin	zoofílica	zoocórica	11 e 12	12 a 2
Styracaceae						
<i>Styrax acuminatus</i>	6	Cli	zoofílica	autocórica	9 e 10	1 e 2; 9 e 10
Symplocaceae						
<i>Symplocos trachycarpus</i>	2	Sin	zoofílica	zoocórica	Desconhecida	Desconhecida
Tiliaceae						
<i>Luehea divaricata</i>	3	Sin	zoofílica	autocórica	12 a 2	5 a 8
Ulmaceae						
<i>Trema micrantha</i>	3	Pio	zoofílica	zoocórica	9 a 1	1 a 5

Essa dependência dos animais para a polinização é constatada em diversos estudos. Zoucas (2002) relacionou 981 espécies, de diferentes formas biológicas, com ocorrência no sul de Santa Catarina, visando a recuperação de áreas degradadas. Constatou zoofilia em 913 espécies (93%) e anemofilia em apenas 68 espécies (7%).

No estudo realizado por Zambonim (2001), das 747 espécies registradas para o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro em Santa Catarina, foi registrado zoofilia em 95% das espécies. Negrelle (2003) constatou na Reserva Volta Velha, Itapoá, Santa Catarina, que das espécies amostradas 99% realizam polinização zoofílica.

Além da polinização, a dispersão é outra importante interação entre fauna e flora. A dispersão de sementes constitui mais um dos mecanismos essenciais para a dinâmica da floresta, conseqüentemente influenciando na regeneração natural das populações (ZAMBONIM, 2001; TABARELLI; PERES, 2002).

O processo de dispersão representa a ligação entre a última fase reprodutiva da planta com a primeira fase de recrutamento da população. Sem a dispersão das sementes, a progênie estaria fadada à extinção e a regeneração se tornaria impossível, sendo que em alguns casos, espécies de plantas que perderam seus dispersores estariam ameaçadas de extinção local (CHAPMAN; CHAPMAN, 1995; GALETTI; PIZO; MORELLATO, 2003).

Reis e Kageyama (2003) entendem a dispersão como o transporte das sementes para um local próximo ou distante da planta geradora destas sementes

(planta-mãe). Esta distância pode variar de centímetros a quilômetros (HOWE, 1986 apud REIS; KAGEYAMA, 2003).

Nas florestas tropicais, a forma mais freqüente de dispersão das sementes é através dos animais (zoocoria). Cerca de 60 a 90% das espécies vegetais dessas florestas são adaptadas a esse tipo de transporte de propágulos (MORELLATO et al., 2000).

No presente estudo, do total de espécies amostradas, 80% apresentaram estratégia de dispersão zoocórica, 8% apresentaram estratégia anemocórica e 12% eram autocóricas (figura 13). Valores semelhantes foram encontrados por Citadini-Zanette (1995), Santos; Leal-Filho; Citadini-Zanette (2003) e Martins (2005) em florestas da região.

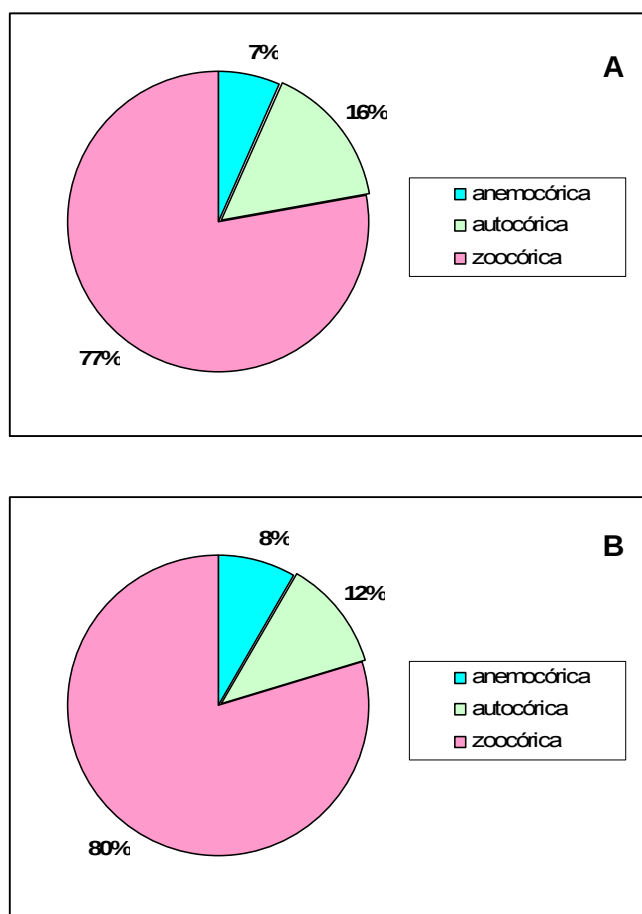


Figura 13: Estratégias de dispersão de sementes das árvores num fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, Criciúma, Santa Catarina, expressas pela abundância total de indivíduos (A) e pela riqueza total de espécies (B), em cada categoria.

A falha de colonização pela fauna leva ao estabelecimento de um cemitério de árvores em pé, cujas populações não serão capazes de se sustentar no futuro, uma vez que a maior parte das espécies arbóreas das florestas tropicais depende dos animais para sua polinização e dispersão (REIS; ZAMBONIM; NAKAZONO, 1999).

Num planeta cada vez mais modificado pela ação antrópica, onde fragmentos de vegetação natural tornam-se muitas vezes os únicos remanescentes de um patrimônio natural de toda uma região, a conservação e o estudo de organismos de fragmentos florestais representam um investimento valioso (ALEIXO, 1995).

Para espécies cuja dispersão de propágulos é zoocórica, as limitações à dispersão são maiores que para aquelas dispersas pelo vento (anemocóricas), pois os animais dispersores de propágulos podem estar ausentes ou em baixo número na área, ou até mesmo não se deslocarem pela matriz (SCARIOT et al., 2003).

Vários estudos desenvolvidos sobre o tema fragmentação de ambientes florestais e seu impacto na avifauna tem mostrado perda significativa de espécies quanto menor a área e maior o seu isolamento (WIENS, 1989 apud LAPS et al., 2003).

Fragmentos florestais pequenos, embora não consigam manter todas as espécies de aves de uma região ao mesmo tempo, abrigam algumas espécies florestais ao longo de todo o ano e podem servir de ponto de parada ou alimentação temporários para outras espécies (LAPS et al., 2003).

Anfíbios e répteis (herpetofauna) formam um grupo proeminente em quase todas as comunidades terrestres. Mais de 80% da diversidade dos dois grupos ocorrem em regiões tropicais (POUGH et al., 1998 apud SILVANO et al., 2003), cujas paisagens naturais estão sendo rapidamente destruídas pela ocupação humana. As consequências imediatas da destruição das paisagens naturais são a remoção das populações e seu isolamento nos fragmentos remanescentes. Devido a sua baixa mobilidade, requerimentos fisiológicos, especificidade de habitat e facilidade de estudo, anfíbios e répteis são considerados modelos ideais para estudos sobre os efeitos da fragmentação. Existem, entretanto, poucos estudos sobre o assunto (SILVANO et al., 2003).

Os animais dispersores tendem a se manter em áreas onde existem alimentos disponíveis durante todo o ano. Nesse sentido, as plantas denominadas bagueiras têm papel fundamental para a manutenção do equilíbrio dinâmico das florestas e também para recuperação de áreas degradadas (REIS, 1995).

Utilizar como um dos critérios de seleção de espécies para reflorestamento a sua atratividade para a fauna silvestre, em função tanto do tipo de recurso ofertado quanto da época do ano em que florescem ou frutificam, é uma estratégia que pode facilitar este processo (KNOWLES; PARROTTA, 1995; GOOSEM; TUCKER, 1995; REIS; ZAMBONIM; NAKAZONO, 1999; ENGEL; PARROTTA, 2003).

Segundo Reis e Kageyama (2003) o conceito de bagueira proveniente do etnoconhecimento gerado a partir da rotina prática de caçadores, poderia ser interpretado, em grande parte, como sinônimo dos modernos conceitos de espécie chave (SMYTHE, 1986) e mutualista chave (TERBORGH, 1986). O termo bagueira, segundo Reis (1995), utilizado por caçadores, se refere àquelas plantas que, quando com frutos maduros, atraem grande número de animais.

A acentuada percentagem de espécies zoofílicas e zoocóricas, apresentadas no presente estudo, confirma a importância dos agentes bióticos no fluxo gênico em formações florestais assemelhando-se aos resultados de vários autores, já mencionados, como o mais importante modo de polinização e dispersão das espécies lenhosas da mata atlântica.

Caracterizando as espécies de acordo com seu grupo funcional (figura 14 e tabela 5), 66,7% das espécies se enquadram dentro dos estádios avançados da sucessão (secundárias tardias e climácicas), enquanto 33,3% dos estádios iniciais (pioneiras e secundárias iniciais).

As espécies do início da sucessão (pioneiras e secundárias iniciais) desempenham alto valor ecológico na comunidade durante o processo sucessional, pelo fato de se desenvolverem em clareiras, e em áreas degradadas, apresentarem rápido crescimento, ciclo de vida curto, produzirem muitas sementes dispersas por agentes generalistas e formarem o banco de sementes com viabilidade por longo período (GÓMEZ-POMPA; VASQUEZ-YANES, 1981; WHITMORE, 1978).

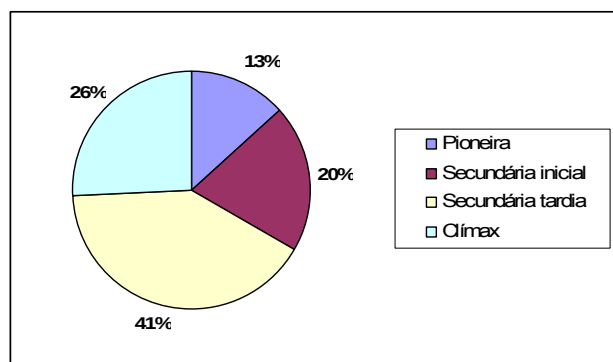


Figura 14: Distribuição das árvores (número de espécies) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional.

Pela abundância e riqueza específica das categorias representadas pelas pioneiras e secundárias iniciais, pode-se sugerir que o fragmento florestal (estádio sucessional avançado de regeneração natural) não esteja sofrendo perturbações recentes. As pioneiras e secundárias iniciais representam aproximadamente 19% do número total de indivíduos amostrados e as secundárias iniciais e climáticas, aproximadamente, 81% (figura 15). Em fragmento florestal em estágio médio de regeneração natural, Santos; Leal-Filho; Citadini-Zanette (2003), estimaram em aproximadamente 62% a representatividade dos indivíduos das espécies pioneiras e secundárias iniciais.

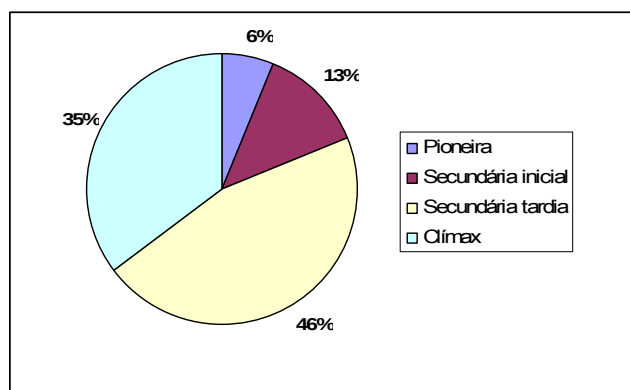


Figura 15: Distribuição das árvores (número de indivíduos) amostradas no Parque Ecológico Municipal José Milanese, Criciúma, Santa Catarina, de acordo com seu grupo funcional.

O enquadramento de espécies em grupos funcionais (categorias sucessionais) é uma forma que diversos autores desenvolveram para melhor entender o processo de sucessão que ocorre nas florestas tropicais, essa visão

resultou do estudo da dinâmica de clareiras (BUDOWSKI, 1965; WHITMORE, 1978; DENSLOW, 1980; HARTSHORN, 1980; BROKAW, 1985; MARTINEZ-RAMOS, 1985; GÓMEZ-POMPA et al., 1988; BROKAW; SCHEINER, 1989).

Segundo Gomes-Pompa e Vázquez-Yanes (1981), as espécies pioneiras alteram o ambiente, basicamente, em três modos: a) transferem grande parte dos nutrientes disponíveis no solo para a biomassa, constituindo este num dos mecanismos básicos do ecossistema para a conservação de seu estoque de nutrientes; b) contribuem para a elevação do teor de matéria orgânica no solo, resultando em considerável desenvolvimento da estrutura do solo; e c) modificam as condições microclimáticas nos estratos de crescimento das mudas e árvores, através da redução das flutuações térmicas e aumento da umidade relativa atmosférica. Estas mudanças no ambiente propiciam o estabelecimento das espécies das classes seguintes da sucessão, que subsequenteiramente, irão ser responsáveis pelo domínio e supressão das árvores pioneiras e secundárias iniciais pelas secundárias tardias e climáticas.

Com base na dinâmica sucessional apresentada por Klein (1979, 1980), na Resolução CONAMA 004/94 (BRASIL, 1994), na composição florística e na estrutura da comunidade arbórea amostrada, pode-se concluir que o fragmento estudado não teve alterações recentes, após ter sofrido, em épocas passadas, processo de exploração seletiva, principalmente de espécies madeiras.

Analisando a Tabela 5, percebe-se que, proporcionalmente, existe variação na relação entre o número de espécies e de indivíduos arbóreos para os grupos funcionais com aumento da representatividade das espécies de final de sucessão. Quando se analisa as estratégias de polinização e de dispersão não se observa variação significativa entre número de indivíduos e de espécies amostrados no estudo.

A dinâmica da interação frugívoro-planta pode ser relacionada com a variação temporal na oferta de frutos em florestas tropicais, mesmo sob climas pouco sazonais, representando variações na oferta de recursos para frugívoros ao longo do tempo (MORELLATO et al., 2000). Devido a grande dependência das plantas como fonte de alimento para os animais frugívoros, as alterações nessa interação podem ter sérias implicações para a conservação da biodiversidade (ALLEN-WARDELL et al., 1998).

Tabela 5: Percentual e número de indivíduos (Ni) e de espécies (Ne), relacionados aos grupos funcionais, estratégias de polinização e de dispersão no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano no município de Criciúma, SC. Pio = pioneira; Sin = secundária inicial; Sta = secundária tardia e Cli = Clímax.

Grupo funcional					Estratégias				
					polinização		dispersão		
	Pio	Sin	Sta	Cli	anemofílica	zoofílica	anemocórica	autocórica	zoocórica
Ne (%)	18 (13,3)	27 (20,0)	55 (40,7)	34 (26,0)	6 (4,5)	128 (95,5)	11 (8,2)	16 (11,9)	107 (79,9)
Ni (%)	87 (6,2)	179 (12,7)	643 (45,7)	498 (35,4)	21 (1,6)	1296 (98,4)	88 (6,7)	206 (15,6)	1023 (77,7)

As fenofases de floração e de frutificação, ao longo do ano, das espécies arbóreas amostradas no presente estudo estão representadas na figura 16.

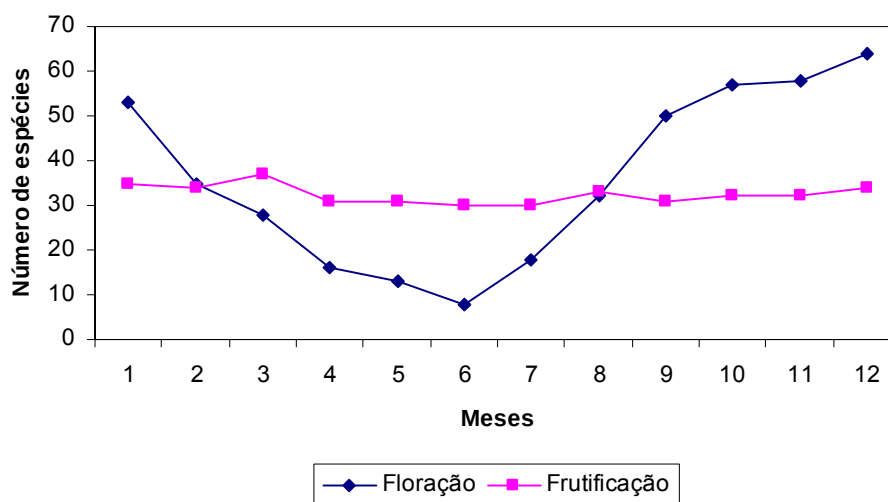


Figura 16: Fenofases de floração e de frutificação ao longo do ano para as espécies amostradas no levantamento fitossociológico em um fragmento florestal urbano no município de Criciúma, SC.

Morellato et al. (2000) ressalta que a abundância de frutos na maioria das florestas tropicais é altamente sazonal e algumas populações de frugívoros são mantidas durante os períodos de baixa oferta de recursos pelas chamadas espécies-chave.

No presente estudo a oferta de frutos se mostra disponível durante todo o ano, no entanto para a polinização existe um decréscimo acentuado durante os meses de abril a julho, mais especificamente nos meses de outono-inverno, evidenciando a ocorrência de sazonalidade para a floração.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A fragmentação da Mata Atlântica sendo recente, seu efeito sobre a biota é ainda pouco conhecido. O fragmento florestal (5,2 hectares) onde foi realizado o presente estudo possui alta riqueza de espécies, sobretudo de Myrtaceae e Lauraceae, se comparado com outros estudos realizados na região, tornando-o importante como centro de dispersão de diásporos para áreas adjacentes, em estádios sucessionais menos avançados.

Três espécies de Myrtaceae são citadas pela primeira vez para o sul de Santa Catarina: *Eugenia platysema*, *E. psidiiflora* e *Neomitranthes cordifolia*.

As dez primeiras espécies acumularam, aproximadamente, um terço do valor de importância (35,0%). As espécies com um único indivíduo amostrado, equivaleram a 2,0% do total do valor de importância. Muitas dessas espécies (consideradas raras) apresentou indivíduos de grande porte, sobretudo *Maclura tinctoria*, *Casearia decandra* e *Inga urugüensis*.

O maior valor de importância obtido por *Cryptocarya moschata* não é usualmente encontrado na mata atlântica da região (florestas primárias ou em estágio avançado de regeneração natural), que colocam na primeira posição *Euterpe edulis*.

Cryptocarya moschata foi a primeira espécie em valor de importância, superando as demais, sobretudo em função de seu alto valor de dominância, frequência e densidade. Os valores de dominância também determinaram a posição de *Psychotria vellosiana*, *Matayba guianensis* e *Aspidosperma parvifolia*. Densidade e frequência determinaram a posição de *Myrcia pubipetala* e *Alsophila setosa*.

Os valores de diâmetro a altura do peito (DAP) variaram de 5,0 a 76,5 cm. As árvores com o fuste mais desenvolvido foi um indivíduo de *Aspidosperma parvifolia* (76,5 cm), seguido de um indivíduo de *Ocotea urbaniana* (66,5 cm) e um de *Matayba guianensis* (63,7 cm).

A distribuição do número de indivíduos por classe de diâmetro, indicou que a maioria das árvores amostradas, aproximadamente 65% do total, concentrou-se na primeira classe (valores compreendidos entre 5,0 e 9,9 cm). Apenas 20 indivíduos (1,4%) apresentaram diâmetro superior a 40 cm.

Com relação à distribuição espacial das espécies, *Myrcia pubipetala* é a que se apresenta mais bem distribuída, estando presente em 46 das 100 unidades amostrais, seguida de *Cryptocarya moschata* (39), *Cabralea canjerana* (36), *Guatteria australis* e *Psychotria vellosiana* em 35 parcelas.

Além das espécies freqüentes, como as citadas acima, existem ainda as espécies raras, que só aparecem com densidade de apenas um indivíduo por hectare. No presente estudo foi amostrado 31 espécies (22,6%) consideradas como raras.

A área basal total de 27,94 m²/ha pode ser considerado baixa, quando comparada com estudos realizados em florestas primárias e secundárias tardias na mata atlântica do sul do Brasil.

Entre as espécies que apresentaram maior contribuição percentual à área basal total estão: *Cryptocarya moschata* (6,67%), *Matayba guianensis* (6,63%), *Aspidosperma parvifolia* (6,27%) e *Psychotria vellosiana* (4,83%), acumulando 24,40% do total.

No presente estudo, do total, 95% das espécies apresentaram estratégia de polinização zoofílica e 5% anemofílica. A estratégia de dispersão mais encontrada, independente da forma de cálculo (número de espécies ou de indivíduos), foi a zoocórica (80%) seguida, dentro do critério de riqueza de espécies pela autocórica (12%), com um percentual de espécies bem inferior e a anemocórica, observada apenas em 8% das espécies. Levando-se em conta o número de indivíduos obteve-se 78% para a estratégia de dispersão zoocórica, seguida pela autocórica (15%) e anemocórica (7%).

O conhecimento produzido no fragmento florestal estudado poderá, no futuro, fornecer alternativas de uso e manejo de outras áreas similares. Sua manutenção é importante para estimular a preservação de outros fragmentos florestais próximos a áreas urbanas.

As informações obtidas a partir deste levantamento, além de contribuir para o conhecimento da biodiversidade regional, poderão servir para a restauração de fragmentos florestais alterados, com indicação de espécies de diferentes grupos funcionais, bem como demonstrar a importância das interações interespecíficas na manutenção e preservação das florestas urbanas.

Fragmentos florestais urbanos não podem ser tratados do mesmo modo que uma área contínua, onde as medidas de preservação devem ser muito diferentes. Enquanto em áreas urbanas, em geral fragmentadas e impactadas, a ação do homem em medidas de manejo e recuperação torna-se indispensáveis, em áreas contínuas e afastadas dos centros urbanos, estas ações podem não ser necessárias ou terão enfoque bastante diversos.

6 REFERÊNCIAS

ACCACIO, G. M. et al. Ferramentas Biológicas para Avaliação e Monitoramento de Habitats Naturais Fragmentados. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 367-389.

ALEIXO, A. Aves da Mata de Santa Genebra: lições para a conservação de fragmentos florestais. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 83-86.

ALLEN-WARDELL, G. et al. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. **Conservation Biology**, v. 12, n. 1, p. 8-17, 1998.

ANTONIONI, Y. et al. Insetos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 239-273.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Árvores do Sul: guia de identificação & interesse ecológico**. Porto Alegre: Instituto Souza Cruz, 2002.

BAWA, K. S. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, n. 21, p. 399-422, 1990.

BAWA, K. S.; PERRY, D. R.; BEACH, J. H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. **American Journal of Botany**, v. 72, p. 331-345, 1985.

BECHARA, F. C. **Restauração ecológica de restingas contaminadas por *Pinus* no parque florestal do Rio Vermelho**. 2003. 123 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

BRASIL. Ministério. CONAMA. Resolução do CONAMA nº. 004, de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina. **Coleção de leis [do] Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1>>. Acesso em: 8 de nov. 2003.

BRITEZ, R. M. et al. Manejo do Entorno. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 347-365.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

BROKAW, N. V. L.; SCHEINER, S. M. Species composition in gaps and structure of a tropical forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 538-541, 1989.

BUDOWSKI, G. The choice and classification of natural habitats in need of preservation in Central America. **Turrialba**, v. 15, n. 3, p. 238-246, 1965.

BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, p. 44-48, 1970.

CAMACHO, M.; OROZCO, L. Patrones fenológicos de doce espécies arbóreas del bosque montano de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 46, n. 3, p. 533-542, 1998.

CITADINI-ZANETTE et al. Myrtaceae do sul de Santa Catarina: subsídio para recuperação de ecossistemas degradados. **Rev. Tecnologia e Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 61-75, 2003.

CITADINI-ZANETTE, V. Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de Mata Atlântica na microbacia do rio novo, Orleans, SC. 1995. 236 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

CRONQUIST, A. The evolution and classification of flowering plants. 2 ed. Bronx: NYBG, 1988.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedlings recruitment under parents **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 675-678, 1995.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v. 12 (supl.), p. 47-55, 1980.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a Restauração Ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 3-26.

FAEGRI, K.; VAN DER PIJL, L. **The principles of pollination ecology**. 3. ed. Oxford: Pergamon Press, 1979.

FISZON, J. T. et al. Causas Antrópicas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 66-99

FOURNIER, L. A.; CHARPANTIER, C. El tamaño de la muestra y la frecuencia de las observaciones en el estudio de las características fenológicas de los árboles tropicales. **Turrialba**, n. 25, p. 45-48, 1975.

FRANCESCHINELLI, E. V et al. Interações entre Animais e Plantas. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 275-295.

GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MORELLATO, P. C. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 395-422.

GÓMEZ-POMPA et al. E. Pioneer species distribution in tree fall gaps in neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology**, v. 41, n. 1, p. 77-88, 1988.

GÓMEZ-POMPA, A.; VÁSQUEZ-YANEZ, C. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest Succession: concepts and application**. New York: Springer-Verlag Press, 1981. p. 247-266.

GÓMEZ-POMPA, A.; WIECHERS, B. L. Regeneration de los ecosistemas tropicales y subtropicales. In: GÓMEZ-POMPA, A.; AMO, R. S. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de las selvas altas en Vera Cruz, México**. México: Continental, 1979. p. 11-30.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, supl., p. 23-30, 1980.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: SOULE, M.E. **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer Associate, 1986. p. 205-231.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.

IZA, O. B. **Parâmetros de auto-ecologia de uma comunidade arbórea de Floresta Ombrófila Densa, no Parque Botânico do Morro do Baú, Ilhota, SC**. 2002. 76 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

JARENKOW, J. A. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. 1994. 122 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Avanços tecnológicos no programa de restauração com espécies nativas. In: SEMINÁRIO RESTAURAÇÃO FLORESTAL: FUNDAMENTOS E ESTUDOS DE CASOS, 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: EMBRAPA, 2003. p. 65-74.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicação para o manejo e a conservação In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA BRASILEIRA, 3., 1993, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1993. p. 1-9.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de Formações Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 249-270.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; SOUZA, L. M. I. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 2, n. 32, p. 65-70. 1998.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.; BORGES, A. Pesquisa e recuperação de áreas degradadas na mata atlântica. In: CONSELHO NACIONAL DA BIOSFERA DA

MATA ATLÂNTICA. **Recuperação de Áreas Degradadas na Mata Atlântica:** Catálogo Bibliográfico, Conselho Nacional da Biosfera da Mata Atlântica, 1997. p.11-16.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 31/32, p. 1-389. 1979/1980.

KNOWLES, O. H.; PARROTTA, J. A. Amazonian forest restoration: an innovative system for native species selection based on phonological data and performance indices. **Commonwealth Forestry Review**, v. 74, p. 230-243, 1995.

LAPS, R. R. et al. Aves. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 153-181.

LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 21-24, 1998.

LEITÃO-FILHO, H. F. A Vegetação: a vegetação da Reserva Santa Genebra. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 19-35.

LEITÃO-FILHO, H. F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. São Paulo: Unesp/Unicamp, 1993.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro, IBGE, v. 2, 1990. p.113-150.

LEPSCH-CUNHA, N.; GASCON, C.; KAGEYAMA, P. The genetics of rare tropical forests: implications for conservation of a demographically heterogeneous group. In: BIERREGAARD, R.O. et al. (Ed.). **Lessons from Amazonia:** the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press: New Haven, 2001. p. 79-95.

LISBOA, R. B. Z. **Análise fitossociológica de uma comunidade arbórea na floresta ombrófila densa, no parque botânico do morro baú, Ilhota/SC**. 2001. 132 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

MANTOVANI, W. **Estrutura e Dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape, SP**. 1993. 123 f. Tese (Livre Docência) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

MARTINEZ-RAMOS, M. Claros, ciclos vitales de los arboles tropicales y regeneración de las selvas altas perenifolias. In: GÓMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, R. S. (Ed.). **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Vera Cruz, México**. Alhambra Mexicana, 1985. p.191-240.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma Floresta Mesófila**. Campinas: Ed. da UNICAMP, 1991.

MARTINS, R. **Florística, estrutura fitossociológica e interações interespecíficas de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa como**

subsídio para recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão, Siderópolis, SC. 2005. 94 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MELO, M. M. R. F.; MANTOVANI, W. Composição florística e estrutura de trecho de mata atlântica de encosta, na Ilha do Cardoso (Cananéia, SP, Brasil). **Bol. Inst. Bot.**, v. 9, p. 107-158, 1994.

METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: análise bibliográfica. **An. Acad. Bras. Ci.**, v. 71, n. 3, p. 445-462, 1999.

METZGER, J. P. W. Changements de la structure du paysage et richesse spécifique des fragments forestiers dans le sud-est du Brésil. **C. R. Acad. Sci. Paris**, n. 321, p. 319-333, 1998.

MOONEY, H. A. et al. The study of physiological ecology of tropical plants – current status and needs. **BioScience**, v. 30, n. 1, p. 22-26, 1980.

MORAES, P. L. R.; MONTEIRO, R.; VENCovsky, R. Conservação genética de populações de *Cryptocarya moschata* Nees (Lauraceae) na Mata Atlântica do estado de São Paulo. **Rev. bras. Bot.**, v. 22, 1999.

MORAES, P. L. R.; PAOLI, A. A. S. Morfologia e estabelecimento de plântulas de *Cryptocarya moschata* Nees, *Ocotea catharinensis* Mez e *Endlicheria paniculata* (Spreng) MacBride - Lauraceae. **Revta brasil. Bot.**, v. 22, n. 2 (suplemento), p. 287-295, 1999.

MORELLATO, P. C. Frutos, Frugívoros e a Dispersão de Sementes. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 64-65.

MORELLATO, P. C. As Estações do Ano na Floresta. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 37-41.

MORELLATO, P. C. et al. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 811-823, 2000.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Introdução. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 15-18.

MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York : Wiley, 1974.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 2000.

NEGRELLE, R. R. B. **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da floresta atlântica na Reserva Volta Velha, mun. Itapoá, SC.** 1995. 222 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

NEGRELLE, R. R. B. The Atlantic forest in the Volta Velha Reserve: a tropical rain forest site outside the tropics. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, n. 5, p. 887-919, 2003.

OMETTO, J. C. Classificação Climática. In: **Bioclimatologia vegetal**. São Paulo: Agronômica/CERES, 1981. p. 389-404.

PARDINI, R. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 2567-2586, 2004.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328p.

RANKIN-DE-MERONA, J. M.; ACKERLY, D. D. Estudos populacionais de árvores em florestas fragmentadas e as implicações para conservação *In Situ* das mesmas na Floresta Tropical da Amazônia Central. **IPEF**, n. 35, p. 47-59, 1987.

REIS, A. **Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* – (Palmae) em uma floresta Ombrófila Densa Montana da Encosta Atlântica em Blumenau, SC**. 1995. 154 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1995.

REIS, A. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. 1993. 136 f. Tese (Livro Docência) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1993.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de Áreas Degradadas Utilizando Interações Interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 91-110.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais no Brasil. Anais do Simpósio sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**, Piracicaba, 2001.

REIS, A.; REIS, S. M.; FANTINI, C. A. Sustentabilidade das florestas tropicais: uma utopia? **Ciências e Ambiente**, n. 9, p. 29-38, 1994.

REIS, A.; ZAMBONIM, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestadas degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, Caderno n. 14, 1999.

RODRIGUES, R. R. A sucessão florestal. In: MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org.). **Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana: Reserva Santa Genebra**, 1995. p. 30-36.

SANTA CATARINA (Estado). **Atlas de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro, 1986.

SANTA CATARINA (Estado). **Atlas escolar de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro/IOESC, 1991.

SANTOS, R. **Reabilitação de Ecossistemas Degradados pela Mineração de Carvão a Céu Aberto em Santa Catarina, Brasil**. 2003. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SANTOS, R.; LEAL-FILHO, L. S.; CITADINI-ZANETTE, V. Reabilitação de ecossistemas degradados pela mineração de carvão a céu aberto em Santa Catarina, Brasil. **Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP**, BT/PMI/205, p. 1-20, 2003.

SCARIOT, A. et al. Vegetação e Flora. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 103-123.

SCHNEIDER, M. P. C. et al. Genética de Populações Naturais. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 297-315.

SECHREST, W. et al. Hotspots and the conservation of evolutionary history. **PNAS**, february, v. 99, n. 4, p. 2067-2071, 2002.

SEVEGNANI, L. **Dinâmica de população de *Virola bicuhyba* (Schott) Warb. (Myrsinaceae) e fitossociologia de Floresta Pluvial Atlântica, sob clima temperado, Blumenau, SC**. 2003. 195 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SEVEGNANI, L. **Fitossociologia de uma floresta secundária, Maquiné, RS**. 1995. 148 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

SILVA, A. F.; LEITÃO-FILHO, H. F. Composição florística e estrutura de um trecho de mata atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). **Rev. Bras. Bot.**, v. 5, p. 43-52. 1982.

SILVA, F. C. **Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta atlântica no município de Morretes - Estado do Paraná**. 1985. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1985.

SILVANO, D. L. et al. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Org.). **Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 184-200.

SMYTHE, N. The importance of mammals in Neotropical Forest Management. In: COLÓN, J. C. (Ed.). **Management of the forests of tropical America: Prospects and Technologies**. Puerto Rico, 1986. p. 79-88.

SOBRAL, M. **A Família Myrtaceae no Rio Grande do Sul**. São Leopoldo: Unisinos, 2003.

SOS MATA ATLÂNTICA. Disponível em <<http://www.sosmatatlantica.org.br/>>. Acesso em: 2 mar. 2005.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revta brasil. Bot.**, v. 22, n. 2, p. 217-223, 1999.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; MARINS, J. F.; SILVA, J. M. C. La biodiversidad brasilenã, amenazada. **Investigación y Ciencia**, mayo, p. 42-49, 2002.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, p. 165-176, 2002.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1419-1425, 2004.

TEIXEIRA, M. B. et al. Vegetação. In: **Folha SH. 22 Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim : geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra**. IBGE, 1986. p. 541-632.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associate, 1986. p. 33-44.

TONHASCA-JUNIOR, A. **Ecologia e História Natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

TRYON, R. M.; TRYON, A. F. **Ferns and allied plants: with special reference to tropical America**. New York: Springer Verlag, 1982.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 2. ed. Berlim: Springer-Verlag, 1972.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As Comunidades Vegetais e Associações Vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. 5. Agrupamentos arbóreos da encosta catarinense, situados em sua parte norte. **Sellowia**, v. 20, p. 53-126. 1968a.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As Comunidades Vegetais e Associações Vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. 6. agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situados ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. **Sellowia**, v. 20, p. 127-180. 1968b.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As Comunidades Vegetais e Associações Vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. 1. As comunidades do Município de Brusque, Estado de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 8, p. 81-235, 1957.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As Comunidades Vegetais e Associações Vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. 2. Dinamismo e fidelidade das espécies em Associação do Município de Brusque, Estado de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 10, p. 9-124, 1959.

VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As Comunidades Vegetais e Associações Vegetais da Mata Pluvial do Sul do Brasil. 4. As associações situadas entre o Rio Tubarão e a Lagoa dos Barros. **Sellowia**, v. 20, p. 57-114. 1963.

VIANA, V.M.; L. A. F. V. PINHEIRO. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H. (Ed.) **Tropical trees as living systems**. Cambridge: Cambridge University Press, 1978. p. 639-655.

ZAMBONIM, R. M. **Banco de dados como subsídio para conservação e restauração nas tipologias vegetacionais do parque estadual da Serra do Tabuleiro**. 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

ZILLER, S. R. **A estepe gramíneo-lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica**. 2001. 268f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

ZOUCCAS, B. C. **Subsídios para restauração de áreas degradadas: banco de dados e análise das espécies vegetais de ocorrência no sul de Santa Catarina**. 2002. 132 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.